



HAL
open science

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

Christophe Depres

► To cite this version:

Christophe Depres. 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. Sciences de l'Homme et Société. Université de Bourgogne, 2006. Français. NNT : . tel-02824778

HAL Id: tel-02824778

<https://hal.inrae.fr/tel-02824778>

Submitted on 6 Jun 2020

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

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

UNIVERSITÉ DE BOURGOGNE
U.F.R. DE SCIENCE ÉCONOMIQUE ET DE GESTION

Année 2006

THÈSE

pour obtenir le grade de

Docteur en Sciences Economiques

présentée et soutenue publiquement

par

Christophe DEPRES

Le 2 octobre 2006

**UNE APPROCHE NEO-INSTITUTIONNELLE DE LA FOURNITURE
DE SERVICES ENVIRONNEMENTAUX**

**Le cas du service d'épandage agricole des boues d'épuration et ses formes
d'organisation territoriale**

Sous la direction de Mme. Danièle CAPT

Membres du Jury :

Catherine BAUMONT, Professeur à l'Université de Bourgogne (LEG)

Danièle CAPT, Professeur à l'ENESAD, Dijon (CESAER) (directrice de thèse)

Philippe DULBECCO, Professeur à l'Université d'Auvergne (CERDI)

Marc GUÉRIN, Chef du département « gestion des territoires » du Cemagref

Claude MENARD, Professeur à l'Université Paris I Panthéon-Sorbonne (ATOM) (rapporteur)

Guido VAN HUYLENBROECK, Professeur, Université de Gand, Belgique (rapporteur)

« La faculté n'entend donner aucune approbation ni improbation aux opinions émises dans les thèses. Ces opinions doivent être considérées comme propres à leurs auteurs. »

RESUME

La thèse développe une approche néo-institutionnelle de la fourniture de services environnementaux et du rôle des pouvoirs publics. Elle avance l'idée qu'il existe une pluralité d'arrangements contractuels susceptibles d'être efficaces pour encadrer la fourniture de ces services : contrats spots, contrats de long terme et contrats administrés. Elle pose la question de l'efficacité comparée de ces arrangements. Elle développe ensuite un cadre d'analyse inspirée de la théorie des coûts de transaction et le confronte à l'analyse empirique d'un cas : le service d'épandage de boues de stations d'épuration par les agriculteurs. Le cas étudié montre l'importance du contrat administré compte tenu des caractéristiques du service : multiplicité des acteurs concernés, difficultés de mesure de la qualité des boues. Il montre, en outre, l'intérêt de tenir compte des facteurs micro-institutionnels dans l'analyse.

Mots clés : Service environnemental, Economie néo-institutionnelle, Micro-institution, Coûts de transaction, Agriculture, Epandage de boues d'épuration

ABSTRACT

The PhD thesis develops a neo-institutional approach of the supply in environmental services and of the role played by authorities. The idea puts forward is the plurality of contractual arrangements likely to be efficient to supervise the supply of these services such as spot contracts, long-term contracts and administrated contracts. This thesis raises the question of the compared efficiency of these arrangements. Then, it develops a framework inspired from the transaction costs theory and confronts it with the empirical analysis of the following case: sewage sludge spreading service by farmers. The studied case shows the importance of the administered contract considering the service characteristics which are as follows: multiplicity of concerned stakeholders and difficulties in measuring sludge quality. Besides, it shows the interest of taking into account micro-institutional factors in the analysis.

Key words : Environmental Service, New Institutional Economics, Micro-institution, Transaction Costs, Agriculture, Sewage Sludge Spreading

JEL : H41 ; H73; K32 ; L95 ; Q 53 ; R52

REMERCIEMENTS

Je souhaite d'abord exprimer mes plus vifs remerciements à ma directrice de thèse, Danièle Capt, pour la qualité de son encadrement marqué par une très grande rigueur et un engagement inscrit dans la durée, me consacrant toujours un temps précieux. Elle a su à la fois maintenir le « cap » de la thèse et me laisser une grande et appréciable liberté d'investigations tant au niveau théorique qu'empirique. Elle a également pris soin d'organiser au mieux les conditions à la fois intellectuelles et matérielles de mon insertion dans l'UMR CESAER INRA-ENESAD de Dijon, laboratoire d'accueil de ma thèse.

J'exprime également ma plus grande gratitude à mon « co-encadrant », Dominique Vollet, qui a pris une part très active dans le suivi rapproché de mon travail. Il a grandement contribué à mon parcours scientifique et mon insertion au sein de l'UMR Métafort. Le programme de recherche financé par l'Agence de l'eau Loire-Bretagne, l'ADEME et l'Union européenne et intitulé « *Gestion durable des boues d'épuration : Recherche sur les conditions de pérennisation de leur valorisation agricole* » qu'il a dirigé en collaboration avec Olivier Aznar, a grandement contribué à l'élaboration de cette thèse.

Je remercie le *Cemagref*, en tant que laboratoire associé au suivi de ma thèse, pour m'avoir fourni une grande partie des moyens matériels nécessaires à la réalisation de cette recherche.

Merci à Georges Gosset, directeur de l'Enita-Clermont pour la confiance qu'il m'a accordée et les moyens matériels qu'il a également mis à ma disposition.

Les nombreux échanges avec George Amon, Olivier Aznar, Marielle Berriet-Sollic, Douadia Bougherara, Jean-Marc Callois, Eshien Chong, Jean-Paul Daubard, Gilles Grolleau, Freddy Huet, Pascale Lofredi, Philippe Jeanneaux, Gabriel Lecat, Naoufel Mzoughi, Sylvain Rousset, Yves Schaeffer, Thongpeth Chanthanivong, Aurélie Trouvé, Stéphanie Truchet ont contribué à la progression de ce travail.

Je remercie chaleureusement Emilie Bayard, Benoît Feryn, Aurélien Laporte, Lucie Massardier et Benoît Vigreux, dont les mémoires de fin d'études ont alimenté certaines parties de cette recherche.

Je tiens à exprimer ma gratitude à tous ceux qui ont relu tout ou partie de mon travail. Jean-Michel Glachant, Sylvie Lupton, Béatrice Michalland, Emmanuel Raynaud, Sylvain Rousset, Nadine Turpin trouveront ici mes remerciements pour leurs relectures. Leurs remarques constructives ont contribué à l'avancée du travail.

Je désire aussi remercier les documentalistes des deux institutions – Colette Cadiou et Évelyne Julien – très efficaces pour répondre à mes besoins bibliographiques ; Philippe Richard, Michel Visalli, Bénédicte Robert, Claudine Younès de l'UMR CESAER ainsi que Geneviève Bretière et Serge Herviou du Cemagref pour la qualité des traitements statistiques qu'ils ont réalisés.

Merci aux collègues du département « Territoire et Société » de l'Enita-Clermont, Monique Begon, Sandrine Begon, Jean-Paul Fanget, Marion Guillot, Colette Launay, Laurent Léger, Jean-François Mamdy, Armelle Maumelat, Luc Mazuel, Philippe Jeanneaux et Véronique Roussel pour leurs encouragements.

Merci à tous les collègues de l'Enita-Clermont et plus particulièrement au très dévoué Jacques Pitavy, à Annabel Barthélémy et Véronique Auclair pour les coups de main de dernière minutes.

A cet instant j'adresse aussi un grand merci à plusieurs personnes qui ont joué, chacun à leur manière, un rôle déterminant dans mon parcours : Olivier Aznar, Jean-Paul Daubard, Denis Lépicié, Philippe Perrier-Cornet et Philippe Jeanneaux.

J'ai une pensée particulière pour mes collègues de DEA : Anne, Lucien et Rachel, qui pour certains se sont également lancés dans l'aventure de la thèse.

Enfin, ce travail doit beaucoup à mes proches, à ma famille et bien sûr à Chinda, mon épouse. Ils m'ont toujours soutenu durant ces longues années.

SOMMAIRE

<i>Résumé</i>	1
<i>Abstract</i>	1
<i>Remerciements</i>	3
<i>Sommaire</i>	5
<i>Introduction générale</i>	9
<i>Chapitre 1 : L'organisation du service d'épandage des boues d'épuration : une perspective historique du cas de la France</i>	19
<i>Chapitre 2 : Fondements théoriques et cadre d'analyse de la fourniture de services environnementaux</i>	55
<i>Chapitre 3 : Les déterminants des modes de coordination de la fourniture du service d'assainissement et d'épandage des boues</i>	135
<i>Chapitre 4 : Dispositif réglementaire et arrangements contractuels destinés à encadrer la fourniture du service : un cas de gouvernance mixte</i>	167
<i>Chapitre 5 : Le rôle et l'efficacité des dispositifs micro-institutionnels : une analyse comparative dans deux départements français</i>	211
<i>Conclusion générale</i>	259
<i>Références bibliographiques</i>	264
<i>Liste des tableaux</i>	278
<i>Liste des graphiques</i>	280
<i>Liste des encadrés</i>	281
<i>Liste des sigles et abréviations</i>	284
<i>Liste des annexes</i>	288
<i>Table des matières</i>	305

Introduction générale

INTRODUCTION GENERALE

Le contexte de la thèse

La protection de l'environnement dans le contexte de croissance de la population et de concentration urbaine est devenue en quelques années un secteur d'activité économique en croissance. Le chiffre d'affaires mondial du secteur s'est établi, selon les estimations, à 563 milliards de dollars en 2003, dont environ 85 pour cent représentés par les Etats-Unis, l'UE et le Japon. Il a connu une croissance de plus de 15 pour cent entre 1996 et 2003. Les secteurs les plus importants sont ceux du traitement des eaux usées, de la gestion des déchets et de la lutte contre la pollution atmosphérique (CNUCED, 2003). L'OCDE (2000) voit dans cette croissance, un effet de la libéralisation des échanges qui aurait un impact positif à la fois pour « *la promotion de la protection de l'environnement et le développement économique* ». De même, l'Organisation mondiale du commerce (OMC) considérait en 1998 que « *l'élimination des barrières commerciales dans le secteur des services environnementaux peut aider à relever le défi pour la société de remédier aux problèmes de pollution et de dégradation de l'environnement, de manière économiquement efficiente* ». L'intérêt du marché doit cependant être largement nuancée si l'on considère les travaux récents du Programme des nations unies pour l'environnement (2005) qui fait état d'une inquiétante dégradation de la valeur des écosystèmes mondiaux. Rien n'indique donc comme semble le penser l'OMC (1998) que « *la libéralisation conduira à des prix plus bas, à une amélioration de la qualité et à une plus diversité des services rendus* ». Dasgupta (2005) et Stiglitz (2005) se sont récemment exprimés publiquement pour faire respectivement état du « *patrimoine perdu des nations* » et de l'urgence d'adopter « *un modèle de croissance propre* ».

Les controverses portent également sur la mise en œuvre d'un modèle de croissance plus respectueux de l'environnement. La protection de l'environnement ne peut reposer uniquement sur la coordination décentralisée des acteurs privés. « *Le marché ne peut pas tout et, sans mener pour autant à l'élimination de toute concurrence, une intervention publique peut, dans certains cas, être nécessaire pour répondre à des besoins jugés socialement essentiels* » (Cohen et Henry, 1998). L'Etat et la réglementation environnementale ont un rôle important, à la fois du côté de la demande (solvabilité, assurance de la participation du plus grand nombre) et du côté de l'offre (incitation au développement de technologies permettant de maintenir le caractère renouvelable des ressources naturelles), de sorte que de nombreuses activités de services collectifs à dimension environnementale continuent à être qualifiées de services publics bien que le champ d'intervention des acteurs privés se soit considérablement étendu. « *Les gouvernements sont toujours fortement impliqués dans le secteur des services environnementaux, mais leur rôle évolue progressivement. D'un rôle de principal fournisseur*

de ces services, ils assument de plus en plus un rôle de partenaire et de régulateur » (World Trade Organization, 1998).

Intérêt et définition des termes du sujet

La question du rôle de l'Etat et des formes d'ordre privé dans la production de services environnementaux est au centre de notre recherche. Nous avons choisi de nous centrer sur l'analyse des modes de coordination à l'œuvre dans la production de ces services et leur efficacité.

L'intérêt de notre thèse sur le plan théorique est de proposer un cadre d'analyse de la production de services environnementaux inspiré des développements récents de la théorie des coûts de transaction. C'est pourquoi le service sera ici défini comme une transaction ou un ensemble de transactions entre un ou plusieurs agents économiques qualifiés de prestataires et un ou plusieurs bénéficiaires (confondus ou non avec le commanditaire du service). L'objet de la transaction est la fourniture, par le prestataire, d'une capacité technique (ensemble de moyens techniques et humains) en vue de transformer, entretenir ou améliorer les caractéristiques utiles d'un bien support appartenant au second (Gadrey, 1996). Lorsque le bien support est un bien de nature, alors le service a une visée environnementale et est qualifié de service environnemental. En outre, lorsque le bien support n'est pas approprié, le service est qualifié de collectif car les bénéficiaires du service profitent à tous et que les bénéficiaires diffèrent du commanditaire. Nombre de services environnementaux sont donc des services collectifs dont la visée est d'améliorer les caractéristiques d'un bien de nature (Aznar, 2002). Le service environnemental peut dans certains cas être assimilé à une externalité positive, mais il se distingue de l'externalité par le critère de l'intentionnalité, c'est-à-dire la mise en œuvre de moyens de production (techniques et humains) spécifiques et dédiés à la réalisation d'un objectif bien identifié d'amélioration de la qualité d'un bien de nature. Le service environnemental viserait même à réduire ou prévenir les nuisances associées à une externalité négative.

L'intérêt de notre travail se situe également au niveau empirique. Nous avons choisi tout d'abord de nous centrer sur le cas de la dégradation de l'eau, un bien « rare » de première nécessité pour l'homme et non substituable. Nous avons retenu l'analyse de ce cas parce que la maîtrise de la dégradation de l'eau constitue un enjeu important dans le devenir de nos sociétés industrialisées où la croissance urbaine s'accompagne d'un rejet croissant et concentré de déchets menaçant l'environnement en général, et la qualité de l'eau en particulier. La thèse met l'accent sur ce cas en raison de l'enjeu financier qu'il représente pour les années à venir (Camdessus, 2003). Les bienfaits supposés du marché font l'objet de critiques sévères (Faujas, 2003; Laimé, 2005) parce qu'en France, « *le prix de l'eau connaît, à la différence de ceux de l'électricité et du gaz qui baissent en francs constants, une dérive inquiétante* » selon le Haut conseil du secteur public (1999). Nous avons également choisi ce

sujet parce que nous portons un intérêt particulier à l'évolution du rôle de l'agriculture en direction de la production de services (Capt, 1997). Malgré son recul relatif en termes d'emplois et de valeur créée, l'agriculture maintient son emprise foncière sur les espaces périurbains et ruraux et joue un rôle de plus en plus important dans la gestion des espaces, au-delà de sa fonction originelle de productrice de biens destinés à l'alimentation (Perrier-Cornet et Hervieu, 2002). En outre, l'activité agricole si elle est concernée par la dégradation de la qualité des eaux souterraines du fait de son usage intensif d'engrais, dans le même temps, elle est sollicitée comme solution au problème posé par l'urbanisation qui s'accompagne d'un rejet croissant d'effluents dans les eaux de rivière.

Le sujet porte sur un des leviers choisis pour protéger la ressource en eau qui est d'installer des équipements collectifs de traitement des eaux usées (stations d'épuration). En effet, les équipements d'assainissement collectif mis en place contribuent à réduire fortement le problème de dégradation sans toutefois le supprimer totalement, car les systèmes d'assainissement produisent également des déchets (les boues) qu'il s'agit alors de traiter. Les solutions techniques adoptées par les communes pour traiter les boues sont de trois types : l'épandage sur des sols agricoles, l'incinération et le stockage. Ces types de traitement génèrent des dégradations de différents ordres selon la technologie de traitement adoptée : l'incinération des boues contribue à la dégradation de la qualité de l'air et à la consommation d'énergie fossile ; le stockage des boues présente des inconvénients en raison des possibilités d'infiltration dans le sol et génère des gaz toxiques ; enfin, l'épandage génère des nuisances olfactives mais surtout affecte la qualité des sols, posant des problèmes de contamination accidentelle possible des plantes cultivés et des animaux. La question de l'efficacité environnementale comparée de ces technologies est ainsi l'objet d'un débat important. Celle de l'efficacité économique comparée de ces technologies l'est toutefois tout autant. Bien que considérée comme la moins « polluante » et la moins coûteuse (Arthur Andersen Environnement, 1999), la technologie de l'épandage soulève beaucoup de problèmes que la thèse examine.

Le service d'épandage étudié fait donc partie intégrante d'un ensemble plus large correspondant aux services collectifs d'assainissement dont la visée est la protection de la qualité de l'eau par la mise en place de technologie d'épuration des eaux et de traitement des boues. Le service d'épandage comprend un ensemble de tâches allant de l'extraction des boues de la station d'épuration à leur épandage sur des sols agricoles, en passant par des opérations de traitements liminaires, de transport et de stockage.

La formulation de la thèse soutenue

La thèse soutenue repose sur deux idées centrales. Tout d'abord, la première idée force est que les arrangements ne se réduisent pas à deux situations polaires que seraient le « tout Etat » et le « tout marché », qu'il existe une pluralité de configurations organisationnelles

entre les deux. La question posée dans la thèse est alors celle de l'efficacité comparée des arrangements susceptibles de fournir efficacement des services environnementaux. Cette question fait l'objet de débats entre plusieurs approches. En effet, plusieurs écoles peuvent être distinguées selon leurs problématiques et leurs prescriptions sur la nécessité et les conditions de l'intervention publique. La première approche (la plus ancienne), celle de l'économie publique, met l'accent sur les défauts de marché qui justifient au nom de l'efficacité économique une intervention correctrice des Etats. A cette conception s'opposent les théories du « choix public » (théorie des groupes d'intérêt) et des droits de propriété qui considèrent que la réglementation est inefficace et doit laisser la place aux mécanismes de coordination par le marché. Mais ces approches n'abordent, chacune, qu'une seule solution au problème de coordination posé par la production de services environnementaux alors que nous nous intéressons à l'arbitrage entre ces solutions. Ainsi, nous privilégions l'approche comparative de l'économie néo-institutionnelle et ne préjugeons pas *a priori* de la supériorité de tel mode organisationnel sur tel autre.

Ensuite, la deuxième idée force est l'importance du rôle joué par les pouvoirs publics dans la fourniture des services environnementaux. Compte tenu de la nature des problèmes posés, de la multiplicité des acteurs concernés et des difficultés de mesure des nuisances, un cadre réglementaire global s'impose à tous. L'action publique combine plusieurs registres. Des instruments coercitifs (normes de rejets notamment) privilégiant l'atteinte de l'objectif environnemental par rapport à celui de minimisation des coûts privés, pour assurer la qualité du service rendu. Des instruments incitatifs pour assurer le financement du service par les consommateurs d'eau et les industriels raccordés aux réseaux collectifs d'assainissement.

Au final, la réglementation tient lieu de contrat implicite sur certains aspects du problème de la fourniture du service d'épandage. Elle encadre la qualité des effluents et des boues produites par des normes et régleme nte l'emploi des boues en agriculture par des règles portant sur les périodes d'épandage, les distances des habitations à respecter, les quantités maximales de boues pouvant être épandues. Toutefois, la réglementation n'intervient pas sur tout. Les collectivités locales sont également libres de sous-traiter tout ou partie des tâches qui leur incombent à des opérateurs privés, par exemple en délégrant la gestion de la station d'épuration.

Les thèmes explorés dans la recherche

L'ambition de cette thèse est donc d'apporter une contribution à l'analyse de l'efficacité des arrangements susceptibles de convenir pour encadrer la fourniture des services (collectifs) environnementaux et à la compréhension du rôle des pouvoirs publics pour y parvenir, à la fois par des considérations théoriques et une étude empirique traitant d'un cas. Dans la thèse, un arrangement sera considéré comme plus efficace qu'un autre s'il permet d'atteindre à un coût moindre l'objectif environnemental fixé par le réglementeur.

Compte tenu de l'ampleur et de la complexité du sujet, la thèse se limitera à deux thèmes dont l'approfondissement paraît particulièrement pertinent.

Le premier thème est celui de l'efficacité des choix organisationnels destinés à encadrer la fourniture de services environnementaux. Il consiste à examiner les tensions qui peuvent exister entre, d'une part, les considérations portées essentiellement par les acteurs privés, de minimisation des coûts de transaction, sans négliger pour autant les coûts de production et, d'autre part, la poursuite des objectifs environnementaux fixés par la réglementation.

Le second thème est celui du rôle des facteurs micro-institutionnels dans l'efficacité globale des arrangements. Il consiste à intégrer dans l'analyse les coûts de fonctionnement du cadre réglementaire : élaboration, adaptation, contrôle, supportés par les autorités administratives, mais également à montrer l'intérêt que présentent les dispositifs micro-institutionnels pour concilier les deux objectifs de qualité environnementale et de minimisation des coûts.

Le plan de la thèse

La thèse comporte 5 chapitres articulés. Le premier chapitre présente le contexte, à savoir le service d'assainissement des eaux usées domestiques et d'épandage agricole des boues d'épuration. Le deuxième chapitre présente les fondements théoriques et le cadre d'analyse élaboré pour traiter la question de recherche. Le troisième chapitre expose la thèse défendue, formule des hypothèses et présente les méthodes utilisées pour confronter nos propositions à des observations empiriques. Les deux chapitres (4 et 5) présentent les résultats du travail empirique portant, d'une part, sur l'analyse organisationnelle, d'autre part, sur l'analyse institutionnelle.

Le premier chapitre intitulé *L'organisation du service d'épandage des boues d'épuration : une perspective historique du cas de la France*, débute par la présentation du contexte de l'assainissement et du traitement des boues provenant de l'épuration des eaux usées domestiques, en mettant l'accent sur l'intervention au départ limitée de l'Etat français et des arrangements surtout locaux (section 1.). La deuxième section (2.) s'intéresse aux facteurs de remise en cause de l'organisation traditionnelle de la fourniture du service. Elle positionne la solution de l'épandage parmi l'ensemble des technologies alternatives de traitement des boues que sont le stockage et l'incinération. La troisième section (3.) présente les acteurs du traitement des eaux et des boues, puis aborde la question de leur coordination en montrant que différentes configurations organisationnelles peuvent être librement adoptées par les collectivités locales pour fournir les services. Elle débouche sur la question posée dans la thèse qui est celle de l'efficacité comparée des arrangements susceptibles de convenir pour fournir le service. Elle met, en outre, l'accent sur l'importance que prennent les coûts de transaction pour les acteurs locaux qui doivent se coordonner dans un contexte d'incertitudes sur la qualité du produit échangé et sur les impacts de sa dégradation sur l'environnement.

Le deuxième chapitre intitulé *Fondements théoriques et cadre d'analyse de la fourniture de services environnementaux*, est consacré à la présentation des bases théoriques essentielles à la compréhension du cas traité. Il vise à élaborer un cadre d'analyse des formes d'encadrement des transactions de production de services environnementaux. Son objet est d'abord de rendre compte des fondements de l'intervention publique visant à produire des règles du jeu transactionnel (cadre institutionnel légal). Pour cela, il s'appuie sur une revue de la littérature des différentes approches de la réglementation environnementale. Il vise ensuite à rendre compte des arrangements mis en place par les agents réglementés qui minimisent les coûts de l'atteinte de l'objectif environnemental. Pour cela, il met l'accent sur l'approche néo-institutionnelle (théorie des coûts de transaction en particulier) pour analyser l'efficacité comparée des arrangements institutionnels faisables. Dans une première section (1.), nous faisons le point sur la notion de service environnemental afin de délimiter le champ de la recherche. Dans la deuxième section (2.), nous réalisons une synthèse des arguments développés par les approches théoriques abordant la question des défaillances de marché et des solutions pour y remédier. Nous justifions la pertinence de l'approche néo-institutionnelle par la nature du questionnement : l'analyse de l'efficacité comparée des arrangements. Enfin, dans la troisième section (3.), nous présentons le cadre d'analyse dérivé de ces approches en examinant les déterminants de l'arbitrage entre différentes structures de gouvernance susceptibles d'encadrer la fourniture de services collectifs environnementaux.

Le troisième chapitre intitulé *Les déterminants des modes de coordination de la fourniture du service d'assainissement et d'épandage des boues*, est consacré à la formulation de la thèse défendue sur les types d'arrangements contractuels susceptibles d'encadrer efficacement la fourniture du service d'assainissement et d'épandage des boues. La première section (1.) justifie l'importance du contrat administré compte tenu de la nature des problèmes environnementaux posés. La deuxième section (2.) avance des hypothèses sur les types d'arrangements contractuels auxquels on peut s'attendre en suivant le raisonnement de la théorie des coûts de transaction (TCT). Pour cela, elle commence par caractériser les transactions puis examine le rôle joué par les facteurs micro-institutionnels. La troisième section (3.) est consacrée à la présentation des méthodes et des données mobilisées pour servir la démonstration de la thèse : d'une part, les travaux empiriques destinés à rendre compte des arrangements contractuels adoptés par les collectivités locales, d'autre part, les méthodes adoptées pour analyser le rôle et l'efficacité des micro-institutions.

Le quatrième chapitre intitulé *Dispositif réglementaire et arrangements contractuels destinés à encadrer la fourniture du service : un cas de gouvernance mixte*, traite des dispositions prises par l'Etat pour coordonner la fourniture du service et des choix contractuels des acteurs locaux. Dans une première section (1.) nous présentons le dispositif réglementaire de coordination des épandages en montrant qu'il vise d'abord un objectif d'efficacité environnementale. La seconde section (2.) est consacrée à l'analyse des différents arrangements contractuels entre acteurs locaux, afin d'examiner s'ils ont été, ou non, choisis pour minimiser les coûts (privés) de fourniture du service.

Le cinquième et dernier chapitre intitulé *Le rôle et l'efficacité des dispositifs micro-institutionnels : une analyse comparative dans deux départements français*, traite de l'efficacité globale des arrangements choisis (coûts des formes d'ordre privé et coûts de l'administration) en intégrant dans l'analyse le rôle de l'environnement institutionnel et les coûts de son fonctionnement. Il s'intéresse au rôle de dispositifs institutionnels territorialisés (qui s'intercalent entre les règles globales et le jeu des acteurs) et cherche à évaluer leurs effets sur les performances des arrangements. Dans une première section (1.), nous analysons les caractéristiques du dispositif micro-institutionnel de suivi des épandages. Nous cherchons à savoir dans quelle mesure les dispositions prévues visent ou non l'efficacité environnementale et/ou l'efficacité du point de vue économique, c'est-à-dire la réduction des coûts de production et de transaction. Dans une seconde section (2.), nous réalisons une analyse comparative des dispositifs mis en place dans deux départements du Massif Central : la Haute-Vienne caractérisée par la mise en place d'un organisme indépendant (OI) et le Puy-de-Dôme où cet organisme n'existe pas. Notre objectif est de réaliser une analyse qualitative des rôles de chacun des dispositifs départementaux puis d'essayer de quantifier les effets comparés des deux dispositifs sur les coûts de transactions supportés par les producteurs de boues et les autorités administratives.

Chapitre 1 : L'organisation du service d'épandage des boues d'épuration : une perspective historique du cas de la France

CHAPITRE 1 : L'ORGANISATION DU SERVICE D'EPANDAGE DES BOUES D'EPURATION : UNE PERSPECTIVE HISTORIQUE DU CAS DE LA FRANCE

Introduction

En France, la montée des préoccupations liées à l'environnement s'exprime, depuis la loi¹ sur l'eau de 1992, de plus en plus fortement dans le domaine de la protection de la qualité de la ressource en eau et se traduit par un encadrement réglementaire de plus en plus étroit des comportements privés. Cette tendance s'observe en France aussi bien qu'en Europe et plus largement dans l'ensemble des pays marqués par l'urbanisation de la société. Ce phénomène est accentué par la forte concentration spatiale des populations et de la production des déchets à l'origine de l'exacerbation de certains problèmes de pollution.

Le cas étudié est celui du service d'assainissement et de traitement des boues d'épuration qui relève depuis la fin du XIX^{ème} siècle, de la compétence des communes dont les responsabilités ont été récemment² accrues en raison des exigences d'une plus grande qualité de l'eau et d'une protection améliorée de l'environnement (Cour des comptes, 1997). Ce cas illustre avec une acuité particulière les raisons qui conduisent l'Etat à intervenir pour encadrer les comportements des collectivités locales et des autres acteurs locaux. Il soulève également la question de la pertinence des instruments utilisés. Il s'agit essentiellement d'un ensemble de normes ou standards fixant les objectifs à atteindre en termes de la qualité des eaux rejetés en rivière, de qualité des boues produites et de leur emploi en agriculture mais également d'une politique incitative conduite surtout par l'intermédiaire des Agences de l'eau.

Le mode de gestion des épandages que l'on peut qualifier de décentralisée laisse progressivement la place à un mode de gestion où l'Etat impose davantage d'obligations aux acteurs locaux. Celui-ci repose, d'une part, sur des mécanismes de coordination réglementaires et, d'autre part, sur des mécanismes contractuels. Nous avons donc choisi dans ce chapitre de nous intéresser à ce changement et aux nouveaux mécanismes de coordination entre acteurs locaux qui en résulte, « mettant l'accent sur la portée plus générale du cas étudié.

¹ Loi no 92-3 du 3 janvier 1992 sur l'eau qui stipule que « l'eau fait partie du patrimoine commun de la nation » et que « sa protection, sa mise en valeur (...) sont d'intérêt général ».

² Les obligations imposées par la loi aux communes peuvent se traduire par la mise en cause de la responsabilité des exécutifs locaux, non seulement en réparation des dommages subis, mais aussi sur le plan pénal. En outre, la loi n° 95-101 du 2 février 1995 relative au renforcement de la protection de l'environnement a instauré la responsabilité des personnes morales vis-à-vis des actes de pollution, l'échelle des peines étant, en ce cas, multipliée par cinq.

Le cas français est marqué par un contrôle administratif du comportement des collectivités locales instauré par l'Etat central. Dans le même temps, ce contrôle étatique n'empêche pas les communes de recourir à la délégation des services collectifs locaux à des opérateurs privés.

Dans une première section, nous revenons sur l'organisation traditionnelle du service d'épandage agricole des boues d'épuration avant les changements apportés par les instances communautaires et leur traduction dans le changement réglementaire français de 1997-98 et mettons en évidence les problèmes auxquels sont confrontées les collectivités locales.

La deuxième section analyse les facteurs explicatifs de la remise en cause de la gestion décentralisée des épandages. Elle présente ensuite les dispositions prises par l'Etat pour encourager les collectivités locales à opter pour la solution de l'épandage plutôt que pour les autres solutions techniques pour traiter les boues : incinération, stockage, considérées comme plus coûteuses et plus « polluantes ».

La troisième section est consacrée au système actuel d'organisation des épandages. Elle présente les acteurs privés et publics impliqués et leur coordination, et met l'accent sur la question des coûts de la fourniture du service qui est au centre de la recherche.

1 Section 1 – Le système traditionnel d'épandage des boues d'épuration

Dans les années 1970, l'organisation française des épandages reposait sur « *des compromis locaux et le recours à une approche contractuelle contextualisée* » (D'Arcimoles, Borraz et al., 2001). L'intervention de l'Etat français était limitée, celui-ci laissant aux collectivités locales le soin de trouver des arrangements locaux avec les agriculteurs. Cette gestion décentralisée a eu pour conséquences négatives de favoriser, en l'absence de contrôle, les comportements malveillants des gestionnaires de STEP, par exemple le rejet des boues en rivière, ou encore de mettre les collectivités en concurrence pour l'accès aux terres agricoles. Cette section commence par présenter le contexte général de l'assainissement et du traitement des boues en France puis aborde les problèmes auxquels est confronté l'épandage.

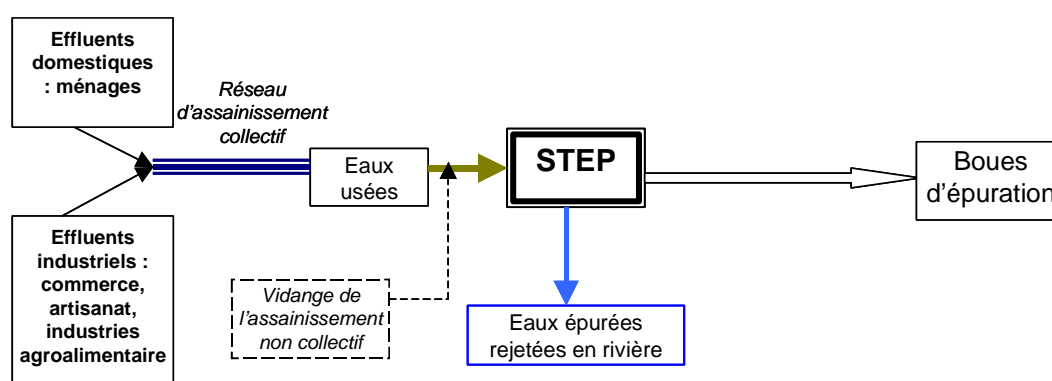
1.1 Le contexte de l'assainissement des eaux usées et du traitement des boues

1.1.1 L'assainissement des eaux usées

Des systèmes modernes d'assainissement des eaux usées domestiques se mettent progressivement en place dès le début du vingtième siècle dans les grandes métropoles européennes et nord américaines dans un objectif de salubrité publique (Cebron de Lisle,

1991). De manière chronologique, cela commence par la construction de réseaux de collecte afin d'évacuer les eaux usées rejetées par les ménages habitant les centres villes puis par le raccordement progressif de ces réseaux à des stations d'épuration (STEP) qui dépolluent les effluents avant de les rejeter dans le milieu naturel (cf. graphique n°1) .

Graphique n°1 : De la collecte des eaux usées domestiques au traitement des boues d'épuration



Source : Cemagref 2004, Ifen 2004

En France, les collectivités locales se sont équipées progressivement de STEP à la suite de la loi du 16 décembre 1964. Cette loi a institué la politique française de l'eau et créé, pour la conduire, six agences financières de bassin, également dénommées agences de l'eau. Ces agences, sous la tutelle du ministère en charge de l'environnement, fournissent de fortes incitations financières aux collectivités locales pour s'équiper.

Le développement du réseau de collecte a été fort autour de 1975 avec une croissance annuelle des investissements de 4%. La progression passe à 1,8% jusqu'en 1982, pour se stabiliser autour de 0,8% depuis 1999. En 1998, la France compte, selon l'IFEN (2004), un parc de 15 000 STEP soit une capacité d'épuration d'environ 82 millions d'équivalents habitants (EH). Plus récemment, la politique de généralisation du tout-à-l'égout imposée par la directive européenne 91/271 et relayée par la loi sur l'eau de 1992, a conduit à une augmentation des quantités d'eaux usées à traiter. Cette politique s'est traduite, entre autres, par le fait que 80% des logements français sont actuellement raccordés à un réseau de collecte des eaux usées relié ou destiné à être relié, dans un avenir proche, à une STEP.

Ainsi, entre 1992 et 2000, la production française de boues a augmenté de 50 %. En 2001, la production de boues a été de plus d'un million de tonnes de matière sèche. En outre, si l'on

considère que la dégradation des eaux usées rejetées annuellement par un habitant produit de l'ordre de 15 à 20 kg d'équivalent en matière sèche de boues, la production potentielle de boues d'origine domestique est, en France, d'environ 1,5 million de tonnes équivalent matière sèche. Ces chiffres laissent entrevoir une croissance forte et régulière de la production de boues dans les années à venir (Institut Français de l'Environnement, 2004).

1.1.2 Les systèmes épuratoires produisant des boues

1.1.2.1 Une diversité de systèmes épuratoires produisant des boues

L'action des STEP repose sur des procédés biologiques qui génèrent des sous-produits organiques nommés boues d'épuration. Les boues sont la contrepartie obligatoire de l'assainissement des eaux usées. Il n'existe pas actuellement de systèmes d'assainissement qui ne produisent pas de boues. Ces dernières résultent de l'activité biologique de micro-organismes qui transforment les matières transportées par les eaux usées pour qu'elles puissent en être extraites. Les boues sont principalement constituées de particules solides de très petite taille, de matière organique non dégradée, de matières minérales et de micro-organismes. Composées majoritairement d'eau (5 à 30% de siccité), elles se présentent sous la forme d'une soupe épaisse. Une opération de décantation vise ensuite à réduire la teneur en eau des boues puis à les extraire du système d'épuration. Le décanteur fait généralement partie intégrante des équipements de la STEP. Il est utilisé pour clarifier les eaux usées juste avant leur rejet en rivière et donc les débarrasser de la matière organique bactérienne ayant participé à leur épuration.

Il existe plusieurs types de STEP : les systèmes à lagunes utilisés majoritairement dans les STEP de petite capacité (<2000 EH) et les systèmes avec décanteur généralement utilisés pour les STEP de plus grande capacité (> 2000 EH). La fréquence de l'opération d'extraction des boues dépend alors de la technologie d'épuration des eaux usées. Elle a lieu plusieurs fois par an pour les systèmes avec décanteur à une fois tous les 10 ans pour les systèmes avec lagunes. Pour les systèmes avec décanteur, c'est la fréquence des opérations d'extraction des boues qui conditionne le bon fonctionnement des STEP (rendement épuratoire) et donc la qualité des eaux épurées rejetées en rivière (Miquel, 2003).

1.1.2.2 Les boues, un fertilisant pour les terres agricoles

Potentiellement riches en éléments fertilisants (azote, phosphore, potassium), les boues possèdent une valeur agronomique qui justifie la possibilité de leur réutilisation en agriculture. Une fois épandues et enfouies dans le sol, un processus de biodégradation de la matière organique s'engage et libère progressivement les éléments minéraux utiles à la nutrition des plantes. C'est un processus tout à fait identique qui est utilisé, de façon ancestrale, par les agriculteurs pour recycler les effluents de leurs élevages (fumiers, lisiers).

En raison de la composition de leur flore bactérienne notamment, les sols cultivés constituent un support privilégié pour la biodégradation des boues. L'intérêt de cette pratique d'épandage est double. D'une part, il constitue une possibilité respectueuse du point de vue de l'environnement par la réutilisation de la matière organique et minérale contenue dans les boues. D'autre part, il permet aux agriculteurs de réaliser des économies de coûts de production en limitant l'achat d'engrais chimiques de synthèse pour fertiliser leurs cultures (ADEME, 2001).

1.1.3 Une intervention limitée de l'Etat et des arrangements surtout locaux

1.1.3.1 L'épandage des boues : une pratique fondée sur des arrangements locaux

Sur le plan organisationnel, « *la pratique de l'épandage s'inscrit dans des compromis locaux* » (D'Arcimoles, Borraz et al., 2001). Les arrangements consistaient traditionnellement à céder gratuitement les boues aux agriculteurs qui se chargeaient, le plus souvent, d'effectuer le transport et l'épandage des boues sur leurs parcelles avec leur propre matériel. Les épandages concernaient aussi bien des collectivités de grande taille comme la station d'Achères qui reçoit une large partie des eaux usées de l'agglomération parisienne et épand ses boues depuis 1963, que des collectivités rurales de taille plus modeste. Les accords avec les agriculteurs prenaient, le plus souvent, la forme d'arrangements informels entre un maire et un ou plusieurs agriculteurs dont les terres sont situées à proximité de la STEP, des arrangements reconduits tacitement d'année en année. Ces accords prenaient plus rarement la forme d'arrangements plus complexes parce que les volumes de boues en jeu étaient importants. Dans le cas de la station d'Achères par exemple, « *des agriculteurs du Vexin s'étaient constitués en syndicat et se chargeaient du transport d'une partie des boues séchées thermiquement tandis que l'autre partie était acheminée par péniches et vendues jusque dans l'Oise et dans la Somme par un entrepreneur privé* ». Mais d'une façon générale, l'utilisation agricole de boues se résumait, dans cette période, « *à la relation de confiance qu'un exploitant de STEP avait su instaurer avec une poignée d'agriculteurs ou un intermédiaire local, souvent lui-même agriculteur* » (D'Arcimoles, Borraz et al., 2001). Dans certains départements, les chambres d'agriculture épaulaient les collectivités locales dans l'organisation de leurs épandages : recherche d'agriculteurs, réalisation de plans d'épandage. Puis, progressivement, on a assisté à une professionnalisation du secteur avec l'émergence d'entreprises spécialisées dans les prestations de transport et d'épandage des boues d'épuration. Ces entreprises étaient plus performantes parce qu'elles disposaient de matériel spécifique, adapté à l'épandage des boues d'épuration et susceptibles d'être mis à disposition de plusieurs STEP dans le même temps (Thirion et Chabot, 2003).

1.1.3.2 L'absence de prise en compte des boues dans les plans départementaux d'élimination des déchets ménagers et assimilés (PDEDMA)

Les épandages de boues d'épuration ne faisaient l'objet d'aucune coordination entre les acteurs concernés notamment au niveau départemental. Les boues échappaient à la planification départementale instaurée par l'article 10-2 de la loi n° 75-633 du 15 juillet 1975 relative à l'élimination des déchets et à la récupération des matériaux. Cette loi prévoyait la réalisation dans chaque département de plan départemental ou interdépartementale d'élimination des déchets ménagers et assimilés (PDEDMA) afin « *d'orienter et coordonner l'ensemble des actions à mener* »³. Plus précisément, les plans devaient « *dresser l'inventaire des types, des quantités et des origines des déchets à éliminer et des installations existantes appropriées* ». Les plans devaient également énoncer « *les priorités à retenir compte tenu notamment des évolutions démographiques et économiques prévisibles pour la création d'installations nouvelles* »⁴. Le problème est que les boues étaient considérées à l'époque comme des matières fertilisantes et n'ont fort logiquement pas été prises en compte dans ces plans. En outre, les acteurs départementaux n'avaient pas anticipé la forte croissance de l'équipement des collectivités locales en STEP et donc la forte croissance à venir de la quantité de boues produites. En conséquence, les équipements collectifs de traitement (incinérateur, décharge) n'ont pas été dimensionnés pour accueillir les boues d'épuration, gisement demeuré mal connu des autorités préfectorale et départementale qui avaient en charge la planification du traitement des déchets.

L'organisation traditionnelle du traitement des boues est donc marquée par une intervention limitée de l'Etat central dans les modalités de coordination des acteurs locaux et une logique fondée sur des arrangements locaux. Ceux-ci s'avèrent souvent peu stables et concernent seulement certaines collectivités.

1.2 Le traitement des boues par épandage confronté à plusieurs problèmes

En l'absence de contrôle, la gestion décentralisée des épandages s'est traduite par certaines dérives dans les comportements des gestionnaires de STEP comme le rejet des boues en rivière ou l'épandage de quantités massives de boues sur des sols agricoles à l'origine de conflits et de contentieux. Le manque d'objectifs claires données par l'Etat, s'est traduit par

³ Circulaire du 24 février 1997 relative aux PDEDMA.

⁴ Article 10-2 de la loi du 15 juillet 1975 relative aux déchets.

un sous-investissement des collectivités dans les équipements de traitement et de stockage des boues d'épuration. Cette section revient sur les difficultés rencontrées par les collectivités locales pour épandre leurs boues et montre en quoi ces difficultés sont à l'origine d'une première tentative d'action collective à l'échelle départementale.

1.2.1 Forte concurrence entre collectivités locales pour l'accès aux terres

A la faveur du développement rapide des systèmes d'épuration en France à partir de la fin des années soixante, les quantités de boues produites ont augmenté fortement, créant des problèmes de concurrence dans l'utilisation des capacités épuratives des sols agricoles entre plusieurs catégories de produits : les effluents d'élevage, les boues d'épuration et les boues industrielles issues, par exemple, de l'industrie sucrière. De plus, la tendance à la concentration spatiale de la population a posé un problème d'adéquation entre les besoins de l'agriculture locale et les volumes de boues produites par les centres urbains, favorisant, en l'absence de contrôle réglementaire, des dérives quantitatives et des cas de pollution des sols (par exemple à Achères en région parisienne). L'augmentation et la concentration spatiale des quantités de boues produites mettent en lumière les défaillances d'un système qui n'a ni planifié les besoins en termes d'installation de traitement des boues, ni coordonné les actions des collectivités locales.

La production de boues est atomistique avec plus de 15.000 unités de production (STEP) et répartie sur tout le territoire national. Cependant, les volumes de boues produites sont étroitement corrélés à la densité de population raccordée aux réseaux de collecte des eaux usées. En conséquence, le parc de STEP est très hétérogène du point de vue des capacités de traitement. D'une part, 60% des stations possèdent une capacité de traitement des eaux usées inférieure à 1.000 EH et représentent 4% des capacités totales de traitement du pays. D'autre part, 1% des STEP dites à fortes capacités, possède chacune une capacité de traitement supérieure à 100.000 EH (240.000 en moyenne) et représente près de 44% des capacités de traitement du pays (Institut Français de l'Environnement et SCEES, 2004). De plus, 60% des stations de fortes capacités ont été mises en place avant 1980, tandis que les petites unités se sont plutôt développées après 1985, voire plus récemment selon les départements. A noter qu'une enquête récente sur le département du Puy-de-Dôme, montre que le nombre de STEP qui équipe ce département a doublé depuis 1994 passant de 223 à près de 450 unités auxquelles sont reliés plus des trois quart des communes du département (Aznar, Brétière et al., 2005).

Au-delà de l'aspect strictement quantitatif, c'est donc la concentration spatiale de la production de boues qui a posé problème. En effet, d'un point de vue global, les épandages de boues ne concernent, en France, que 2 à 3% de la surface agricole utile de chaque département (ADEME, 2001). Cependant, la concentration spatiale de la production accroît fortement la rareté des terres disponibles pour l'épandage notamment en périphérie des

centres urbains. Certaines communes sont donc obligées à transporter leurs boues sur des distances importantes en dépit du fait que la boue est une matière volumineuse, odorante et relativement coûteuse à transporter (Arthur Andersen Environnement, 1999). Par exemple, les boues de la ville de Paris (station d'Achères) sont transportées sur des distances supérieures à 100 kilomètres. Cette tendance s'accroît à mesure que l'urbanisation réduit les surfaces agricoles à proximité des centres urbains. Parce qu'aucune disposition n'était prise pour encadrer le transport des boues, on voyait (et on voit toujours) dans les dossiers d'autorisation des installations d'épuration, des gestionnaires de STEP qui prévoyaient d'évacuer leurs boues d'épuration dans des unités de traitement situées à l'extérieur du département, parfois à plusieurs centaines de kilomètres⁵. Ceci est la conséquence notamment d'un accès aux terres qui faisait l'objet d'une concurrence parfois forte entre les collectivités locales. Cette concurrence s'est aussi traduite, en l'absence de contrôle par les services de l'Etat, par des dérives dans les quantités de boues épandues sur les terres à proximité des STEP.

1.2.2 Les adaptations des collectivités territoriales aux difficultés de l'épandage des boues

1.2.2.1 Adaptations malveillantes et manque d'incitation à investir

Jusqu'au milieu des années 1970, l'évacuation des boues n'est qu'une préoccupation marginale des acteurs de l'assainissement, notamment des Agences de l'eau, au regard de l'urgence que représentait l'équipement des collectivités locales en installation d'épuration des eaux usées. Cependant, les Agences de l'eau ont commencé à s'inquiéter du mauvais fonctionnement de certaines STEP et de leurs faibles rendements épuratoires. En effet, dans certains cas, les gestionnaires de STEP avaient tendance à extraire de la STEP le moins de boues possibles de telle sorte que le problème de l'évacuation ne se pose que dans une moindre mesure. Dans d'autres cas, les boues étaient tout simplement rejetées en rivière, faute de contrôle mais aussi faute d'avoir prévu des procédures d'autorisation lors de la mise en place des STEP⁶.

Par conséquent, les Agences de l'eau se retrouvaient devant le paradoxe suivant : alors que des moyens massifs étaient mis en œuvre pour l'épuration des eaux usées domestiques, il arrivait fréquemment que les boues issues de ce processus retournent en rivière, rendant inopérants les effets de l'assainissement sur la qualité des eaux (D'Arcimoles, Borraz et al., 2001). Par exemple, les rejets de boues étaient fréquents durant les périodes hivernales ou les

⁵ Plusieurs collectivités du Puy-de-Dôme prévoyaient par exemple d'envoyer leurs boues à l'incinérateur de Dijon (soit à plus de 300 kilomètres) si elles ne parviennent pas à les épandre.

⁶ Loi n° 76-663 du 19/07/1976 relative aux installations classées pour la protection de l'environnement.

printemps pluvieux lorsque l'accès aux terres agricoles n'était pas possible. Les gestionnaires de boues se retrouvaient alors devant des quantités importantes de boues dont ils ne savaient que faire. L'efficacité environnementale de la politique des Agences s'en trouvait mise à mal essentiellement parce que les collectivités n'investissaient pas suffisamment dans des équipements de traitement des boues afin d'améliorer leur qualité agronomique mais aussi dans des équipements de stockage.

Les collectivités ne consentaient pas à réaliser de tels investissements faute d'obligation réglementaire dans ce domaine. Il fallut par exemple attendre une circulaire⁷ de 1999 du ministère en charge de l'environnement pour que la question du stockage soit précisée et une circulaire⁸ de 2005 du même ministère pour voir confier aux préfets la mission de contrôler que les collectivités mettent effectivement en place des capacités de stockage des boues comprises entre 6 et 10 mois de production. Une autre raison expliquait les réticences des collectivités à investir dans de tels équipements est que la politique de subvention des Agences de l'eau portait essentiellement sur les dépenses relatives aux équipements d'épuration des eaux usées et non du traitement des boues (Agence de l'eau Loire Bretagne, 2001).

1.2.2.2 L'émergence de solutions alternatives à l'épandage des boues

Face à ces difficultés, certaines collectivités notamment celles de taille importante optent alors pour l'élimination des boues dans des installations classiques de traitement des déchets comme les incinérateurs ou les décharges prévues pour traiter les déchets ménagers et assimilés. Ce faisant, ces collectivités supportent, selon un audit réalisé à la demande des Agences de l'eau, des coûts de traitement de leurs boues 2 à 3 fois plus élevés que si elles étaient épandues (Arthur Andersen Environnement, 1999).

Enfin, un autre point est révélateur de cette forte concurrence. Des problèmes avec certains autres pays de l'Union européenne se sont posés, notamment des cas d'importation de boues allemandes en raison du caractère plus contraignant des règles allemandes par rapport à celles en vigueur sur le territoire français⁹.

⁷ Circulaire DE/GE n° 357 du 16 mars 1999.

⁸ Circulaire du DE/SDPGE/BLP n°9 du 18 avril 2005.

⁹ « Des contentieux se sont notamment développés avec des importateurs de boues, qui estimaient que la conformité de leurs boues avec la norme NFU 44041 les affranchissait du respect des autres dispositions législatives et réglementaires, et assurait la libre circulation de leurs déchets » Circulaire DE/GE n° 357 du 16 mars 1999.

1.2.3 Premières tentatives d'une action collective à l'échelle départementale

En 1978, l'Agence de l'eau Artois-Picardie commence à s'alarmer de cette situation et déplore le sous-investissement des collectivités locales ainsi que l'instabilité des arrangements locaux passés avec les agriculteurs. L'Agence s'est alors engagée dans une série de démarches volontaires auprès des acteurs du « monde de l'eau » et ceux du « monde agricole », cherchant à faire le lien entre des « mondes » qui s'ignoraient complètement. L'objectif était de faciliter l'évacuation des boues et leur épandage en agriculture en sensibilisant, d'une part, les gestionnaires de STEP aux contraintes agronomiques de l'épandage et, d'autre part, le monde agricole à la nécessité de s'engager plus durablement auprès des collectivités locales¹⁰. Cela a débouché sur la mise en place, au sein de la Chambre d'agriculture de la Somme, d'un service d'utilité des boues recyclées en agriculture (SUBRA). Ce service était financé en partie par l'Agence de l'eau Artois Picardie. Cette idée s'est propagée dans certains autres départements du nord de la France qui ont mis en place des services similaires. Puis au début des années 1980, l'implication de l'ANRED (Agence Nationale pour la Récupération et l'Élimination des Déchets) permis la mise en place d'une vague de Missions de Valorisation Agricole des Déchets (MVAD). A cette époque, l'ANRED s'est effectivement intéressée aux déchets recyclables en agriculture et l'Agence s'est impliquée financièrement dans la mise en place de ce qui est devenu les MVAD. Les objectifs assignés aux MVAD étaient, d'une part, d'appuyer les collectivités locales pour la réalisation des plans et le suivi des épandages, d'autre part, d'assurer des missions d'intérêt général comme le conseil aux agriculteurs ou des programmes de communication auprès des élus locaux (D'Arcimoles, Borraz et al., 2001). Le pilotage relevait de conventions passées entre les chambres d'agriculture et l'ANRED. Le financement était assuré, en proportion équivalente, par trois types d'organismes : l'ANRED, l'Agences de l'eau et les Conseils généraux et/ou les Chambres d'agriculture. En relais avec les Agences de l'eau, l'ANRED s'est alors mise à démarcher partout en France les Chambres d'agriculture intéressées. En 1991, il existait 27 missions en France et dans 9 départements, un correspondant agricole avait été mis en place dans les Chambres d'agriculture. Une réunion annuelle nationale fut instituée sous la coordination du réseau MVAD à l'APCA (De Silguy, 1992; Mérillot, 1992).

Le système en place fonctionnait bien pour des collectivités rurales produisant des volumes réduits de boues et dont les élus, parfois agriculteurs eux-mêmes, avaient pu établir « des liens de confiance avec un ou plusieurs agriculteurs » (D'Arcimoles, Borraz et al., 2001). En revanche, les avantages de la gestion décentralisée étaient beaucoup moins évidents pour les STEP de taille plus importante, produisant des boues à la fois plus fréquemment et en plus grande quantité. Les surfaces agricoles nécessaires étaient importantes, impliquant des coûts élevés de coordination avec parfois plusieurs dizaines d'agriculteurs situés dans des

¹⁰ Audition de Jacques Wiart, ADEME Lyon, juillet 2004.

communes différentes. Davantage que les autres, ces collectivités ont été confrontées à la difficulté d'établir des relations avec le monde agricole ainsi qu'à l'instabilité des arrangements locaux passés avec les agriculteurs¹¹. En dépit de ces difficultés qui commencent à attirer l'attention de certaines Agences de l'eau, de l'ADEME et de l'Assemblée permanente des chambres d'agriculture (APCA), l'intervention de l'Etat, notamment du nouveau ministère en charge de l'environnement de même que celui en charge de l'agriculture, demeure limitée durant cette période (avant 1990).

2 Section 2 - La prise en charge du problème par les pouvoirs publics communautaires et nationaux

Compte tenu des problèmes posés d'ordre environnemental et sanitaire ainsi que de leur ampleur, le traitement des eaux usées et des boues ne peut demeurer un problème strictement local, réglé uniquement de manière décentralisée entre les acteurs directement concernés, c'est-à-dire les collectivités locales et la profession agricole. Dès lors qu'il s'agit d'une activité qui touche à la qualité de différents biens de nature en jeu (eau, sols) et à la sécurité sanitaire des aliments, dépassant d'emblée l'échelle strictement locale et les seuls intérêts des communes auxquelles les compétences d'assainissement sont confiées, une implication plus forte des autorités communautaires et étatiques s'est imposée.

Devant les problèmes de l'épandage des boues auxquels les collectivités étaient confrontées, les autorités publiques communautaires et nationales ont mis à l'agenda ces questions et mobilisé différents leviers d'action. Tout d'abord, plusieurs programmes de recherche scientifique d'envergure ont été lancés par la commission européenne (section 2.1.). Les résultats de ces travaux ont constitué les fondements de la politique du recyclage agricole des boues (section 2.2.). Dans ce contexte, la réglementation française était inadaptée et présentait des carences auxquelles le ministère en charge de l'environnement a décidé de remédier à partir de 1996 (section 2.3.).

2.1 La mise à l'agenda de la question du traitement des boues

A partir de 1968, de nombreuses études scientifiques européennes et françaises sont réalisées sur le thème de l'épandage des boues d'épuration. Parce qu'elles aboutissent à la constitution d'un corpus de connaissances, en évolution certes constante, ces études constituent un

¹¹ En effet, peu sensibilisés aux contraintes de fonctionnement des STEP, les agriculteurs ne s'engageaient pas le plus souvent sur le long terme, les décisions dans ce domaine variant très souvent d'une année sur l'autre en fonction des contingences : climat de l'année, besoins des cultures implantées.

préalable indispensable à l'intervention des pouvoirs publics dans ce domaine. Nous exposons ici, dans les grandes lignes, les principaux résultats de ces travaux en montrant qu'ils contribuent à l'élaboration de normes (à visées environnementale et sanitaire) plus strictes et portant sur la qualité des boues et de leur emploi en agriculture.

2.1.1 La constitution d'un corpus de connaissances à l'échelle communautaire

Dès 1968, la Communauté Européenne souligne la nécessité de développer des études sur le traitement des boues d'épuration, en particulier leur recyclage agricole. Un grand programme de recherche européen Cost¹² 68 est lancé. De 1972 à 1990, ce programme encourage financièrement plus de quatre cents projets de recherche portant sur la caractérisation physique des boues, sur leur teneur en métaux lourds, en organismes pathogènes infectieux et en éléments fertilisants, sur l'impact des épandages sur l'environnement (D'Arcimoles, Borraz et al., 2001). En outre, depuis la fin des années soixante, plusieurs centaines d'articles ont été publiés dans les revues scientifiques internationales, notamment de biologie et de médecine, sur l'impact du recyclage agricole des déchets et notamment la dangerosité relative aux polluants contenus dans les boues (Tercé, 2002).

En France, le ministère en charge de l'environnement, plus précisément la direction de la prévention des pollutions et des risques (PPR) nomme un comité chargé, sous l'autorité du directeur du département agronomie de l'INRA, d'orienter et de coordonner un programme national de recherche (Sols-Déchets solides) portant sur le traitement des déchets et leur réutilisation. Quatre grands thèmes sont retenus : les déchets pétroliers, la valorisation agricole, la psycho-socio-économie des déchets, les déchets industriels. La valorisation agricole concernait le compost des ordures ménagères, les boues d'épuration et les lisiers. Entre 1973 et 1980, le ministère a ainsi investi près d'un million d'euros pour financer une cinquantaine de contrats portant sur le thème des boues d'épuration. En 1997, l'INRA et l'ADEME ont lancé un programme de recherche national intitulé AGREDE (agriculture et recyclage des déchets urbains) qui portait sur la valeur agronomique des déchets, la maîtrise des risques au regard des éléments indésirables, l'impact de l'épandage des boues sur la qualité des sols et de l'environnement, l'utilisation des boues en agriculture afin de définir les protocoles expérimentaux permettant d'orienter la réglementation en matière d'épandage de boues en agriculture (Tercé, 2002). Le Conseil Supérieur d'Hygiène Public de France (CSHPPF), section des eaux, a également publié une série de recommandations relatives aux valeurs seuils pour les polluants contenus dans les boues¹³.

¹² Coopération Scientifique et Technique.

¹³ Circulaire n° 97/655 du 30 septembre 1997 portant publication de recommandations sanitaires de la section des eaux du Conseil supérieur d'hygiène publique de France vis-à-vis des risques liés à l'épandage des boues résiduelles des STEP urbaines ou mixtes.

Depuis, en raison du caractère non stabilisé¹⁴ des connaissances acquises, les publications se poursuivent et de nombreux rapports publics¹⁵ récents portent sur l'évaluation des choix publics en matière de traitement des eaux et des boues (Miquel, 2003). La politique de service public des déchets ménagers et assimilés a ainsi fait l'objet d'une récente évaluation (Dufeigneux et Tetu, 2004), d'un rapport d'information de l'office parlementaire des choix scientifiques et technologiques (Miquel et Poignant, 1999) et de plusieurs rapports de l'Académie des sciences analysant les liens entre les déchets, la sécurité sanitaire et la contamination des sols (Bourrelier et Berthelin, 1998; Tissot, 2004).

2.1.2 L'évaluation des dommages environnementaux et sanitaires

Les boues sont issues d'un réseau « ouvert » d'assainissement dont la particularité est de collecter des effluents de nature (domestiques, industriels) et de composition différentes dont la concentration peut varier dans le temps. Dès lors, la composition des boues ne peut jamais être connue avec exactitude à chaque instant (Bertolini, 1990). Un certain nombre de composés peut toutefois être identifiés avec certitude dans toutes les boues d'épuration. L'eau, la matière organique d'origine bactérienne et les éléments minéraux, principalement de l'azote, du phosphore et du potassium proviennent de la dégradation des matières organiques en suspension dans les eaux usées. L'ADEME (2001) considère également que les boues d'épuration retiennent plus de 70% des polluants contenus dans les eaux usées. Nous proposons ici de classer ces polluants en fonction de la nature des problèmes environnementaux et sanitaires qu'ils posent. Il y a tout d'abord des éléments métalliques à l'état de traces (EMT) ou improprement appelés métaux lourds (comme le cadmium ou le plomb) sont rejetés par les activités industrielles dans les réseaux collectifs d'assainissement. Ces éléments s'accumulent dans les sols agricoles car ils ne peuvent pas être bio-dégradés. Ils empêchent alors les cultures agricoles dans la mesure où l'on suspecte des possibilités de migration du sol aux plantes en particulier fourragères (Bourrelier et Berthelin, 1998; Nejmeddine, Echab et al., 2003). Il y a ensuite des éléments organiques non dégradables qui correspondent aux dérivés organochlorés et organofluorés contenus dans les solvants et les détergents utilisés par les ménages ou les industriels. Les impacts (négatifs) de ces composés organiques sur la santé humaine sont mal connus mais potentiellement très dangereux – cancérogènes le plus souvent. Ces composés sont très nombreux (>50). Il y a enfin des micro-organismes pathogènes qui correspondent aux organismes bactériologiques et viraux se

¹⁴ Tous ces travaux présentent d'importantes limites méthodologiques qui rendent les comparaisons délicates. Pour cette raison, les controverses scientifiques tendent à persister (Arthur Andersen Environnement, 1999).

¹⁵ L'ensemble des références citées sur cette question est accessible librement sur le site de la Documentation française, à la page 'bibliothèque des rapports publics'.

développant dans les boues d'épuration et qui sont générateurs de nuisances olfactives. Leur ingestion par les animaux présente également des risques (Furet, Birraux et al., 1999).

Le traitement des boues entraîne, à son tour, des dégradations sur différents biens de nature. Ainsi, la qualité de l'air est affectée par la contribution du transport des boues à l'effet de serre ainsi que la dispersion de substances toxiques dans l'air ou encore la formation d'oxydants photochimiques. Par ailleurs, la qualité des eaux est menacée par les risques de lessivage des éléments minéraux (azote surtout) contenus dans les boues si les épandages ont lieu en périodes pluvieuses ou si les apports dépassent les besoins des cultures en place. Enfin, la qualité des sols agricoles est affectée par l'accumulation des EMT dans les sols. Cependant, comparativement à d'autres solutions techniques, les épandages ont des impacts positifs sur l'exploitation de ressources non renouvelables. En effet, les travaux mettent l'accent sur le fait que « *le recyclage agricole réintroduit dans les cycles primaires de la production végétale des éléments minéraux contenus dans la boue (azote, phosphore, calcium,...), contribuant à réduire l'emploi d'engrais chimiques de synthèse (au coût énergétique élevé) ou d'origine minière (au caractère non renouvelable)* » (Arthur Andersen Environnement, 1999).

L'évaluation des dommages est donc un exercice difficile parce que les dégradations concernent différents types d'acteurs économiques en nombre plus ou moins élevé. De plus, la variabilité spatiale des dommages contraint à raisonner au cas par cas pour les STEP en fonction de leur situation géographique. Ainsi, la grande diversité des composants potentiels des boues d'épuration, la connaissance imparfaite des modes de transfert et d'accumulation de ces composants dans les sols, les eaux souterraines et les plantes cultivés rendent complexe l'évaluation des dommages potentiels sur la santé humaine, animale et l'environnement (Stenger, 2000; Tissot, 2004). Cette méfiance est alimentée par la difficulté qu'ont les scientifiques à « *produire des résultats tranchés* » (D'Arcimoles, Borraz et al., 2001), en particulier en raison de l'existence d'effets (sur l'environnement, la santé) engendrés par certains composés dont, en l'état actuel des connaissances, il n'est pas possible de définir avec précision le degré de dangerosité.

Parce que l'épandage des boues affecte la qualité des sols, pose des problèmes de contamination accidentelle possible des plantes cultivés et des animaux et génère des nuisances olfactives, certaines collectivités territoriales contournent ces problèmes en recourant à l'incinération ou au stockage des boues.

2.2 Les fondements communautaires de la politique d'élimination des boues et leur adaptation par les Etats membres

L'étude des dommages environnementaux et sanitaires liés au traitement des eaux usées s'est traduite par des recommandations faites aux autorités publiques afin de mieux encadrer les épandages de boues d'épuration mais également les autres solutions d'élimination (CSDU et UIOM). C'est ainsi que dans un contexte marqué par une sensibilité accrue des populations et de la profession agricole relative aux questions qui touchent à la qualité des sols et à la sécurité sanitaire des aliments, l'Europe a fait le choix de fixer un certain nombre de règles du jeu et d'objectifs à atteindre pour ses Etats membres.

2.2.1 Les fondements communautaires de la politique d'élimination des boues

Au niveau international, les Etats ne sont pas contraints par des accords intergouvernementaux qui porte spécifiquement sur la qualité des eaux ou la protection de la qualité des sols comme cela peut être le cas de la qualité de l'air avec la signature du protocole de Kyoto. Cependant, on assiste en tendance, dans l'ensemble des pays de l'OCDE, à un durcissement des règles relatives à la préservation des ressources en eau ainsi qu'à la préservation des sols agricoles.

C'est ce que l'on observe au niveau communautaire qui devient l'espace de production des fondements de la préservation de la qualité des eaux en général, et des conditions d'épandage des boues d'épuration en particulier. Toutes les dispositions prises par l'Union européenne s'inscrivent dans le cadre de la stratégie thématique pour la protection des sols¹⁶, ressource essentielle, en grande partie non renouvelable. Cela commence par la Charte européenne des sols adoptée par le conseil de l'Europe en 1972 et qui met l'accent sur la nécessité d'en préserver les qualités compte tenu notamment de ses diverses fonctions¹⁷. Depuis 2002, le sixième plan de la politique européenne de l'environnement a placée la préservation de la qualité des sols à un niveau d'importance équivalent à celui retenu pour celles de l'air et de la ressource en eau. Commentant le lancement de cette politique, Mme Margot Wallström, commissaire chargée de l'environnement précisait en avril 2002 : « *Nous plaçons désormais*

¹⁶ Commission européenne, Communication « Vers une stratégie thématique pour la protection des sols » COM (2002) 179-C5-0328/2002-2002/2172 (COS). « *Le sol est également reconnu comme une composante essentielle de l'environnement terrestre et le support des établissements humains et de leurs activités, qu'il convient de protéger* ».

¹⁷ Révision de la Charte européenne des sols (1972) Séminaire relatif à la préparation de sa révision. Les cahiers du CRIDEAU n°09 – PULIM 2003.

la protection des sols au même plan que l'épuration de l'air et nos ressources en eau. L'érosion, la diminution de la qualité et l'imperméabilisation des sols sont des problèmes majeurs dans toute l'Union Européenne. Il s'agit d'un enjeu pour le développement durable car ces tendances sont en grande partie irréversible et le sol est essentiel pour notre subsistance ». En 1973, un comité technique européen de normalisation¹⁸ a été créé pour établir des normes européennes. Il a élaboré des méthodes d'analyse harmonisées de boues pour l'ensemble des pays européens. Il a rédigé des guides de bonnes pratiques sur la production de boues et les voies d'élimination des boues¹⁹.

La directive « boues »²⁰ constitue le premier acte réglementaire et le principal texte de référence valable jusqu'alors. Ce texte définit les pratiques d'utilisation agricole des boues d'épuration municipales afin d'éviter tout effet nocif sur les sols, la végétation, les animaux et l'homme. Il stipule que l'épandage doit être encouragé comme mode d'évacuation des boues d'épuration dans la mesure où « *celles-ci peuvent présenter des propriétés agronomiques utiles* ». La directive soumet l'épandage de boues à des restrictions diverses : obligation de traitement préalable, limitation des éléments-traces métalliques dans le sol, limitation de quantités annuelles de métaux lourds apportées au sol par les boues, suivi de plusieurs micro-organismes pathogènes, modalités de surveillance particulières (registres d'épandage, analyses périodiques de sols, et de lots de boues). D'autres directives communautaires interviennent, notamment celle sur les eaux usées résiduaires qui interdit le déversement des boues dans les milieux aquatiques, rivière et pleine mer, ainsi que la directive de 1975 relative aux déchets²¹ mais cette directive ne fait pas explicitement référence au statut juridique des boues d'épuration. Plus tard, en 2000, la cour de justice a confirmé le statut de déchet des boues d'épuration, renforçant encore le caractère réglementé de l'activité de traitement des boues. Enfin, en 2004, la commission européenne a annoncé une révision de la directive « boues », poursuivant le mouvement de durcissement des normes portant sur la qualité des boues ainsi que des règles portant sur les modalités techniques de leur utilisation en agriculture.

2.2.2 L'adaptation des règles communautaires par les Etats membres

Jusqu'à présent, les voies adoptées par les pays membres ont été très diverses pour atteindre les objectifs fixés par la Commission. Les pays du nord de l'Europe comme la Suède ou la

¹⁸ <http://www.cenorm.be/cenorm/index.htm>

¹⁹ <http://www.ademe.fr/partenaires/Boues/Pages/chap14.htm>

²⁰ Directive 86/278 du 12 juin 1986 relative à la protection de l'environnement, et notamment des sols, lors de l'utilisation des boues d'épuration en agriculture, JOCE n°L 181 du 4 juillet 1986.

²¹ Directive du Conseil n°75/442/CEE du 15 juillet 1975 relative aux déchets modifiée par la directive n°91/156/CEE du 18 mars 1991.

Grande-Bretagne ont développé des démarches volontaires de labellisation des opérations d'épandage (stockage et transport des boues). Le Danemark a mis en place une autorité unique qui centralise les analyses et est chargé d'informer les autorités locales. Les producteurs de boues doivent transmettre des rapports d'activité. Sous contrôle de cette autorité, ils passent des contrats avec les agriculteurs, définissent des plans d'action pour maîtriser les rejets dans les réseaux. L'Allemagne et l'Autriche ont choisi de faire cotiser les producteurs de boues à un fonds de garantie pour pouvoir indemniser les victimes en cas de préjudice lié à l'épandage alors que les pays du sud de l'Europe comme le Portugal ou la Grèce se caractérisent jusqu'à maintenant par leur *laissez-faire* (ADEME et Arthur Andersen Environnement, 1999).

Enfin, au niveau français, la poursuite des objectifs environnementaux fixés par l'Europe imposait de revoir le cadre réglementaire en vigueur. Cette situation a conduit à une intervention importante de l'Etat et un contrôle administratif accru du comportement des collectivités territoriales et des autres acteurs locaux impliqués dans les solutions adoptées.

2.3 Un changement « radical » de l'intervention des pouvoirs publics français

Les fondements de la politique communautaire en matière d'épandage des boues ont fait l'objet d'une adaptation assez radicale de la réglementation française à la fin de la décennie 1990. Dans une première section, nous revenons sur la réglementation en vigueur avant 1997 pour mieux en souligner des défaillances. Nous présentons ensuite les grandes lignes de la politique française actuelle.

2.3.1 Les limites de l'ancienne réglementation nationale

Avant 1998, les boues d'épuration étaient considérées comme des matières fertilisantes et leur emploi en agriculture devait satisfaire aux dispositions prise en application de la loi²² du 13 juillet 1979 et de la norme NFU 44-014 relative aux épandages de matières fertilisantes (abrogée en février 1998). Ces textes fixaient « *des contraintes opérationnelles (plan d'épandage pour les stations les plus importantes), des restrictions d'emploi en présence de métaux lourds essentiellement et des seuils de tolérance du milieu récepteur* » (D'Arcimoles, Borraz et al., 2001, p.62).

²² Loi n° 79-595 du 13 juillet 1979 relative à l'organisation du contrôle des matières fertilisantes et des supports de culture. Décret 80-478 du 16 juin 1980 relatif à la répression des fraudes en ce qui concerne les matières fertilisantes.

Cette réglementation était incomplète au regard des réglementations adoptées à l'échelle européenne (vis-à-vis de la directive boues). D'un point de vue technique, la réglementation française visait essentiellement la teneur en éléments-traces métalliques des boues et des sols. Elle n'offrait pas de garanties suffisantes vis-à-vis du problème des odeurs, et ne prenait pas en compte les micropolluants organiques. Cette complexité et ce manque de lisibilité ont été à l'origine « *de nombreux contentieux, et d'une application très hétérogène de la réglementation dans les départements français* » au cours des années 1980-90. Des contentieux se sont notamment développés avec « *des importateurs de boues, qui estimaient que la conformité de leurs boues avec la norme NFU 44-041 les affranchissait du respect des autres dispositions législatives et réglementaires, et assurait la libre circulation de leurs déchets* »²³. En outre, la réglementation n'offrait pas une approche globale du problème du traitement des boues. La loi de 1979²⁴ se limite à réglementer la dernière étape du processus, celle de l'épandage. Aucune disposition n'était prise en ce qui concerne le stockage et le transport des boues, sources de nuisances importantes. La loi ne réglait pas non plus la question des responsabilités en cas de dommages, entre les collectivités locales et les agriculteurs. Elle tendait plutôt à exempter les producteurs de boues de toute responsabilité. Les maires refusaient ainsi d'accorder des garanties aux agriculteurs concernant l'innocuité des boues, point d'achoppement de la concertation avec la profession agricole.

La Commission a donc attiré l'attention du Gouvernement Français sur certains points précis, non traduits de façon satisfaisante : ainsi, le champ couvert par la réglementation française a été jugé plus restrictif que celui de la directive, laquelle ne vise pas uniquement les boues d'origine urbaines ; l'obligation de tenue d'un registre n'apparaissait pas formellement ; les modalités de surveillance n'étaient traduites que par circulaire ; l'obligation de traitement préalable était assez ambiguë et exposait la France à des sanctions européennes (Roussel et Chassande, 1999). En outre, la France continuait à considérer les boues comme des matières fertilisantes alors que depuis 1991²⁵, le statut de déchet (y compris celui de déchet dangereux) était reconnu au niveau communautaire. Dès lors, d'après Roussel et Chassande (1999), qui ont participé à l'élaboration de la nouvelle réglementation française, une révision des règles en vigueur s'imposait.

²³ Circulaire du DE/GE n° 357 du 16 mars 1999 relative à la réglementation relative à l'épandage des boues de stations d'épuration urbaines.

²⁴ Ibidem.

²⁵ Directive du Conseil n°91/271/CEE du 21 mai 1991, relative au traitement des eaux urbaines résiduaires.

2.3.2 Un encadrement plus poussé des comportements des acteurs locaux de l'assainissement

La poursuite des objectifs fixés par les directives européennes appellent des mesures davantage coercitives prises par l'Etat français. Ces mesures sont couplées avec une politique de taxation de l'ADEME visant à inciter les collectivités à opter pour la solution de l'épandage des boues, considérée comme la moins coûteuse pour la société dans son ensemble et la moins « polluante » (Arthur Andersen Environnement, 1999). Cette section commence par présenter la nouvelle réglementation de l'épandage puis met l'accent sur les dispositions prises pour inciter les collectivités à opter pour cette solution.

2.3.2.1 Les grandes lignes de la nouvelle réglementation française de 1997-1998

La nouvelle réglementation²⁶ est instituée à la fois au titre de la directive européenne du 12 juin 1986, de la loi sur l'eau du 3 janvier 1992, de la loi de 1975 sur les déchets et du code de la santé publique. Elle met donc fin à la dispersion des textes réglementaires applicables aux boues. Elle reprend à son compte les objectifs de la directive boues de 1986 et vise en priorité la réduction des impacts des épandages de boues d'épuration sur la qualité des sols, la qualité des aliments et des nuisances associées au recyclage agricole des boues. Cela passe essentiellement par une politique de qualité qui s'intéresse à la fois à la composition du produit (boues) et au processus de production (Nicolas et Valceschini, 1995). Les prescriptions qu'elle établit pour les épandages en agriculture traduisent les exigences des textes communautaires mais tiennent compte aussi des recommandations établies par le Conseil Supérieur d'Hygiène Publique de France et de l'expérience accumulée par les Agences de l'eau, l'ADEME et l'APCA sur ce thème avec le réseau des MVAD.

D'abord, le décret de 1997 confère aux boues d'épuration « *le caractère de déchets au sens de la loi du 15 juillet 1975* » parce que les boues sont des résidus d'un processus de dépollution des eaux usées que les exploitants de stations d'épuration destinent à l'abandon. En ce sens, elles correspondent bien à un déchet défini comme « *tout résidu d'un processus de production, de transformation ou d'utilisation, toute substance, matériau, produit ou plus généralement tout bien meuble abandonné ou que son détenteur destine à l'abandon* ». Le déchet est un *res derelictae*, une chose volontairement abandonnée et ne constitue plus un bien commercialisable comme un autre en particulier parce que la loi restreint fortement les possibilités de les stocker et de les transporter librement. Il semble que de telles dispositions aient contribué à l'arrêt total des importations de boues provenant d'Allemagne. Le statut de déchet clarifie également, au moins en partie, les responsabilités du producteur ou détenteur

²⁶ Décret n° 97-1133 du 8 décembre 1997 relatif à l'épandage des boues issues du traitement des eaux usées et arrêté d'application du 8 janvier 1998 relatif aux prescriptions techniques applicables aux épandages de boues sur les sols agricoles.

de déchets à l'égard d'éventuels dommages environnementaux et de la sécurité sanitaire. D'après la loi, « *toute personne qui produit ou détient des déchets, dans les conditions de nature à produire des effets nocifs sur le sol, la flore et la faune, à dégrader les sites ou les paysages, à polluer l'air ou les eaux, à engendrer des bruits et des odeurs d'une façon générale à porter atteinte à la santé de l'homme et à l'environnement, est tenue d'en assurer ou d'en faire assurer l'élimination conformément aux dispositions de la loi [de 1975], dans des conditions propres à éviter lesdits effets* ». De ce point de vue, la loi de 1975 prévoit des dispositions différentes selon que le déchet est destiné à être **éliminé** ou **recupéré** afin « *d'éviter lesdits effets* ». L'élimination des déchets renvoie à leur traitement au sein d'installations autorisées²⁷ que sont les Centre de stockage des déchets ultimes (CSDU) et les UIOM (Unité d'incinération des déchets ménagers). La récupération renvoie à la réutilisation du déchet dans un autre processus de production. Au sens de la loi de 1975, l'épandage agricole des boues constitue un mode de récupération des déchets. « *Des décrets en Conseil d'Etat peuvent réglementer les modes d'utilisation de certains matériaux (...) afin de faciliter leur récupération (...) et interdire certains traitements, mélanges ou associations avec d'autres matériaux* ». Dans le cas des boues d'épuration, l'arrêté du 8 janvier 1998 prend les dispositions complémentaires à la loi de 1975 afin d'organiser les conditions de la réutilisation des boues en agriculture. Ce statut juridique de déchet contribue à clarifier les responsabilités respectives des producteurs de boues et des agriculteurs en cas de dommages (santé, pertes de récoltes).

Les dispositions prises par le décret de 1997 et l'arrêté de 1998 relatifs aux épandages de boues d'épuration relèvent d'une politique de qualité visant à éviter « *lesdits effets* » nommés par la loi de 1975 sur l'environnement et la santé humaine. Le décret de 1997 (art.6) précise ainsi que « *la nature, les caractéristiques et les quantités de boues épandues ainsi que leur utilisation doivent être telles que leur usage et leur manipulation ne portent pas atteinte, directe ou indirecte, à la santé de l'homme et des animaux, à l'état phytosanitaire des cultures, à la qualité des sols et des milieux aquatiques* ». La codification réglementaire répond à la nécessité, pour les acteurs concernés, de « *se mettre d'accord sur la qualité du produit, sa valeur, les périodes et les modalités de livraison, d'épandage et de suivi* » (D'Arcimoles, Borraz et al., 2001). La politique choisie repose sur deux piliers complémentaires.

Le premier pilier de la politique s'intéresse à la composition du produit final et repose sur :

- la fixation de seuils de contamination des boues par trois catégories de polluants : EMT, polluants organiques, micro-organismes,

²⁷ Au sens de la loi n° 76-663 du 19 juillet 1976 relative aux Installations Classées pour la Protection de l'Environnement.

- le contrôle de la composition des boues avant épandage selon des modalités fixées par le régulateur (fréquence, échantillonnage, méthodes d'analyse),
- le contrôle des effluents rejetés dans les réseaux collectifs de collecte des eaux usées.

Le deuxième pilier de la politique s'intéresse au processus de production ou plus exactement aux modalités pratiques d'utilisation des boues en agriculture : volumes, périodes, enfouissement, nature des sols, etc. Considérant que la dangerosité d'un produit n'est pas uniquement liée à sa composition, l'objectif est d'éviter les pratiques susceptibles de générer des nuisances, en particulier des épandages de quantités trop importantes de boues. L'arrêté fixe un flux maximum de boues de 30 tonnes de matière sèche par hectare au cours d'une période de dix ans. Compte tenu de cette valeur limite, l'objectif est de répartir au mieux les boues à épandre en fonction des capacités épuratives des sols. Cela passe principalement par la réalisation obligatoire de plans d'épandage soumis à déclaration (autorisation pour les plus grosses STEP) auprès des autorités administratives.

2.3.2.2 Des actions afin d'inciter les collectivités à renoncer aux autres solutions de traitement des boues

Au cours des années 1990, on assiste, en France, à une saturation progressive des installations de traitement des déchets (Dufeigneux et Tetu, 2004), accroissant les coûts du traitement des déchets pour certaines collectivités. Une piste soulevée par le rapport Dron (1997) est celle de « *la matière organique qui constitue sans doute le premier gisement d'économies dans le dimensionnement des UIOM* ». En effet, les matières organiques comme les déchets verts ou encore les boues d'épuration constituent le premier composant des déchets municipaux. Mis en décharge, ils dégagent du méthane, nocif quand il n'est pas capté et valorisé. Incinérés, ils ont un pouvoir calorifique faible accroissant la consommation d'énergie des incinérateurs.

2.3.2.2.1 Durcissement des conditions d'enfouissement des boues

En 1992, la loi-cadre française sur les déchets a annoncé un changement dans la politique de gestion des déchets ménagers. Elle a donné la priorité au recyclage et a limité l'enfouissement aux déchets dits ultimes²⁸ : « *à compter du 1^{er} juillet 2002, les installations d'élimination des déchets par stockage ne seront autorisées à accueillir que des déchets ultimes* » (loi n° 92-646 du 13/07/92, article 2.1). De nombreuses décharges municipales doivent alors être fermées. Ne doivent subsister que les décharges modernes appelées Centres d'enfouissement technique (CET) avant 2002 puis Centres de stockage des déchets ultimes (CSDU) qui répondent à des normes environnementales beaucoup plus sévères en termes d'impact sur la

²⁸ « *Un déchet ultime résulte ou non du traitement d'un déchet, qui n'est plus susceptible d'être traité dans les conditions techniques et économiques du moment, notamment par extraction de la part valorisable ou par réduction de son caractère polluant ou dangereux* » (loi n°92-646 du 13/07/92).

qualité des eaux et des sols. En fait, l'échéance prévue n'a pu être respectée dans l'ensemble des départements français ainsi que dans les autres pays européens. Aussi, une nouvelle directive européenne du 26 avril 1999 a planifié une réduction progressive du volume de boues enfouies jusqu'en 2015. Le décret du 9 septembre 1997 a défini les critères d'enfouissement de façon plus draconienne. En raison de ces normes plus exigeantes – étanchéité et équipement d'installations de traitement des eaux de ruissellement – les coûts d'enfouissement des boues (auparavant faibles) sont en forte croissance. Par exemple, une déshydratation des boues (minimum de 30%) est obligatoire. En outre, depuis la loi Barnier de 1995²⁹, des dispositions fiscales viennent compléter les dispositions réglementaires : est instaurée une taxe à la tonne de déchets versée à l'ADEME par l'exploitant d'un CSDU de classe II. En 2001, 24% des volumes de boues produits sont toujours enfouis dans des CSDU. Même si cette technologie est progressivement abandonnée en raison des contraintes réglementaires, elle demeure une solution alternative de traitement en cas de dysfonctionnement technique des STEP ou de pollution ponctuelle des boues.

2.3.2.2 Rationalisation des capacités d'incinération

L'incinération des boues est réalisée dans les Unités d'Incinération des Ordures Ménagères (UIOM) mais peut également l'être dans des unités dédiées. L'incinération génère des mâchefers (15 à 20% des tonnages incinérés) qui sont considérés comme des déchets ultimes et stockés en CSDU de classe I. Les arrêtés français du 20 septembre 2002 ont transposé en droit national la nouvelle réglementation européenne relative à l'incinération (directive 2000/76/CE). La généralisation de la récupération de l'énergie et les normes d'émission de gaz plus sévères ont entraîné une réduction du nombre d'incinérateurs. En France, le parc comportait 123 installations en 2003 contre 300 en 1998. Toutefois, la part de l'incinération tend à augmenter, principalement au détriment de l'enfouissement en CSDU : 20 % des quantités de boues produites ont ainsi été incinérées en 2004. Les unités exploitées sont de taille plus grande, ce qui permet la réalisation d'économies d'échelle importantes (Défeuilley et Godard, 1998). L'incinération est un procédé coûteux qui requiert des investissements fixes lourds plus aisément réalisables par des collectivités de grande taille. C'est pourquoi l'incinération des boues se fait généralement conjointement à celle des déchets ménagers, sachant que la masse de boues admises dans de tels fours ne représente que 10% à 15% de la masse totale (boues + ordures ménagères). Selon le Ministère de l'écologie et du développement durable, l'incinération dédiée c'est-à-dire réalisée dans des fours ne recevant que des boues d'épuration, ne se justifie pas sur le plan économique, pour des STEP dont la taille est inférieure à 80 000 équivalents-habitants (EH). Ces collectivités (de taille plus réduite) tendent alors à se regrouper afin de bénéficier d'économies d'échelle. En France, 20 % des quantités de boues produites ont été incinérées en 2004.

²⁹ Loi n° 95-101 du 2 février 1995 relative au renforcement de la protection de l'environnement.

Pour conclure, retenons que de nombreux aspects du problème sont maintenant réglementés par des normes administratives portant sur la qualité des boues et de leur emploi en agriculture et font l'objet d'un contrôle plus strict de l'Etat. En revanche, certaines dimensions du service d'épandage ne sont pas traitées par la réglementation et relèvent d'une négociation décentralisée entre les acteurs locaux et de mécanismes de coordination notamment contractuels. L'encadrement réglementaire n'est donc pas incompatible avec le fait que de nombreux aspects de la fourniture du service d'épandage reposent sur des arrangements contractuels et font donc l'objet de négociations décentralisées entre les acteurs locaux. Ainsi, l'Etat n'impose aux collectivités territoriales ni un mode unique d'organisation de la fourniture du service d'assainissement ni une technologie unique de traitement des boues. Il s'en tient à traduire les objectifs à atteindre fixés par les directives européennes et à réglementer les voies pour y parvenir.

3 Section 3 - Le système actuel d'organisation des épandages

En France, l'organisation des services collectifs locaux s'appuie sur une longue tradition de délégation à des opérateurs privés et donc de recours à des mécanismes contractuels pour coordonner la fourniture des services (Bezançon, 1995a). Une autre particularité du cas français est le caractère oligopolistique du marché de l'eau et de l'assainissement, dominé par une poignée d'entreprises de taille importante. Il en résulte des asymétries de nature informationnelle et de pouvoir de marché entre les collectivités locales et les délégataires, ce qui justifie l'intervention de l'Etat et la réglementation des contrats de délégation. Nous commençons par présenter les acteurs du traitement des eaux et des boues (3.1.) puis nous abordons la question de leur coordination en montrant que différentes configurations organisationnelles peuvent être librement adoptées par les collectivités locales pour fournir les services (3.2).

3.1 Les acteurs du traitement des eaux et des boues

3.1.1 Les collectivités locales : communes et syndicats d'assainissement

En France, les lois de décentralisation de 1982 ont accru les compétences des communes dans le domaine de l'eau (Barraqué, 1995). Ces compétences se sont progressivement étendues à partir de la loi n°92-3 du 3 janvier 1992 sur l'eau. Plus de 36.000 communes françaises ont maintenant l'obligation de prendre en charge les dépenses relatives aux systèmes

d'assainissement collectif, c'est-à-dire les dépenses relatives à la construction des STEP et à l'élimination des boues qu'elles produisent³⁰. Les communes qui peuvent être qualifiées ici de producteurs de boues sont propriétaires des équipements nécessaires à la collecte et l'épuration des eaux usées.

En 2001, 39% des communes françaises ne possédaient ni réseau d'assainissement collectif ni équipement collectif d'épuration (cf. tableau n°1). Des initiatives individuelles pouvaient toutefois être prises puisque des systèmes d'assainissement autonomes existent dans le cas où l'habitat est très dispersé, notamment en zones rurales. A la même date, le service d'assainissement était communal dans 39% des communes et intercommunal dans 22% (correspondant à plus de 41% des logements raccordés à une STEP), le plus souvent un syndicat d'assainissement. L'intercommunalité permet aux communes d'investir dans une seule STEP et de réaliser ainsi des économies d'échelle.

Tableau n°1 : Nombre de communes selon l'organisation du service d'assainissement en 2001

Type d'organisation (<i>% en colonne</i>)	Type d'assainissement sur la commune	Total	%
Sans service collectif		14 124	39%
Organisation communale	Réseau de collecte avec ou sans station	14 425	39%
Organisation intercommunale	Réseau de collecte avec ou sans station	8069	22%
<i>Sous-total</i>	<i>Réseau de collecte avec ou sans station</i>	<i>22 494</i>	<i>61%</i>
Total		36 619	100%

Source : Ifen - Scees, enquête Eau 2001 (Institut Français de l'Environnement, 2006).

Si les communes ont une obligation de résultats au regard de la loi sur l'eau, elles sont libres des moyens qu'elles choisissent pour les obtenir. Elles ont donc le choix du type d'organisation - communal ou intercommunal – et également du mode de gestion de la collecte et du traitement des eaux usées (en régie ou en délégation). Selon les cas, la construction des réseaux et des équipements d'épuration, l'exploitation des équipements et leur maintenance peuvent être confiées, pour des durées comprises généralement entre 6 et 12 ans, à des opérateurs privés selon un système d'appel d'offre. Le statut de producteur de boues va alors dépendre du choix du mode de gestion de la STEP (cf. encadré n°1 ci-dessous).

³⁰ Art L2224-8 du CGCT

Encadré n°1 : Qui appelle-t-on le producteur de boues ?

Au sens du décret de 1997, le producteur de boues est la personne morale en charge de la gestion du service d'assainissement, donc celle qui exploite la station d'épuration. Selon le mode de gestion adopté, la commune ou le délégataire privé est considéré comme le producteur de boue : « *le producteur de boues est nommé et identifié [par la réglementation] comme l'exploitant des ouvrages. A ce titre, nous [délégataires] sommes totalement responsables de la filière de production et d'évacuation du déchet, et tenus d'appliquer et de faire appliquer toute réglementation s'y reportant* » (Cauchi, 2002). Le traitement des boues est à la charge du délégataire qui en supporte les coûts. Mais, la collectivité n'est pas pour autant exemptée de toutes responsabilités. En effet, le caractère de déchet impose des obligations nouvelles aux communes. Ainsi, la commune est responsable du devenir des déchets produits dans sa station d'épuration y compris lorsque la gestion est déléguée (Miquel, 2003). La commune peut être tenue pour responsable (responsabilité sans faute) des éventuels dommages sur l'environnement et la santé humaine. Dans de tels cas – pour lesquels aucune plainte n'a été déposée en France jusqu'ici – il est envisageable que la commune soit amenée à payer des réparations.

3.1.2 Les entreprises privées qui exploitent les STEP : les délégataires

Les réseaux d'assainissement et les équipements d'épuration sont la propriété des collectivités locales. Les communes confient la gestion du service d'assainissement soit à leurs administrations techniques (gestion en régie) soit à des entreprises privées (gestion déléguée) (cf. tableau n°2). Concrètement, la délégation de service public correspond, pour une collectivité locale, au fait de confier à une entreprise, la gestion d'un équipement public pour le compte de la collectivité locale. Par gestion du service d'assainissement, il faut entendre à la fois l'entretien du réseau d'assainissement et le fonctionnement de la STEP. Autrement dit, c'est la charge d'exploitation³¹ des équipements publics que les communes délèguent à des opérateurs dont c'est le métier. Si la gestion des boues relève de l'exploitant (gestionnaire de la STEP), la construction des capacités de stockage suffisantes pour permettre cette gestion ou encore l'acquisition des équipements de traitement des boues (matériel de désydratation par exemple) peut relever soit du propriétaire de l'unité de traitement soit de l'exploitant selon les dispositions prévues dans le contrat pour l'assainissement.

³¹ A noter qu'en droit français, la concession est une des formes que peut prendre une délégation de service public. Elle est quelquefois utilisée pour la gestion des services d'assainissement. Elle se distingue de l'affermage par la prise en charge par le concessionnaire non seulement des frais d'exploitation et d'entretien courant mais également des investissements.

Tableau n°2 : Nombre de communes selon le mode de gestion du service d'assainissement en 2001

Mode de gestion	Nombre de communes	%
Sans service collectif	14 131	39%
Régie	14 349	39%
Délégation	8 139	22%
Total	36 619	100%

Source : Ifen - Scees, enquête Eau 2001

Le marché de la gestion de l'eau en France est qualifié d'oligopolistique³², car il dominé par trois entreprises qui se partagent les trois quarts du chiffre d'affaires du secteur (Lorrain, 2003) :

- la première est Véolia Environnement, ex-Générale des Eaux qui dispose de filiales spécialisées dans la construction des équipements d'épuration (OTV) et dans le recyclage des boues (SEDE-Environnement),
- la deuxième est Suez, plus connue sous le nom de Lyonnaise des Eaux qui dispose également de filiales spécialisées dans la construction d'équipements d'épuration (Degrémont) et le recyclage agricole (Agrodéveloppement),
- la troisième entreprise française (4^{ème} mondial) est Bouygues qui dispose des filiales spécialisées que sont la SAUR et Valbé.

Ces trois opérateurs sont de très grande taille puisqu'ils figurent parmi les cinq premiers opérateurs mondiaux, respectivement 1^{er}, 2^{ème} et 4^{ème}. Ils interviennent à la fois en France mais également dans de nombreux autres pays. Très diversifiés et comprenant plusieurs filiales, ils proposent une large gamme de services aux collectivités locales dont le recyclage agricole des boues. Défeuilly (1996) note à ce propos que leur stratégie est de proposer des solutions globales ou clé en main aux collectivités locales incluant à la fois les services d'eau, d'assainissement et la gestion des déchets. Cette stratégie leur permet de jouer un rôle

³² Il faut toutefois noter que la gestion peut être confiée à des sociétés d'économie mixte dont la présence pourrait permettre aux élus, d'après des travaux récents (Guérin-Schneider, Bonnet et al., 2003), de bénéficier de comparaison en termes de performances par rapport aux groupes privés et donc d'exercer un contrôle sur les prix que ceux-ci pratiquent.

important dans les décisions des communes, notamment celles qui concernent les choix technologiques à adopter³³.

3.1.3 Les entreprises de transport et d'épandage des boues

Dans le domaine du transport et de l'épandage des boues, il existe une concurrence entre plusieurs types d'entreprises privées qui proposent leurs services aux gestionnaires de STEP. Ces entreprises sont pour certaines des filiales des grands opérateurs de la gestion de l'eau en France comme SEDE-Environnement ou Agrodéveloppement. En zones rurales, les agriculteurs notamment les éleveurs qui disposent de matériel d'épandage des effluents d'élevage qu'ils produisent, offrent également leur service aux producteurs de boues. Certaines entreprises de travaux agricoles (ETA) réalisent aussi des prestations de ce type.

3.1.4 Les agriculteurs, prestataires du service d'épandage

Dans l'état actuel de la réglementation, les épandages ne sont autorisés que sur les terres agricoles cultivées³⁴. Ce sont les agriculteurs qui disposent du droit d'épandage. Autrement dit, ils sont les seuls à pouvoir accepter ou refuser³⁵ des épandages sur les sols qu'ils cultivent (Peignot, 2004). Plusieurs types d'utilisateurs peuvent être distingués en fonction :

³³ Les choix technologiques associés à la construction d'une STEP doivent obligatoirement faire l'objet d'un appel d'offre. *A priori*, l'opérateur privé ne devrait pas intervenir dans le choix technologique de la commune. C'est le rôle des services d'ingénierie de la DDAF ou du SATESE de conseiller les collectivités sur le plan technique. Dans les faits, les opérateurs ne sont bien souvent force de proposition et la décision des collectivités peut être influencée par les intérêts de leurs délégataires.

³⁴ Le décret n° 97-1133 du 8 décembre 1997 avait pour objet de définir « *les conditions dans lesquelles sont épandus sur les sols agricoles, forestiers ou en voie de reconstitution ou de revégétalisation* » (art.1). Il précisait également que des arrêtés conjoints des ministres chargés de l'environnement, de la santé et de l'agriculture devaient fixer « *les règles, les prescriptions techniques et les caractéristiques des produits permettant de répondre aux exigences du décret* » et que jusqu'à l'entrée en vigueur de ces arrêtés, « *les épandages ne seraient pas autorisés sauf autorisation spéciale donnée par le préfet après avis du conseil départemental d'hygiène* » (art.16 et 17). A ce jour, seul l'arrêté d'application fixant les prescriptions techniques applicables « *aux épandages de boues sur les sols agricoles* » est paru au Journal officiel du 31 janvier 1998.

³⁵ Un des arguments développés est qu'en France, la dispersion de la propriété foncière est telle que le fait d'imposer aux producteurs de boues qu'ils demandent des autorisations à tous les propriétaires fonciers impliqués dans les plans d'épandage aurait augmenté fortement les coûts de négociation et donc de rédaction des contrats d'épandage (cf. discussion de l'amendement déposé au projet de loi sur l'eau par Monsieur Vasselle, le 7 avril 2005).

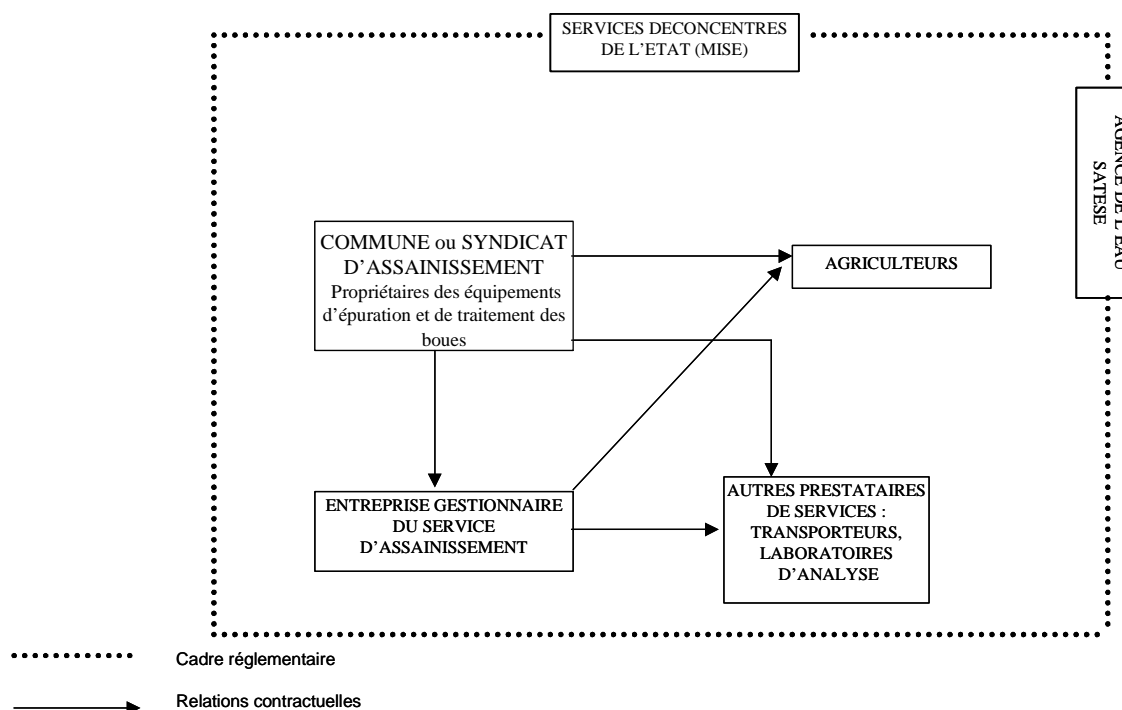
- du mode de faire-valoir des terres : on distingue les fermiers (non propriétaires) et les agriculteurs qui possèdent les terres qu'ils exploitent,
- du système de production agricole : on distingue les éleveurs des exploitations à dominante céréalière qui ont des besoins importants de fertilisants,
- du mode de commercialisation des produits : les agriculteurs qui écoulent leur production sous des marques privés ou labels et ceux dont les matières premières sont destinées à la transformation alimentaire non spécifique.

3.2 Une coordination multilatérale

La fourniture du service d'épandage comprend la réalisation d'un ensemble de tâches depuis l'extraction des boues de la STEP à leur épandage sur les sols agricoles. Si en théorie, la question de l'intégration des activités relative au service d'épandage au sein d'une seule entité se pose, dans les faits, elle est quasi inexistante (cas d'une commune qui épand des boues sur ses terres communales). Dans le cas général, la fourniture du service renvoie à une coordination entre plusieurs acteurs juridiquement autonomes, autrement dit une coordination « multilatérale ». Cette section est consacré à la présentation du rôle joué respectivement par les acteurs publics et les acteurs privés ainsi que leurs modes de coordination. Elle débouche sur la question centrale posée par la thèse qui celle des coûts du service d'épandage et de l'efficacité comparée des différents arrangements possibles pour le fournir.

Schématiquement, l'organisation française du recyclage agricole des boues d'épuration peut être représentée de la manière suivante (cf. graphique n°2, page suivante).

Graphique n°2 : Coordination multilatérale des acteurs du service d'assainissement et d'épandage des boues



3.2.1 Les rôles confiés aux autorités administratives et politiques locales

L'Etat laisse le soin aux acteurs locaux de décider du choix de la technologie et du mode d'organisation pour la mettre en œuvre mais il encadre strictement le comportement des acteurs locaux. L'action de l'Etat se traduit à la fois par la fixation d'un certain nombre de règles et normes à visée environnementale et par l'attribution de missions aux autorités politiques locales (notamment les conseils généraux) et aux autorités administratives déconcentrées.

3.2.1.1 Les rôles joués par les Conseils Généraux

Depuis les lois de décentralisation, les Conseils Généraux ont vu leur rôle conforté dans le domaine de l'eau. Apportant un concours financier important aux opérations menées par les communes, ils constituent les seconds financeurs après les agences de l'eau. Les départements jouent également un rôle important sur plan technique auprès des régies rurales.

Avant 2004, les départements géraient l'essentiel des crédits du Fonds national des adductions d'eau (FNDAE) affectés sur la base de conventions avec le ministère en charge de l'Agriculture qui gère le fonds. Créé en 1954, ce fonds permettait l'attribution d'aides financières en capital aux collectivités, pour leurs travaux d'alimentation en eau potable et d'assainissement. Financé par un prélèvement sur les recettes du Pari Mutuel et par une redevance sur les volumes d'eau distribués sur le territoire national par le réseau public d'eau potable (communes urbaines et rurales), le FNDAE était un instrument financier bénéficiant surtout aux communes rurales ou de leurs groupements. Son budget était d'environ 140 millions d'euros par an. En 2004, ce fonds a été supprimé et les missions de financement ont été attribuées aux Agences de l'eau.

Outre ce rôle financier, les conseils généraux ont créé des services d'assistance technique aux exploitants de stations d'épuration (SATESE) qui assurent divers rôles en priorité auprès des collectivités rurales quand ce sont elles qui exploitent (régie) des installations d'épuration collective :

- Ils apportent un soutien au niveau de la conception des nouvelles stations d'épuration.
- Ils vérifient par leur présence régulière sur le terrain les conditions générales de fonctionnement des installations et proposent, si nécessaire, des solutions pour optimiser les performances des équipements ;
- Ils assurent la formation des personnes chargées de l'exploitation des ouvrages ;
- Ils fournissent aux administrations les données collectées et dressent un rapport annuel sur le fonctionnement des ouvrages.

3.2.1.2 Les rôles confiés aux Agences de l'Eau

Instituées par la loi sur l'eau du 16 décembre 1964 et le décret du 14 septembre 1966, les Agences de l'Eau sont des établissements publics administratifs de l'Etat placés sous la tutelle du Ministère en charge de l'Environnement. Il existe six Agences de l'Eau en France, soit une par grand bassin hydrographique métropolitain : le bassin Artois-Picardie, le bassin Rhin – Meuse, le bassin Seine – Normandie, le bassin Loire – Bretagne, le bassin Rhône - Méditerranée – Corse et le bassin Adour – Garonne. Les Agences sont des organismes financiers qui perçoivent des redevances fonction du montant des prélèvements d'eau et des quantités de pollution rejetées dans l'eau. La politique des Agences (modalités de perception des redevances et d'attribution des aides) est décidée par leurs Conseils d'Administration, composés à parité par des représentants de l'Etat, des usagers et des collectivités locales issus du Comité de Bassin. Le comité de bassin est une assemblée qui regroupe les différents acteurs, publics ou privés, agissant dans le domaine de l'eau. Les Agences développent une politique incitative qui consiste à attribuer des subventions aux collectivités locales réalisant des opérations de dépollution, de gestion quantitative de la ressource ou de restauration et de

mise en valeur des milieux aquatiques. Par exemple, les subventions pour les études préalables et la construction d'équipements d'épuration. Le stockage des boues et l'acquisition d'équipements de traitement des boues font également partie des dépenses subventionnées. Ces subventions représentent environ 40% des dépenses d'investissements. Les Agences accordent également des subventions pour la réalisation des plans d'épandage.

3.2.1.3 Les missions confiées aux MISE

Les Missions interservices de l'eau (MISE) sont chargées, sous l'autorité du préfet de département, d'instruire les dossiers d'autorisation, de suivre et contrôler l'application de la réglementation. La DDAF, service déconcentré départemental du ministère en charge de l'agriculture, est généralement le service coordonnateur de la MISE. La DDAF joue un rôle important dans le domaine de l'eau. Elle est responsable de la police de la pêche, de la police des eaux sur les cours d'eau non domaniaux et les cours d'eaux domaniaux non navigables. Elle a également une mission de conseil et de maîtrise d'œuvre dans les communes rurales. Dans le domaine de l'eau, les agents des DDE sont également mis à disposition du ministère en charge de l'environnement et interviennent dans divers domaines. Ils gèrent la législation relative aux cours d'eau et aux nappes souterraines sur leur secteur de police de l'eau (cours d'eaux domaniaux navigables). Ils contrôlent la qualité de l'eau, exercent la police de la navigation, gèrent les rivières domaniales, participent à la prévention des inondations et assurent la maîtrise d'œuvre des travaux d'aménagement des rivières. Comme les DDAF, les DDE ont un rôle important en termes de conseil et de maîtrise d'œuvre auprès des collectivités. La direction départementale des affaires sanitaires et sociales assure l'inspection technique de l'ensemble des activités sanitaires relevant du ministère en charge de la santé. Elle est compétente pour toutes les questions se rapportant à l'hygiène publique et à la prophylaxie. La DDASS est responsable de la surveillance de la qualité de l'eau destinée à l'alimentation humaine, de la qualité des eaux de baignade et des rejets.

3.2.2 Les arrangements contractuels entre acteurs locaux

3.2.2.1 Les contrats pour l'assainissement des eaux usées entre collectivités locales et délégataires

Un contrat d'assainissement est un arrangement bilatéral entre une commune ou un groupement de communes (syndicat d'assainissement) et une entreprise privée qui exploite un réseau et des équipements d'épuration. Il s'agit d'un arrangement selon lequel l'autorité publique concédante autorise un opérateur privé juridiquement autonome à utiliser, moyennant son engagement à entretenir les installations, le réseau et les équipements publics pour lesquels il a obtenu une concession d'exploitation. En contrepartie du service d'assainissement rendu, la collectivité autorise l'opérateur à percevoir une rémunération

directement auprès des usagers, c'est-à-dire principalement en établissant une facturation aux ménages. Réglementés par l'Etat, ces contrats sont d'une durée généralement comprise en 6 et 12 ans mais pouvant atteindre 20 ans dans certains cas. Le traitement des boues est toujours inclus dans le service d'assainissement. Conformément au code général des collectivités territoriales, « l'élimination des sous-produits de l'assainissement fait partie intégrante du service public d'assainissement qui doit être organisé et contrôlé par la collectivité »³⁶.

3.2.2.2 Les contrats pour le transport des boues entre les producteurs de boues et les transporteurs

Les contrats de transport sont des arrangements bilatéraux, entre les producteurs de boues et les entreprises et selon lequel le gestionnaire d'une STEP confie à un opérateur privé la charge de transporter et épandre les boues produites, à des périodes déterminées, sur les terres agricoles prévues dans le plan d'épandage de la STEP.

Le matériel utilisé pour le transport et l'épandage des boues sur les sols agricoles est généralement le même. Ces matériels peuvent être soit des tracteurs munis d'épandeur à lisier ou fumier soit des camions-citernes munis de pompe extractrice de liquide. Les épandeurs, tonnes à lisier et autres véhicules ou matériels servant à l'épandage des boues d'épuration peuvent aussi être affectés à d'autres utilisations comme l'épandage de fumier de lisier ou d'engrais sur les sols agricoles.

Ces contrats ne font pas l'objet d'une réglementation directe par l'Etat mais les arrangements doivent tenir compte des dispositions prises dans l'arrêté préfectoral d'autorisation du plan d'épandage de la STEP.

3.2.2.3 Les contrats d'épandage entre les producteurs de boues et les agriculteurs

Les contrats d'épandage sont des arrangements multilatéraux entre les collectivités locales, leurs délégataires et les agriculteurs, selon lesquels les agriculteurs s'engagent à mettre à disposition des gestionnaires des STEP certaines des terres qu'ils cultivent afin d'y réaliser, à des périodes bien déterminées de l'année, l'épandage des boues qu'ils produisent. Selon la quantité de boues produite, la coordination implique un nombre plus ou moins élevé d'acteurs. Pour certaines STEP produisant de faibles volumes de boues et localisées dans une zone caractérisée par l'abondance d'espaces agricoles, la coordination est aisée avec un nombre réduit d'agriculteurs. En revanche, pour les STEP produisant des volumes importants de boues et localisées dans des zones urbaines, la coordination est plus difficile parce qu'elle implique un nombre plus élevé d'agriculteurs.

³⁶ Rappel du ministère à ces services dans la circulaire DE/GE n° 357 du 16 mars 1999.

3.2.3 La question des coûts du service de traitement des boues

La grande quantité d'information scientifique et technique produite masque un grand déséquilibre dans les considérations abordées. En effet, la plus grande partie des travaux européens et nationaux s'est focalisée sur les dommages environnementaux et sanitaires (Tercé, 2002). Cela se traduit par une relative méconnaissance (de la part des décideurs publics) des coûts des solutions possibles pour résoudre le problème posé.

A notre connaissance, il n'existe aucune étude scientifique européenne cherchant à évaluer les coûts de traitement des boues afin de les comparer aux dommages évités. C'est seulement à partir de 1999³⁷ en France que le Comité national sur les boues (CNB) a mandaté plusieurs organismes publics pour réaliser des études complémentaires portant sur les considérations économiques. Ces travaux ont été pilotés par les Agences de l'eau, l'ADEME et le Cemagref. La première étude a été consacrée à un « *audit environnemental et économique des filières d'élimination des boues d'épuration urbaines* » réalisé par le cabinet privé de conseil Arthur Andersen Environnement (1999) et piloté par l'Agence de l'eau Rhin Meuse. Il découle de cet audit la primauté de la solution de l'épandage agricole, globalement moins coûteuse que les autres et considérée comme la technologie la plus performante du point de vue de l'environnement (Arthur Andersen Environnement, 1999). Le problème n'est toutefois pas si simple parce que les coûts de traitement sont très variables et peuvent être qualifiés de « site-spécifiques » (Bogges, 1996) car ils dépendent fortement des conditions locales dans lesquelles se trouvent les collectivités locales.

Concernant l'épandage, la principale étude a concerné « *les coûts de traitement et de recyclage agricole des boues d'épuration urbaine* » (Ferry et Wiat, 1999). Elle visait à établir des références technico-économiques à destination des collectivités locales. Il s'agit de l'étude nationale la plus récente (effectuée entre 1997 et 1998) et la plus importante effectuée pour le compte de l'ADEME et du Cemagref. Elle est fondée sur une enquête effectuée en 1998 sur un échantillon de 71 STEP de tailles différentes et réparties sur 19 régions françaises. Les auteurs proposent une analyse des « *coûts globaux de fonctionnement* » de la filière d'utilisation agricole en distinguant les opérations suivantes : traitement, stockage, travaux de reprise, de transport et d'épandage, pratiques culturelles spécifiques, études et suivis.

L'idée centrale qui se dégage de ces travaux est que la solution de l'épandage est moins coûteuse et plus respectueuse de l'environnement que les autres. Il s'agit alors de l'encourager. Mais les travaux portant sur la question de l'efficacité économique comparée des solutions pour traiter les boues ont des limites parce qu'ils prennent peu voire pas du tout

³⁷ Circulaire DE/GE n° 357 du 16 mars 1999 relative à la réglementation relative à l'épandage des boues de stations d'épuration urbaines.

en compte les coûts de coordination entre les acteurs. Ces coûts sont supposés être supérieurs dans le cas de la solution de l'épandage en raison de la multitude d'acteurs impliqués et de l'ampleur des problèmes posés.

Ainsi, dans la thèse, nous aborderons uniquement le cas de l'épandage des boues d'épuration. Nous chercherons à répondre aux questions suivantes : Quels sont les coûts de la coordination de la fourniture du service d'épandage ? De quoi dépendent-ils ? Quels sont les arrangements organisationnels mis en œuvre par les acteurs locaux pour les minimiser ? S'il existe différents arrangements possibles pour fournir le service d'épandage, certains sont-ils plus adaptés (moins coûteux) que d'autres ?

Conclusion

La coordination des acteurs impliqués dans la fourniture du service d'épandage est assurée par des mécanismes à la fois d'origine réglementaire et contractuelle. Plusieurs modes d'organisation du service sont possibles et l'Etat laisse le soin aux collectivités de rechercher le ou les arrangements qui minimisent les coûts de fourniture du service, compte tenu des objectifs environnementaux fixés qui se traduisent par l'obligation de respect d'un ensemble de règles et de normes.

La thèse débouche ainsi sur l'objectif de discuter de l'efficacité comparée des différents mécanismes de gouvernance des transactions et donc des types d'arrangements contractuels susceptibles d'être adoptés par les acteurs locaux.

Pour mener notre analyse, nous privilégierons l'approche néo-institutionnelle (Williamson, 2000) et plus précisément la théorie des coûts de transaction. Compte tenu de la nature du questionnement (efficacité comparée), le recours à l'économie néo-institutionnelle se justifie pleinement, notamment la démarche de la théorie des coûts de transaction. Pour autant, nous mobiliserons également d'autres approches de la coordination comme la théorie des incitations comme clé de compréhension de l'importance et des registres de l'intervention publique.

Enfin, des adaptations du cadre d'analyse théorique seront à faire dans la mesure où une des parties de l'arrangement est une autorité publique (commune) et où les mécanismes de coordination ne relèvent pas seulement d'une négociation décentralisée entre les parties impliquées mais également d'un contrat (implicite) administré qui s'impose à tous (Goldberg, 1976; Williamson, 1976).

Chapitre 2 : Fondements théoriques et cadre d'analyse de la fourniture de services environnementaux

CHAPITRE 2 : FONDEMENTS THEORIQUES ET CADRE D'ANALYSE DE LA FOURNITURE DE SERVICES ENVIRONNEMENTAUX

Introduction

Les problèmes théoriques que soulève la production de services environnementaux sont multiples. Parmi les thèmes de recherche déjà très largement investis, on peut citer ceux menés en économie des ressources naturelles et en économie de l'environnement sur la question du caractère renouvelable ou épuisable des ressources naturelles, sur le thème des externalités et la définition du service environnemental, sur les problèmes d'évaluation monétaire des biens non marchands (dommages environnementaux et bénéfiques d'actions visant à réduire ces dommages), sur le choix des instruments de politique environnementale (Baumol et Oates, 1988; Cropper et Oates, 1992; Faucheux et Noël, 1995; Bonniex et Desaignes, 1998; Bontems et Rotillon, 1998; Vallée, 2002; Oates et Portney, 2003; Stavins, 2004; Rotillon, 2005).

Pour notre part, nous avons choisi de nous centrer sur l'analyse des modes de coordination à l'œuvre dans la production de services collectifs environnementaux et de leur efficacité. La question de la place de l'intervention publique et des formes d'ordre privé dans la production de ces services est au centre de notre recherche.

L'approche théorique retenue dans cette optique est celle de l'économie néo-institutionnelle. Notre objectif est de montrer la contribution que cette approche peut apporter à la compréhension des arrangements organisationnels dans la production des services collectifs environnementaux et la manière dont ces arrangements sont marqués par l'environnement institutionnel (notamment le cadre réglementaire).

Dans une première section, nous faisons le point sur la notion de service environnemental qui renvoie à des conceptions différentes dans la littérature économique, afin de préciser la définition et les caractéristiques économiques de ces services que nous retenons comme pertinentes pour notre recherche.

Dans la deuxième section, nous réalisons une synthèse des arguments développés par les approches théoriques abordant la question de la gouvernance des services collectifs, en particulier des services environnementaux. Plusieurs écoles peuvent être distinguées selon leurs problématiques et leurs prescriptions sur la nécessité et les conditions de l'intervention publique. Nous justifions la pertinence de l'approche néo-institutionnelle que nous privilégions pour traiter cette question, en articulant deux types d'apport, celui de la théorie des coûts de transaction (développée par Williamson et Goldberg) centrée sur l'analyse de

l'arbitrage entre différents modes de coordination des services collectifs, et celui de travaux (inspirés de ceux de North) portant sur l'analyse de l'impact de l'environnement institutionnel sur les modes de coordination.

Enfin, dans la troisième section, nous présentons le cadre d'analyse dérivé de ces approches en examinant les déterminants de l'arbitrage entre différentes structures de gouvernance susceptibles d'encadrer la fourniture de services collectifs environnementaux.

1 Section 1 - Définition et caractéristiques des services environnementaux

Nous partons de la délimitation des services en termes de branches et de secteurs, notamment celle utilisée dans les négociations internationales, pour montrer que cette délimitation ne repose pas sur une définition théorique claire. Nous nous référons alors à la littérature dominante qui relie la question de la production de biens environnementaux à un problème de défaut de marché. Cette approche du service environnemental peut certes apparaître restrictive car elle conduit « seulement » à rechercher des solutions guidées par la visée de correction des défaillances de marché mais elle présente l'intérêt de mettre l'accent sur toute une réflexion qui se dégage des travaux en économie de l'environnement et sur lesquels notre recherche s'appuie : la question de la rémunération des producteurs de services environnementaux, celle des instruments de politique environnementale.

1.1 La notion de service environnemental

Les négociations conduites dans le cadre de l'Organisation mondiale du commerce (OMC) posent avec une importance particulière la question de la définition de la notion de service environnemental. En effet, depuis la signature de l'Accord général sur le commerce des services (AGCS, 2000), les pays membres doivent s'accorder sur une classification commune dans l'optique de réguler les échanges commerciaux d'un secteur d'activité dont le chiffre d'affaires devrait, selon l'OCDE (2005), dépasser 600 milliards en 2010, à peu près égal à celui des secteurs pharmaceutique ou des technologies de l'information.

Plusieurs classifications (statistiques) des services environnementaux sont régulièrement proposées puis amendées sans qu'un réel consensus existe en la matière entre les pays membres de l'OMC. Par exemple, l'Office des statistiques des Communautés européennes (Eurostat) possède sa propre définition comprenant « *les activités qui produisent des biens et services qui mesurent, limitent, minimisent ou corrigent les dommages causés à l'air, l'eau et la terre, ainsi que les problèmes relatifs aux déchets, au bruit et aux écosystèmes* ». De même, les organisations intergouvernementales en charge de la promotion des échanges commerciaux comme la CNUCED proposent leur propre classification reposant sur l'idée de secteur d'activité. Ainsi, les services environnementaux sont « *l'un des 12 secteurs de la Classification sectorielle des services, qui s'inspire de la Classification centrale des produits*

(CPC) provisoire des Nations Unies. La Classification sectorielle recense quatre catégories de services environnementaux, classés en fonction des milieux de l'environnement : voirie, enlèvement des ordures, assainissement et autres » (CNUCED, 2003, p.15). Mais les récentes négociations conduites à l'Organisation mondiale du commerce (Doha et Cancun) ont amené à la création de 7 classes différentes de services environnementaux qui recourent partiellement la classification sectorielle existante : eau potable et gestion des eaux usées, gestion des déchets, protection de l'air et du climat, remise en état et nettoyage du sol et de l'eau, lutte contre le bruit et les vibrations, protection de la diversité biologique et des paysages, autres services environnementaux.

Ces classifications reposent toutes sur des délimitations en termes de branches et/ou de secteurs d'activités économiques ; et le fait que ce soient des critères relatifs aux technologies de production des services mais aussi aux milieux ou compartiments de l'environnement concernés (eau, sol, air, etc.) qui fondent en priorité les délimitations utilisées, engage à une clarification (théorique) de la notion de service environnemental.

Aznar et Perrier-Cornet (2003) ont mené ce travail en s'attachant à rendre compte des différentes conceptions portées par les publications³⁸ scientifiques en économie. Ils concluent à l'existence de trois grandes conceptions qui relèvent d'approches différentes et mettent l'accent sur des dimensions économiques différentes des services environnementaux. La première renvoie au courant de l'économie écologique. Elle assimile le service environnemental à un produit du capital naturel, terme désignant l'ensemble des ressources naturelles, spontanément disponibles et générant des effets utiles pour l'homme – dénommés « services ». Cette conception est portée notamment par la Commission³⁹ de coopération environnementale de l'Amérique du Nord (CCE, 2004) qui s'intéresse par exemple aux services de séquestration du carbone par les forêts. La deuxième ressort de l'économie de l'environnement et considère le service environnemental sous l'angle des défaillances de marché, en particulier une externalité positive de production par exemple le caractère jugé agréable de certains des paysages agricoles. Quant à la troisième, elle s'inscrit dans une approche d'économie de la production des services où « *le service environnemental est produit ou fourni d'une façon intentionnelle en réponse à une demande et vise le maintien en l'état ou l'amélioration des attributs d'un bien de nature (eau, sol)* ». Cette conception

³⁸ A noter, le très net accroissement des publications sur le thème des services environnementaux dans les revues à comités de lecture. Dans la base Econlit, le terme de « service environnemental » apparaît annuellement et en moyenne, dans trois articles sur la période 1988-1999. Depuis 2000, le même terme apparaît annuellement dans 12 articles en moyenne. Avant 1988, nous n'avons trouvé aucun article qui mentionne le terme.

³⁹ La Commission de coopération environnementale (CCE) est une organisation internationale créée par le Canada, le Mexique et les États-Unis aux termes de l'Accord nord-américain de coopération dans le domaine de l'environnement (ANACDE). La CCE a pour mandat de se pencher sur les problèmes environnementaux à l'échelle du continent nord-américain, de contribuer à la prévention des différends commerciaux et environnementaux et de promouvoir l'application efficace des lois de l'environnement.

conduit à inclure dans la catégorie des services environnementaux, des services collectifs à fort contenu technologique comme les services d'assainissement des eaux usées ou le traitement des ordures ménagères dont les visées sont de maintenir notamment les caractéristiques de potabilité des nappes phréatiques et de salubrité des rivières.

Pour notre part, il nous semble nécessaire de revenir de façon plus précise que ne l'ont fait Aznar et Perrier-Cornet (2003) sur les concepts mobilisés par l'économie de l'environnement [i.e. externalité, bien et service collectif et plus secondairement de monopole naturel qui ne touche que certains services] dans la mesure où les problèmes soulevés par la production de services environnementaux ne relèvent pas uniquement des externalités technologiques qu'elles soient négatives, positives, de consommation ou de production. Dans l'optique de la thèse qui est de rendre compte des arrangements encadrant la production des services environnementaux, l'enjeu est alors de définir les caractéristiques économiques pertinentes pour délimiter l'objet de la recherche.

1.2 Les caractéristiques économiques des services environnementaux

Cette section s'attache à situer la notion de service environnemental par rapport aux concepts d'externalité, de bien collectif (public) et de monopole naturel au cœur des analyses qui abordent la question des défauts de marché. Par défaut de marché, la littérature économique désigne les situations où le lien est rompu entre la poursuite des intérêts individuels des agents privés (consommateurs, producteurs) et la poursuite de l'intérêt général. Bator (1958) considère que le concept le plus général est celui d'externalité, désignant à lui seul l'ensemble des défaillances de marché. L'externalité désigne le fait que les agents économiques ne supportent pas la totalité des coûts (dits coûts sociaux), ni n'intègrent la totalité des bénéfices associés à leurs décisions de production. La démonstration technique de l'inclusion des biens collectifs dans l'ensemble des externalités a été apportée par Evans (1970) mais les relations concrètes entre biens collectifs et externalités ne sont pas simples à définir. Dans le domaine de l'environnement, *« on les confond même parfois car les premiers sont souvent à l'origine des seconds du fait que l'usage de ces biens peut profiter à tous. En réalité, ils ne sont pas de même nature et se situent plutôt dans une relation de type stocks – flux (d'utilité), tel l'écosystème naturel (bien public) qui produit un ensemble de services environnementaux dont bénéficient des usagers (externalités) »* (Mollard, 2003, p.35). Réaffirmer cette différence permet de comprendre qu'à chaque concept correspond un problème spécifique de production, soulevant la question des rôles respectifs des pouvoirs publics et des agents privés dans la fourniture de services environnementaux. Dans cette section, il s'agit ainsi de préciser les caractéristiques économiques de ces services et le(s) type(s) de problème que pose leur production, avant d'aborder le débat sur les solutions institutionnelles et organisationnelles visant à y remédier (sections 2 et 3).

1.2.1 Un problème d'externalité

L'externalité est un effet de l'action d'un agent économique – dit émetteur – sur un autre agent – dit récepteur – qui s'exerce en dehors du marché. L'effet se traduit par une variation d'utilité du récepteur sans que le marché puisse prendre en compte cette variation, c'est-à-dire sans qu'un prix puisse en signaler l'ampleur et la valeur à l'émetteur. Ce type d'effet hors marché est qualifié d'externalité « technologique » par opposition à d'autres définitions existantes dans la littérature mais ne spécifiant pas le caractère hors marché de l'interdépendance entre les agents, ces définitions conduisant à inclure les externalités dites « pécuniaires » (Scitovsky, 1954). De plus, lorsque l'émetteur de l'effet est une entreprise, l'externalité est dite « de production » et elle est dite « de consommation » lorsque que l'émetteur est un ménage. L'externalité est positive quand l'effet procure une amélioration du bien-être de l'autre agent et négative quand cet agent voit son bien-être diminué. Dans le premier cas, l'agent ne perçoit pas tous les bénéfices de son action. Dans le second, il n'en supporte pas tous les coûts. Le coût privé supporté par l'agent est inférieur au coût social comprenant le coût privé auquel s'ajoute le coût de la dégradation du bien-être pour le récepteur de l'effet externe. Cela pose un problème d'allocation inefficace des ressources. Les solutions recherchées dites d'internalisation des effets externes consistent alors à faire peser sur les agents économiques la totalité des coûts de leurs actions.

L'exemple canonique des nuisances est généralement utilisé pour rendre compte du problème posé par l'externalité technologique négative. N producteurs sont responsables d'une émission d'un effet externe négatif qui engendre des dommages pour la collectivité, par exemple, une dégradation de la qualité de l'eau potable. La fonction de coût social est composée d'une fonction de coûts privés à laquelle s'ajoute une fonction de coûts des dommages.

Une fonction agrégée de dommages⁴⁰ :

$$(1) \quad D = D(\sum q_i)$$

Une fonction de coûts privés⁴¹ :

$$(2) \quad \sum C_i(q_i)$$

La somme des deux est une fonction dite de coût social :

$$(3) \quad CS(q) = [D(q) + \sum C_i(q_i)]$$

⁴⁰ D est le coût du dommage qui dépend des émissions totales ; avec q_i l'émission individuelle de pollution.

⁴¹ C_i est le coût privé individuel.

L'exemple de la pollution illustre la manière de caractériser un problème d'environnement (sous l'angle des externalités) dans l'objectif de raisonner les solutions pour y remédier. Trois dimensions comptent. Pour calculer la fonction de coût social, il est nécessaire (1) d'identifier les agents concernés (émetteurs et récepteurs de l'effet externe), (2) d'effectuer une évaluation monétaire des dommages environnementaux et (3) de connaître les coûts privés de réduction de l'effet externe émis.

Le concept d'externalité présente cependant un caractère multiforme. La notion de coût social en théorie relativement simple à comprendre, pose en réalité de nombreux problèmes. Il a été relevé à plusieurs reprises et par divers auteurs (Catin, 1985; Lévêque, 2004) que des confusions ou désaccords existent dans la littérature, en particulier sur la nécessité ou non de recourir à l'intervention publique (externalités dites pareto pertinentes *versus* non pareto pertinentes). Sans revenir sur la pluralité des définitions théoriques, il semble nécessaire de mieux caractériser les externalités selon plusieurs dimensions. La première est l'identité et le nombre des émetteurs, et permet de distinguer les externalités bilatérales et multilatérales. Les premières naissent d'interactions entre deux agents ou groupes d'agents privés homogènes, les secondes impliquent un très grand nombre d'agents, souvent dans un contexte de biens collectifs. La caractérisation des externalités passe également par l'identification des proximités spatiales auxquelles est lié l'effet externe. Les externalités « de localisation » découlent d'un effet classique d'interaction géographique ou de proximité. Lorsque l'effet est circonscrit à un espace géographique limité et bien identifié, comme c'est par exemple le cas des effets associés aux biens de nature localisées qui concourent à l'activité agricole, Mollard (2003) parle d'externalité « territoriale ». Une troisième dimension concerne l'identification des interdépendances techniques auxquelles est lié l'effet externe.

1.2.2 Un problème de bien collectif

A la suite de Samuelson (1954), on distingue les biens collectifs des biens privés. Ces derniers sont consommés par un individu et un seul alors que les biens collectifs sont accessibles à l'ensemble d'une communauté. Selon cet auteur un bien collectif est un bien dont la consommation est collective⁴². Ainsi, les biens collectifs possèdent la double propriété de non-exclusion et de non-rivalité. Chacune de ces deux propriétés est indépendante et à la source d'une inefficacité spécifique du marché : rationnement sous-optimal des consommateurs et sous-investissement des producteurs.

⁴² Dans le texte fondateur de Samuelson (1954), l'expression utilisée est « collective consumption goods ». Nous reproduisons ici, sans les traduire, les propos de l'auteur afin de ne pas prendre le risque de tronquer sa pensée : « I explicitly assume two categories of goods: ordinary *private consumption goods* which can be parcelled out among different individuals and *collective consumption goods* which all enjoy in common in the sense that such a good leads to no subtraction from any other individual's consumption of that good. ».

La non-rivalité est la propriété qu'un bien puisse être consommé simultanément par plusieurs agents sans que la quantité consommée par l'un diminue les quantités encore disponibles pour les autres. Elle se traduit par le fait que le coût marginal d'un utilisateur supplémentaire d'un bien (une fois celui-ci produit) est nul. Cela pose un problème de rationnement sous-optimal des consommateurs en présence de coût d'encombrement nul. Ainsi, lorsque l'accès à un bien non rival est intentionnellement restreint à un groupe de bénéficiaires alors il existe une marge d'amélioration parétienne. Cette propriété renvoie en priorité aux caractéristiques physiques du bien collectif et aux conditions d'accès des services rendus par ce bien. La plupart des biens de nature sont rivaux parce qu'il existe des effets d'encombrement plus ou moins marqués dans leur consommation, en particulier en raison du caractère localisé de ces biens qui en contraignent plus ou moins l'accès.

La non-excluabilité désigne l'impossibilité d'écarter qui que ce soit de l'utilisation d'un bien, y compris les individus qui ne participeraient pas à son financement. Elle se traduit par un accès au bien (libre) sans restriction. L'excluabilité renvoie aux technologies disponibles pour exclure certains bénéficiaires plutôt que d'autres et à la nature des droits de propriété sur le bien. Dans le domaine de l'environnement, il peut être difficile d'exclure les agents qui n'ont pas participé au financement des services visant à produire, entretenir ou donner accès à des biens de nature. Cette exclusion est difficile pour des raisons à la fois techniques (coûts d'exclusion) et éthiques car touchant à la satisfaction de besoins vitaux des individus (le fait de respirer un air pur et boire de l'eau potable). Chaque individu peut alors aisément se comporter en passager clandestin et ne pas participer au financement du bien. Cela pose un problème de sous-investissement privé dans la production ou dans la préservation des biens de nature non-excludables.

Du point de vue des propriétés de biens collectifs, les biens de nature constituent un ensemble hétérogène. Ils posent des problèmes d'action collective qui renvoient à la question des incitations à produire (si propriété de non-excluabilité) et à la question de rationnement sous-optimal (si propriété de non-rivalité), et les deux si les deux propriétés sont réunies. La question posée est celle des solutions envisagées dans la littérature économique (pas seulement l'intervention publique) pour produire de tels biens.

La distinction initiale de Samuelson entre biens privés et biens collectifs a été l'objet d'une abondante littérature conduisant à préciser la définition des biens collectifs pour en distinguer différents types sur la base de la combinaison des propriétés de non-excluabilité et de non-rivalité dans la consommation. Cette littérature distingue ainsi 4 types de biens (cf. tableau n°3), d'un côté, les biens privés, et de l'autre, les biens collectifs : les « biens collectifs purs », les « biens de club » et les « biens en commun ». Les trois types de biens collectifs distingués posent chacun un problème particulier d'action collective auquel sont associées des préconisations normatives différentes.

Tableau n°3 : Les quatre types de biens

	<i>Non-excludable</i>	<i>Excludable</i>
<i>Non-rival</i>	Biens collectifs purs	Biens de club (réseau d'approvisionnement en eau potable)
<i>Rival</i>	Biens en commun (banc de poisson, nappe d'eau souterraine)	Biens privés

Source : repris de Lévêque (2004)

Les « biens collectifs purs » associent les deux propriétés de non-excludabilité et de non-rivalité. La recommandation normative consiste à faire financer la production des biens collectifs purs à partir de fonds publics collectés par l'impôt.

Le deuxième type de biens collectifs, les biens excludables non rivaux, se caractérisent par le fait que la consommation par un individu n'entraîne pas une moindre disponibilité pour les autres et qu'il existe potentiellement des dispositifs d'exclusion comme l'instauration d'un péage routier. La recommandation initiale de Samuelson (1954) était de rendre ces biens accessibles gratuitement à tous sans restriction et de financer leur production par l'Etat. En d'autres termes, l'auteur recommandait de rendre non-excludables tous les biens non rivaux. Cette approche a longtemps inspiré les politiques d'Etat dans de nombreux domaines. Depuis Buchanan (1965), les biens excludables non rivaux sont qualifiés de « biens de club ». Cet économiste de l'école du choix public conteste la solution proposée par Samuelson et remarque que des biens de ce type peuvent être volontairement produits par les membres d'une communauté d'intérêt dont la taille est différente de celle de la nation.

Une troisième catégorie de biens collectifs est représentée par les biens rivaux non excludables pour lesquels les comportements de passager clandestin entraînent une surconsommation. Ces biens sont également qualifiés de biens communs ou « common-pool resources » (CPR) dans la littérature anglo-saxonne en économie des ressources naturelles (Ostrom, 1990). Ces biens présentent une certaine forme de rivalité dans la consommation. Dans la mesure où l'accès au bien est libre, alors l'offre privée de protection et d'entretien du bien n'émergera pas, à l'instar du processus de « tragédie des communs » mis en évidence par Hardin (1968). Une grande partie des biens de nature comme une nappe d'eau souterraine, un banc de poissons, est dans ce cas de figure. La littérature théorique propose deux solutions principales pour éviter la surexploitation des biens de nature ou ressources naturelles dites renouvelables (Rotillon, 2005) : une régulation centralisée où l'Etat contraint les conditions d'usage commun des biens et la privatisation des biens.

Dans la réalité, la plupart des biens collectifs sont partiellement rivaux et excludables, en particulier parce qu'il faut considérer les caractéristiques spatiales des biens qui en déterminent le plus souvent les modalités et les coûts d'accès. Les frontières établies par la théorie entre des catégories de biens distinctes sont perméables et plusieurs problèmes –

incitation à produire, rationnement sous-optimal des consommateurs – sont généralement imbriqués. Le cas du paysage illustre cette remarque. En théorie, la consommation de paysage par les uns ne diminue pas celle des autres. Comme la plupart des biens qui sont donnés à voir ou à entendre, l'exclusion des consommateurs potentiels de paysage qu'ils soient touristes, résidents locaux ou voyageurs de passage est non réalisable. Dans la réalité, le problème de l'accès, l'existence de « points de vue » pour consommer du paysage posent la question de la rivalité et des incitations fournies aux agents privés pour continuer à produire ou entretenir les supports physiques du paysage : haies, forêts, espaces agricoles.

Nous avons retenu le terme de bien et non celui de service dans ce qui précède, afin de distinguer le concept économique et les réalités qu'il recouvre. Nous avons réservé le terme de bien collectif à la définition théorique, et le terme de service collectif aux formes empiriques. Celles-ci peuvent alors être spécifiées selon leur dimension géographique (un service collectif local), leur forme de contrôle (un service collectif public) ou l'identité du gestionnaire (un service collectif en régie). Les activités de service public regroupent un ensemble vaste et hétérogène de services collectifs réglementés par l'Etat. Les services publics s'étendent bien au-delà des services qui possèdent la double propriété de non-excludabilité et de non-rivalité pour concerner des activités où la puissance publique intervient au titre d'une ou plusieurs des finalités suivantes : le financement du service, la production proprement dite du service, l'accès des usagers au service. Les biens collectifs sont parfois abusivement qualifiés de biens publics (Stiglitz, 1999) en raison de leur vocation à être financés par l'impôt et offerts gratuitement à tous selon la recommandation de Samuelson (1954). Cependant, une fois que le problème du financement de la production du bien est résolu par l'Etat, rien n'empêche ce dernier de déléguer la production proprement dite du bien collectif à une entreprise privée.

1.2.3 Un problème de monopole naturel

Une partie des services environnementaux se rattache également au cas des industries de service public (monopole public local) auxquelles sont associées une caractéristique technique de la production et l'existence de rendements d'échelle croissants. Cette situation se rencontre dans les activités de services, comme la distribution d'électricité, la distribution d'eau potable, l'assainissement des eaux usées et plus généralement les industries de réseau qui nécessitent des investissements élevés. Dans ce cas, si une seule firme sert la totalité de la demande alors elle peut répartir ses coûts fixes sur un nombre plus élevé d'utilisateurs, ce qui diminue le coût unitaire de fourniture du service. La recommandation normative est de préconiser une production monopolistique du service. Un des principaux problèmes posés est celui de la tarification du service. En effet, la tarification ne peut pas se faire au coût marginal car ce coût est inférieur au coût moyen de production du service. Si l'on souhaite que cela soit le cas, alors il faut verser des subventions publiques au producteur pour pallier le différentiel entre le coût de production unitaire et le prix tarifé aux utilisateurs. Cette situation se rencontre

fréquemment dans les grandes entreprises de service public comme la Poste ou la SNCF. Le monopole naturel est alors qualifié de monopole public puisque le service est fourni directement par une administration d'Etat ou une entreprise publique. Les réformes actuelles préconisent un démantèlement des monopoles publics en remarquant que les investissements peuvent continuer à être financés par des fonds publics collectés par l'impôt mais que l'exploitation peut être confiée à un opérateur privé (délégation de service public).

Suite à cette clarification théorique, nous reprenons avec Aznar (2002) l'idée que le service environnemental est produit ou fourni d'une façon intentionnelle en réponse à une demande et vise le maintien en l'état ou l'amélioration de caractéristiques utiles dégradées d'un bien de nature. Le caractère irrémédiable de certaines dégradations ainsi que le fait que certains biens (comme l'eau ou l'air) sont indispensables à l'existence humaine (caractère non substituable) suscitent la mise en place de solutions techniques destinées à modifier ou préserver les caractéristiques utiles des biens concernés, par exemple la qualité des eaux ou la qualité des sols. Mais nous concluons également sur le constat que les services environnementaux constituent une catégorie d'activités économiques hétérogène et complexe dans le sens où plusieurs types de problèmes peuvent être imbriqués : minimisation du coût social, incitation à produire, rationnement sous-optimal des consommateurs, tarification au coût marginal. Dans la suite du travail, nous allons nous efforcer de clarifier ces problèmes et de faire apparaître progressivement la contribution originale de la thèse autour de la question des modes alternatifs de production des services environnementaux.

Dans ce contexte, la thèse commence par présenter les solutions théoriques aux problèmes que pose la production des services environnementaux en général. La recommandation normative de l'économie publique est de faire intervenir un tiers, l'Etat en l'occurrence, qui joue le rôle d'intermédiaire entre les producteurs et les bénéficiaires potentiels des biens environnementaux. L'intérêt de recourir à l'Etat est qu'il bénéficie de prérogatives constitutionnelles lui permettant de prescrire aux agents économiques un niveau optimal de production de biens collectifs puis de concevoir les outils permettant d'aboutir à ce niveau. Lui seul également peut contraindre, par l'impôt, un maximum de bénéficiaires potentiels à financer la production du service collectif. D'autres solutions théoriques peuvent cependant être proposées et méritent d'être discutées dans une démarche comparative.

2 Section 2 - Les fondements théoriques de la coordination de la fourniture des services environnementaux

Dans cette section, nous présentons les différentes approches théoriques traitant la question de la gouvernance des services collectifs. Plusieurs écoles peuvent être distinguées selon leurs

problématiques et leurs prescriptions sur la nécessité et les conditions de l'intervention publique (résumées dans le tableau de synthèse n°4). La première approche abordée (la plus ancienne), celle de l'économie publique (section 2.1), met l'accent sur les défauts de marché qui justifient au nom de l'efficacité économique une intervention correctrice des Etats par la réglementation. A cette conception s'opposent les théories du « choix public » (théorie des groupes d'intérêt) et des droits de propriété (section 2.2) qui considèrent que la réglementation est inefficace et doit laisser la place aux mécanismes de coordination par le marché. Le point de vue que nous développons est que dans chacune de ces conceptions la gamme des solutions de coordination se limite à une seule alors que la question que nous nous posons porte sur l'arbitrage entre différents modes (mécanismes) de coordination en fonction des objectifs poursuivis : efficacité économique et/ou efficacité environnementale. Nous privilégions alors l'approche de l'économie institutionnelle de la réglementation parce qu'elle permet une démarche comparative et donc l'analyse de l'efficacité comparée de différents arrangements organisationnels envisageables (section 2.3).

Tableau n°4 : Les approches théoriques de la coordination de la fourniture des biens collectifs (adapté de Lévêque, 2004)

Ecoles	Théories	Principaux auteurs	Conception de la coordination	Objectif de production (de biens ou de maux publics)	Questions traitées et instruments privilégiés
Économie publique	Théorie néoclassique du bien-être	Walras	Coordination par la réglementation	Fixé <i>a priori</i> par l'Etat	Définir le niveau optimal de taxation
Économie des droits de propriété	Théorie des groupes d'intérêt, théorie du « free market environmentalism »	Anderson, Demsetz, Libecap	Coordination par le marché Coordination par le droit (recours en responsabilité)	Non fixé <i>a priori</i> ; le marché se charge de définir le niveau optimal	Définir les droits de propriété et instaurer un marché des droits
Nouvelle économie publique	Théorie des incitations Théorie des contrats incomplets	Stiglitz Hart Laffont et Tirole	Coordination par des mécanismes réglementaires incitatifs (contrats incitatifs)	Fixé <i>a priori</i> par l'Etat	Mettre en place des contrats incitatifs « Inciter les agents à respecter la norme au moindre coût [<i>de production</i>] pour eux et pour la société » (Mahé et Ortalo-Magné, 2001)
Economie institutionnelle de la réglementation	Théorie des coûts de transaction Théorie de l'articulation du cadre institutionnel avec les choix organisationnels	Coase, Williamson Ménard Falconer, Hagedorn	Coordination par des mécanismes de gouvernance hiérarchique <i>versus</i> concurrentiels	Fixé <i>a priori</i> par l'Etat	Approche positive : comparer l'efficacité relative des mécanismes de gouvernance Approche normative : Concevoir les dispositifs conduisant au respect par les agents de la norme tout en minimisant les coûts de production <u>et</u> de transaction

2.1 L'approche de la coordination par la réglementation⁴³

Cette section synthétise les arguments développés par les approches théoriques abordant la question des lacunes de marché dans la fourniture des services collectifs (Salanié, 1998) et du rôle des autorités publiques pour y remédier, en particulier dans le domaine des services environnementaux. Dans ces situations et au nom de l'efficacité économique, les pouvoirs publics cherchent à agir sur le comportement des firmes et des consommateurs au travers de règlements (Etat réglementeur). Nous présentons d'abord succinctement l'approche de l'économie publique traditionnelle et les critiques qui lui ont été adressées (remise en cause de l'hypothèse de bienveillance des pouvoirs publics et de l'hypothèse d'information parfaite) pour nous centrer sur l'approche de la nouvelle économie publique de la réglementation (Laffont, Tirole, 1993) qui s'est attachée à dépasser ces critiques et à concevoir de nouveaux instruments d'intervention publique. Cette section aborde succinctement la conception de l'intervention publique dans le cas du monopole qui est certes une des dimensions du cas étudié mais ne sera pas au centre de notre recherche et se focalise sur la question du choix (et des critères de choix) des instruments de politique environnementale, afin d'éclairer un des pans de notre recherche, celui portant sur l'environnement institutionnel pesant sur les arrangements organisationnels dans la production de services environnementaux.

2.1.1 L'approche de l'économie publique traditionnelle

La mise en évidence des défauts de marché apporte, selon l'économie du bien-être (Pigou, 1932), une justification à l'intervention publique. Selon cette approche, le réglementeur est uniquement préoccupé d'efficacité économique et est considéré comme bienveillant, c'est-à-dire garant de l'intérêt général, et non soumis à l'influence des groupes de pression. Il ne rencontre pas de problèmes d'information et dispose d'une capacité de calcul non limitée. Il est ainsi supposé capable d'établir un niveau optimal de production de biens collectifs à partir d'une simple analyse de leurs caractéristiques techniques. Ayant des visées normatives, cette approche prescrit des solutions aux problèmes posés. Centrée sur des problèmes d'efficacité dans l'allocation des ressources, cette approche ne se prononce pas sur les problèmes de redistribution et retient une vision séparée de l'économie et du politique. Cette approche est constitutive d'une conception où « *le bien public est produit au nom des maux privés* » selon les termes de Greffe (1997).

⁴³ Comme le suggère Lévêque (2004), nous retiendrons les termes de « réglementation » et de « réglementeur » plutôt que ceux de « régulation » et de « régulateur » issus de la langue anglaise. En effet, « *en français le terme de régulation a une portée très générale et désigne l'ensemble des mécanismes qui concourent à la « bonne marche d'une économie. La réglementation n'est que l'un d'entre eux. C'est donner trop d'importance à la réglementation que de l'assimiler à la régulation* ».

Ainsi, jusqu'aux années 60, la réglementation était considérée comme le mode de coordination efficace pour les industries en réseau, qui présentent une caractéristique de monopole naturel, et pour les situations d'externalité et de biens publics, en particulier environnementaux.

Pour les théoriciens de l'économie publique traditionnelle, l'intervention publique vise dans le cas du monopole naturel à contraindre les pratiques du monopoleur, notamment en matière tarifaire. Dans le cas des externalités environnementales, elle consiste à choisir les instruments susceptibles de conduire les agents réglementés à internaliser les effets externes, notamment négatifs, liés à leur activité (production, consommation) que leur intérêt individuel les conduits à ignorer.

Les hypothèses de bienveillance et d'omniscience des pouvoirs publics sur lesquelles repose cette conception de l'intervention publique ont été critiquées, appelant un renouvellement des analyses.

2.1.1.1 Remise en cause de l'hypothèse de bienveillance des pouvoirs publics

Depuis les travaux de Stigler (1971) puis ceux de Peltzman (1989) sur la théorie de la « capture réglementaire », la littérature économique, en particulier « l'économie politique de la réglementation » (Oates et Portney, 2003), s'intéresse de plus en plus aux implications du relâchement de l'hypothèse de bienveillance du régulateur. Cette approche développe une conception de l'Etat sous l'influence de groupes d'intérêts qui cherchent à bénéficier de ses interventions. La réglementation n'aurait donc aucune justification d'efficacité économique mais uniquement des effets redistributifs. La recommandation normative est alors de supprimer la réglementation.

Appliquée au cas du monopole naturel, cette approche préconise de démanteler les anciens monopoles d'Etat, de confier à des entreprises privées la production des services et d'instaurer la concurrence entre ces entreprises. L'approche fonde (mais pas seulement elle), le principe de séparation du gouvernement, du monopole et du régulateur.

Appliquée à la problématique des services collectifs, l'approche défend l'idée que le service public doit être exclusivement limité aux fonctions régaliennes de l'Etat, c'est-à-dire aux services de sécurité intérieure, de la défense nationale et de la justice, les seuls à devoir être financés par l'impôt et offerts gratuitement à tous.

Enfin, appliquée à la réglementation des externalités, cette approche s'intéresse à la manière dont les agents privés bénéficient des interventions de l'Etat, par exemple en se voyant attribuer des situations de rente ou des avantages sur leurs concurrents. Dans cette perspective, la stratégie d'influence des groupes industriels consiste à orienter le choix du régulateur vers des décisions qui pénalisent ceux dont les intérêts ne sont pas représentés, en particulier les producteurs étrangers. Cette recherche d'avantages concurrentiels serait un

facteur important de complexification du processus réglementaire mais également de diminution des ambitions (objectifs) portées par les projets de loi sur l'environnement. Une illustration est donnée par Lévêque (2004, p.42-43) qui montre, « à partir d'un échantillon de dix directives européennes, que l'objectif finalement retenu dans les textes communautaires adoptés est systématiquement inférieur à l'ambition initiale inscrite dans les avants-projets de législation ». Cependant, l'approche n'a pas encore fait l'objet de réels tests empiriques concluants : selon Oates et Portney (2003), les études sont encore trop peu nombreuses pour statuer sur le pouvoir explicatif de cette approche dans le domaine de la réglementation environnementale.

2.1.1.2 Remise en cause de l'hypothèse d'information parfaite des pouvoirs publics

Quant à l'hypothèse d'information parfaite, elle a été critiquée par la « nouvelle économie publique de la réglementation » (Lévêque, 2004) qui considère que la principale source d'inefficacité de la réglementation est l'existence d'asymétries d'information entre les agents réglementés et le réglementeur, lequel n'est alors pas en mesure de concevoir une politique optimale. Ainsi, dans les situations de monopole et d'externalité, le fait que les firmes réglementées soient mieux informées que le réglementeur sur les caractéristiques de l'offre et de la demande (problème de sélection adverse) et sur les actions ou niveaux d'effort (problème d'aléa moral) pose des problèmes d'efficacité des mesures susceptibles d'encadrer les comportements individuels et de contrôle. Cependant, à l'inverse de la position des théories des groupes d'intérêt et des droits de propriété, la nouvelle économie publique de la réglementation considère qu'il est quand même possible d'atteindre un optimum de second rang en ayant recours à une coordination par la réglementation.

2.1.2 La nouvelle économie publique de la réglementation

La nouvelle économie publique reprend la « référence à l'intérêt général qui guide l'action publique, tout à la marquant 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 » (Lévêque, 2004). Elle vise à caractériser les défauts du réglementeur afin de les corriger, et s'appuie sur la théorie des incitations et des contrats pour modéliser les comportements stratégiques des agents devant l'information. Ayant une visée également normative (comme l'économie du bien-être), elle tire de nouveaux enseignements sur les mesures réglementaires à préconiser selon le contexte des problèmes posés. Nous évoquerons rapidement ce que cette approche fait de l'idée que les hommes politiques ne sont pas nécessairement bienveillants et disposent de larges marges discrétionnaires (section 2.1.2.1). Nous traiterons plus longuement (section 2.1.2.2) de l'introduction de l'hypothèse d'asymétrie d'information entre le réglementeur et le réglementé et de ses conséquences sur la

manière de concevoir l'intervention publique et ce, afin de dégager des repères pour interpréter la conception de l'environnement institutionnel encadrant les arrangements organisationnels qui sont au centre de notre recherche. Partant de l'hypothèse que les entreprises réglementées détiennent des informations qu'elles n'ont pas intérêt à livrer, l'approche de la nouvelle économie publique se centre sur l'étude des mécanismes incitatifs conduisant les entreprises réglementées à révéler leurs coûts et leurs efforts. Elle ne traite pas des modes de coordination alternatifs à la réglementation et de leur efficacité comparée. Son propos est de définir la manière optimale de réglementer une fois que le choix de l'intervention publique a été décidé. Les principes fondant la conception des contrats incitatifs sont identiques qu'ils s'appliquent au cas du monopole naturel ou aux entreprises devant prendre en compte les effets externes de leur activité. « *Ils permettent de définir des systèmes de tarification, de délégation de production des biens collectifs et d'adjudication des marchés publics* » (Cahuc, 1998). Nous les présentons succinctement et nous focalisons sur la conception des instruments de politique environnementale.

2.1.2.1 Principes guidant l'intervention publique en situation de non bienveillance du réglementeur

Dans le cadre de l'économie du bien-être, l'hypothèse implicite est que le réglementeur, 'mandant' de la collectivité, est bienveillant et n'a pas d'agenda privé. Or si l'on relâche cette hypothèse, la question se pose des tensions entre les considérations économiques (efficacité économique) et les considérations politiques. Plusieurs problèmes, non complètement indépendants les uns des autres, peuvent être identifiés : les motivations des agents de l'Etat à œuvrer dans le sens de l'intérêt général, la crédibilité des engagements pris par le réglementeur, la capture des décisions publiques par des groupes d'intérêts. Pour le théoricien de la nouvelle économie publique, les solutions à ces problèmes passent par des incitations adéquates au sein de l'appareil d'Etat et une séparation des pouvoirs entre le gouvernement, le réglementeur et les entreprises réglementées. Les progrès récents de la théorie des incitations appliquée à la décision publique (Laffont et Tirole, 1993) fournissent des réponses aux dysfonctionnements des mécanismes de décision publique, au regard de l'objectif d'intérêt général. Dans le cas de la France, plusieurs grands principes ont été rappelés par Laffont (2000b) dans le cadre de travaux visant à théoriser la réforme de l'Etat et traitant en particulier de l'organisation des services publics.

2.1.2.1.1 La question des incitations au sein de l'appareil d'Etat

L'appareil d'Etat est structuré en plusieurs principaux. Une multitude de relations d'agence existe entre le gouvernement, ses ministères et les administrations qui en dépendent. La décision publique est éclatée. Chaque agent dispose d'une marge d'action discrétionnaire (information cachée) plus ou moins importante lui permettant de poursuivre ses propres

objectifs au détriment de ce qu'il est censé réaliser, c'est-à-dire ce que le principal souhaite qu'il accomplisse.

Dans ce contexte, les théoriciens de la nouvelle économie publique proposent d'introduire des incitations pour motiver les agents de l'Etat à œuvrer dans le sens de l'intérêt général, rendre moins aisée la capture réglementaire par les groupes d'intérêt et accroître la crédibilité des décisions publiques. Les propositions concrètes consistent à « *rémunérer les agents de l'Etat en fonction de leurs performances* » et de « *chercher à mesurer du mieux possible les prestations attendues et de veiller à ne pas les multiplier pour faciliter leur mesure* » (Laffont, 2000b). L'outil de la rémunération monétaire est considéré comme une solution aux problèmes de sélection des candidats à l'entrée dans la fonction publique mais aussi, compte tenu du marché de l'emploi, une solution aux problèmes de fidélisation des agents de l'Etat. Outre le niveau de la rémunération, l'assiette est également discutée : les préconisations portent sur l'instauration d'une partie « variable » dans la rémunération totale (indexés sur l'effort, les résultats obtenus) des dirigeants mais également des personnels administratifs. Cependant, le caractère incitatif des rémunérations constitue une réponse incomplète aux problèmes soulevés par l'hypothèse de non bienveillance. La rémunération n'est qu'une des dimensions de la motivation des agents à œuvrer dans le sens de l'intérêt général.

Appliquée aux services collectifs et aux monopoles, l'approche consiste à faire dépendre les rémunérations des dirigeants des performances obtenues. Elle consiste également à modifier la répartition des pouvoirs de décision afin de diminuer l'importance du pouvoir discrétionnaire dont disposent les agents de l'Etat et introduire la concurrence entre les services des différentes administrations.

2.1.2.1.2 *L'indépendance du régulateur dans les industries de réseau*

Les phénomènes de capture des activités de réglementation soulèvent des problèmes de répartition et de séparation du pouvoir de décision. Afin de diminuer l'importance du pouvoir discrétionnaire des administrations d'Etat, les gouvernements peuvent instaurer des règles comme la rotation des postes occupés par les agents de l'Etat.

Dans le domaine des services publics (notamment locaux), la loi Sapin du 29 janvier 1993 *relative à la prévention de la corruption et à la transparence de la vie économique et des procédures publiques* fournit le cadre juridique principal des contrats de délégation de service public. Elle soumet les délégations de service public à des procédures de publicité et de mise en concurrence dans les procédures d'attribution des marchés publics, en particulier au niveau local en raison de la proximité plus forte entre agents et des risques de clientélisme.

Une solution pour assurer la crédibilité des engagements pris par le régulateur est de le rendre indépendant du pouvoir politique et des administrations ministérielles. Les décisions de réglementation sont alors moins probablement soumises aux alternances et aux décisions

des hommes politiques dont la durée des mandats est limitée. Pour Laffont (2000a), la volonté d'accroître la capacité d'engagement de l'Etat est « *un argument fondamental en faveur d'un régulateur indépendant avec un mandat plus long que celui des autorités politiques qui le nomment* ». Le rôle de réglementation est ainsi, parfois et en partie, confié à des autorités administratives indépendantes (AAI).

Selon le rapport du Conseil d'Etat (2001) sur les autorités administratives indépendantes, celles-ci présentent trois caractères bien distincts. Ce sont des autorités qui disposent d'un certain nombre de pouvoir (recommandation, réglementation, sanction). Elles sont qualifiées d'administratives car elles agissent au nom de l'Etat et certaines compétences dévolues aux administrations leur sont déléguées. Elles sont indépendantes à la fois des secteurs réglementés mais aussi des pouvoirs publics. Elles présentent de ce fait une particularité importante au regard des principes traditionnels d'organisation de l'Etat, qui font aboutir au ministre et soumettent au pouvoir hiérarchique ou de tutelle du gouvernement l'ensemble des administrations étatiques. Toutefois, elles sont sur le plan budgétaire, liées au ministère ayant la compétence la plus proche de leur domaine d'intervention.

Le rôle d'une AAI est d'assurer la réglementation d'un secteur précis dans lequel le gouvernement, pour des raisons diverses (sensibilité politique, impact économique fort), ne souhaite pas intervenir trop directement. Trois missions peuvent être distinguées : édicter des règles, en assurer l'application et procéder à des arbitrages sans passer par le juge avant éventuellement d'infliger des sanctions (Conseil d'Etat, 2001). Pour Gentot (1994) « *l'un des avantages majeurs de ce genre de structures est de définir des règles sectorielles, d'affiner la traduction des principes généraux du droit. Des outils qui peuvent faciliter le respect des missions de l'Etat (...) en faisant appliquer les règles qui ne sont pas forcément plus précises que les principes énoncés par le droit administratif, mais qui permettent d'en assurer une traduction plus fine, appropriée au secteur concerné et au contexte dans lequel la régulation se fait* ». Ces autorités administratives peuvent ainsi incorporer des objectifs nouveaux, plus adaptés au contexte dans lequel fonctionnent les agents privés ; elles le font sans passer par des actes législatifs mais par l'application de règles sectorielles plus souples.

En France, le nombre d'AAI varie selon les auteurs. Le Conseil d'Etat (2001) en dénombrait 34. En 2005, il existait 36 structures qualifiées d'AAI par un acte juridique législatif ou réglementaire (loi, ordonnance). Parmi ces 36 AAI, une seule concerne le domaine de l'environnement. Il s'agit de l'autorité de contrôle des nuisances sonores aéroportuaires (ACNUSA) qualifiée d'AAI par la loi en 1999⁴⁴. Dans le secteur de l'eau et de l'assainissement, le Haut Conseil du secteur public (1999) prône depuis plusieurs années la création d'une autorité de régulation du marché de l'eau à l'instar de ce qui existe dans d'autres secteurs de services publics comme les télécommunications ou l'électricité. Cette

⁴⁴ Article 1er de la loi n° 99-588 du 12 juillet 1999 portant création de l'autorité de contrôle des nuisances sonores aéroportuaires créant l'art. L. 227-1 du code de l'aviation civile.

idée reprise dès 1998⁴⁵ par Dominique Voynet, alors ministre en charge de l'environnement, a finalement été abandonnée. Ce Haut Conseil de l'eau aurait supplanté les collectivités locales en particulier dans leur rôle de comparaison de prix. En 2001, la version du texte prévoyait toujours de créer une telle instance mais de la doter uniquement d'un rôle consultatif. Sous la pression notamment des communes, la ministre a dû faire marche arrière. En 2005, le projet de loi sur l'eau finalement adopté en conseil des ministres ne fait plus mention d'une telle instance et la réglementation du secteur continue à dépendre exclusivement du ministère en charge de l'environnement, en particulier la direction de l'eau, tutelle des agences de l'eau.

2.1.2.2 Principes guidant l'intervention publique en situation d'information imparfaite et asymétrique entre régulateur et réglementé : le cas des instruments de politique environnementale

La nouvelle économie publique cherche à surmonter deux difficultés du régulateur. La première découle de sa connaissance limitée et se traduit en situation d'incertitude sur les coûts et bénéfices (ou les dommages) relatifs à des questions, par exemple de santé publique ou d'environnement, par des difficultés à arbitrer en l'absence d'une information complète. Liée à la première, la seconde difficulté tient au comportement stratégique des agents économiques : le régulateur cherche alors à créer les conditions favorables qui vont inciter les entreprises à poursuivre ses propres objectifs, en établissant des réglementations qui prennent en compte les problèmes de « sélection adverse » et de « risque moral ». Ces problèmes désignent des effets pervers du fonctionnement des marchés dû à un contexte informationnel particulier.

Les problèmes de « *sélection adverse surviennent lorsqu'il y a inobservabilité d'une caractéristique inaltérable du bien échangé par un des partenaires* » (Cahuc, 1998). La question posée est celle de la sélection *ex-ante* des produits de qualité haute. Dans ce contexte d'asymétries informationnelles, le mécanisme concurrentiel n'est généralement pas efficace. Comme l'a montré Akerlof (1970), il se traduit par l'éviction des produits de qualité haute à la faveur des produits de qualité basse. Appliquée à la production de services, le mécanisme concurrentiel se traduit par l'éviction des prestataires les plus qualifiés qui auront alors intérêt à supporter un coût pour signaler leur compétence. Dans ce cadre, la recommandation normative consiste à assurer *ex-ante*, par la réglementation, la crédibilité des informations privées qui sont révélées, ou encore d'instituer des procédures *ex-post* de recours vis-à-vis des prestataires de services.

⁴⁵ Communication de Mme Dominique Voynet, ministre de l'aménagement du territoire et de l'environnement, lors du conseil des ministres du 20 mai 1998.

Les problèmes de « risque moral » apparaissent dans les situations où certaines actions des agents, qui ont une conséquence sur la qualité du service rendu, sont inobservables par le principal. Ils sont étudiés dans le cadre de modèles « principal-agent » où le principal est l'individu non informé et l'agent est l'individu bien informé. La question posée est celle de l'incitation des agents qui disposent d'une information privée à agir dans l'intérêt du principal. La solution repose sur des contrats proposés par le principal dont les rémunérations sont basées sur les efforts fournis par l'agent. Tenant compte de l'aversion pour le risque de l'agent, ces contrats doivent être définis sous deux contraintes ; une *contrainte d'incitation* qui tient compte du fait que l'agent fournit un effort qui maximise son utilité et une *contrainte de participation* qui tient compte du fait que l'agent choisit le contrat sur la base d'un raisonnement en termes de coûts d'opportunité.

La question posée par le « risque moral » est donc différente de celle rencontrée dans le cas de « sélection adverse », où l'individu non informé doit sélectionner le partenaire le plus qualifié ou le produit de qualité haute. Le moyen de résoudre le problème « d'aléa moral » consiste à trouver une procédure incitative tandis que le moyen de résoudre le problème de « sélection adverse » consiste à trouver une procédure permettant d'obtenir une information sur une qualité intrinsèque d'un produit ou d'un individu.

Nous examinons ensuite les effets de l'information et des actions cachées sur le choix (et les critères de choix) des instruments de politique environnementale. L'accent sera mis sur les justifications théoriques du recours aux instruments incitatifs *versus* autres instruments de gouvernance des transactions de production de services environnementaux.

2.1.2.2.1. Variété des instruments de politique environnementale et critères de choix

Les instruments de politique environnementale sont des mesures prises par le réglementeur afin de susciter chez les agents réglementés une internalisation des effets externes. On distingue classiquement deux catégories d'instruments : les instruments administratifs (normes ou standards) dits coercitifs et les instruments économiques (taxes ou subventions) dits incitatifs. La réglementation administrative comprend un ensemble de mesures institutionnelles visant à contraindre le comportement des agents privés sous peine de sanctions administratives ou judiciaires. La terminologie américaine reflète clairement la nature de cette approche : « command and control approach ». Ces mesures prennent la forme de normes ou standards d'émission d'effets externes, de normes de produits ou d'autorisation administratives d'émission. Les instruments économiques sont des mesures institutionnelles visant à modifier l'environnement économique de l'agent réglementé (i.e. les bénéfices et les coûts) via des signaux « prix » pour l'inciter à internaliser les effets externes associés à son comportement productif. Ces incitations prennent la forme d'éco-taxes ou de subventions (cf. encadré n°2 ci-après).

Encadré n°2 : L'expérience française en matière de fiscalité écologique (Bureau et Mougeot, 2004)

Elle est à la fois ancienne, si l'on se réfère à la mise en place du système des agences de l'eau, et de leurs redevances en 1964, ou à la taxation des carburants, et nouvelle, avec la mise en œuvre de la taxe générale sur les activités polluantes en 1999. Le constat fait alors était que les taxes de financement, formes traditionnelles de la fiscalité de l'environnement, avaient pour objectif non pas de décourager les comportements polluants, mais simplement de dégager les financements nécessaires à la réparation partielle des dommages causés à l'environnement. La « fiscalité » liée à l'environnement représentait en 2001, 42,8 milliards d'euros, soit un montant de l'ordre de grandeur de la dépense pour la protection de l'environnement (2 % du PIB et 5 % des recettes fiscales totales). Les redevances (contreparties directes de services rendus) pèsent près de 13 milliards d'euros, essentiellement les redevances sur l'eau (9 milliards d'euros) et sur les déchets. Le montant total des taxes est dominé, comme dans la plupart des pays, par les taxes sur les produits pétroliers (TIPP). Principalement assise sur les carburants, elle représentait 23,4 milliards d'euros en 2001. Pour les autres domaines environnementaux, les montants sont plus faibles et se mesurent en millions d'euros, allant des taxes sur les déchets (670 millions d'euros) aux taxes sur le bruit (10 millions d'euros).

Deux critères de performance principaux permettent d'effectuer une évaluation comparée des instruments de politique environnementale. L'*efficacité environnementale* qui renvoie aux impacts sur l'environnement et donc à la réduction des dommages. L'*efficacité économique* qui renvoie à la capacité des instruments à minimiser les coûts privés de production des services collectifs pour atteindre un niveau donné de qualité environnementale ; ce que Bonnieux et Desaignes (1998) qualifient de « *régulation au moindre coût* ». Le régulateur public fixe l'objectif à atteindre *via* l'édition d'une norme réglementaire et conçoit un dispositif incitatif ou coercitif qui vise à amener « *les agents régulés à respecter la norme d'émission, et ce au moindre coût, pour eux comme pour la société* » (Mahé et Ortalo-Magné, 2001).

Nous partons d'abord des conclusions sur lesquelles débouche l'approche pigouvienne du choix des instruments de politique environnementale en situation d'information parfaite pour nous centrer sur la question du choix des instruments de politique environnementale en situation d'information incomplète.

2.1.2.2.1 Le choix des instruments en situation d'information parfaite : l'approche pigouvienne

Le problème posé par Pigou (1920) est celui de la possibilité pour un régulateur bienveillant de rétablir l'efficacité parétienne d'une économie en présence d'externalités. L'auteur a montré qu'en théorie, il était possible de trouver un niveau de taxe minimisant une fonction dite de coût social. La taxe égalise les coûts marginaux privés de réduction des effets externes avec le dommage marginal. Elle est appelée taxe pigouvienne optimale. L'assiette de la taxe est les émissions d'effets externes des agents réglementés, censées être parfaitement observables et mesurables par le régulateur. A la place d'une taxe sur chaque unité d'effets

externes, le régulateur peut également utiliser une subvention assise sur chaque unité de réduction de l'effet externe. Les deux instruments aboutissent, en théorie, au même niveau de réduction de l'effet externe.

La taxe différencie les efforts de réduction des dommages reflétés par le q_i selon l'efficacité des agents réglementés en la matière. La taxe prend donc de fait en compte l'hétérogénéité des agents réglementés. Sous l'effet de la taxe, les agents réglementés ayant un coût de réduction de dommages plus faible, iront plus loin dans la réduction des dommages que les autres. En d'autres termes, la taxe répartit l'effort entre les agents réglementés *« en laissant les agents réglementés décider de combien et comment ils vont réduire leurs émissions d'effets externes, le régulateur cible les efforts à réaliser là où ils seront le moins coûteux »* (Bureau, 2005, p.88).

Cette analyse ne constitue pas en soi une démonstration de la supériorité de la taxe pigouvienne sur les autres instruments. En particulier, si les émissions individuelles sont observables alors une norme différenciée est équivalente à la taxe. Cependant, il est vrai que la taxe pigouvienne est supérieure à une norme d'émission qui serait uniforme au sens où elle imposerait à chaque agent réglementé le respect d'un même niveau maximal de réduction des effets externes. Cette condition ne peut être vérifiée que si les coûts marginaux des agents réglementés sont identiques, ce qui n'est généralement pas le cas compte tenu de leur hétérogénéité (taille, technologie). L'instrument des normes *« souffre intrinsèquement de sa rigidité, et donc de l'impossibilité de réaliser l'égalisation des coûts marginaux d'abattement. 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).

L'analyse de Pigou (1920) a initié le débat sur l'évaluation comparée des solutions d'internalisation des effets externes, mais elle présente des limites car elle suppose que le régulateur est parfaitement informé des coûts et bénéfices de résolution du problème d'externalité. La réflexion sur le choix des solutions d'internalisation ne trouve réellement sa raison d'être que dans l'hypothèse d'une information imparfaite du régulateur. Comme le remarque Lévêque (2004), *« en matière de pollution, son action se heurte principalement à deux manques d'information : un manque de données sur les bénéfices des actions d'amélioration de l'environnement quand elles concernent des biens qui n'ont pas de prix ; un manque d'information sur les coûts spécifiques de chaque entreprise quand l'industrie polluante est hétérogène »*.

2.1.2.2.2 Le choix des instruments en situation d'information imparfaite et asymétrique

Le manque d'information portant sur les dommages causés par les dégradations des caractéristiques utiles des biens de nature et sur les coûts pour réduire ou limiter les effets de ces dégradations, a pour conséquence de rendre difficile l'évaluation des bénéfices nets des

actions entreprises pour améliorer l'environnement (évaluation du service rendu). Après avoir précisé les causes du manque d'information, cette section discute de leurs conséquences sur les résultats de l'analyse comparée des instruments de politique environnementale. La taxe n'apparaît pas en tout point supérieure à la norme. Elle présente des avantages différents de ceux de la norme.

Le manque d'information sur les dommages

L'évaluation monétaire des dégradations causées à des biens de nature est généralement difficile à établir en raison de l'absence de prix servant d'approximation de la valeur d'usage des biens. A des degrés divers, la production de services environnementaux se heurte à la difficulté de mesure du niveau réel de la demande et du consentement à payer des bénéficiaires (Bonnieux et Desaignes, 1998). Différentes méthodes d'évaluation existent pour révéler les préférences des agents et donner une valeur monétaire aux usages des biens de nature, mais toutes se heurtent aux difficultés suivantes (Faucheux et Noël, 1995) :

- La prise en compte d'autres valeurs indépendantes de la valeur d'usage comme la valeur d'existence (valeur d'option) des biens de nature ;
- La prise en compte des générations futures ;
- La dispersion de l'information détenue par l'ensemble des agents économiques (ménages, entreprises) qui subissent le dommage ;
- Le problème de la révélation sincère des préférences individuelles : un bénéficiaire d'un bien de nature et plus généralement d'un bien collectif aura tout intérêt à minimiser l'ampleur de son consentement à payer de manière à réduire sa participation au financement de la production du bien.

Les asymétries d'information sur les coûts

Les asymétries d'information examinées ici portent sur les fonctions de coûts de production des agents réglementés, c'est-à-dire ce à quoi ils renoncent lorsqu'ils réduisent leur impact sur l'environnement. Les agents réglementés n'ont pas intérêt à dévoiler cette information au réglementeur. En effet, en cachant cette information ou même en trichant sur l'information transmise au réglementeur, les agents réglementés peuvent obtenir un niveau de taxe plus faible ou des normes environnementales plus élevées, « *réduisant ainsi le coût privé de la réglementation environnementale* » (Bontems et Rotillon, 2003). Du point de vue du réglementeur, l'information sur les coûts privés est coûteuse à acquérir en raison du nombre et de l'hétérogénéité des agents mais aussi parce que les agents ne les communiquent pas d'emblée et que lorsqu'ils les communiquent, la question se pose de leur fiabilité. Des techniques de révélation existent notamment au moyen de menu de contrats.

Dans ce contexte où le réglementeur éprouve des difficultés à mesurer les dommages et connaît mal les fonctions de coûts privés, la question du choix entre la taxe et la norme

d'émission n'est pas si simple. Elle a été examinée dans deux principaux articles : un de Baumol (1972) et un de Weitzman (1974).

Les avantages respectifs de la taxe et de la norme

Baumol (1972) propose de scinder le problème général en deux questions : (1) le choix de l'objectif global que la politique environnementale se propose d'atteindre ($Q = \sum qi$), (2) le choix des instruments pour atteindre cet objectif, avec un critère de minimisation du coût agrégé privé ($C = \sum Ci(qi)$).

Les difficultés de l'évaluation monétaire des dommages (bénéfices) environnementaux amènent l'auteur à limiter l'analyse économique à la seule seconde question, et de laisser au processus politique le soin de fixer l'objectif environnemental, abandonnant ainsi la maximisation du bien-être comme critère normatif pour le remplacer par un critère plus modeste : la minimisation des coûts de dépollution, ce qui conduit ainsi à un optimum de second rang.

La taxe sur les émissions permet en théorie d'égaliser les coûts marginaux de réduction des effets externes et donc de minimiser la somme des coûts privés de réduction de effets externes pour atteindre un objectif environnemental donné. La taxe sur les émissions paraît *a priori* l'instrument idéal. Cependant, l'instrument choisi doit permettre d'atteindre l'objectif Q de réduction des dommages, donné politiquement. Or de ce point de vue, la réponse environnementale agrégée des agents soumis à la taxe est entachée d'incertitude. En effet, elle résulte des arbitrages réalisés par chaque agent réglementé entre son coût privé de réduction des effets externes et le niveau de taxe. Comme le réglementeur est imparfaitement informé sur les coûts privés, il ne peut prédire avec certitude le niveau de réduction des dommages qu'il obtiendra avec une taxe t . Pour contourner cette difficulté, Baumol propose une procédure de tâtonnement : le réglementeur impose un niveau de taxe, puis observe le résultat environnemental obtenu puis il ajuste par tâtonnements successifs le niveau de taxe jusqu'à obtenir l'objectif fixé.

En résumé, pour Baumol (1972), dans une approche de second rang à objectif fixé, la taxe est supérieure à la norme car elle permet spontanément de minimiser le coût privé agrégé de réduction des effets externes. La supériorité de la taxe sur la norme tient à la logique de décentralisation qu'elle met en œuvre. C'est l'agent parfaitement informé sur son coût qui prend la décision de réduction des effets externes dans un régime de taxe ; avec une norme, cette décision est prise par un réglementeur central mal informé. Au final, taxe et norme présentent des avantages différents : la taxe permet la minimisation des coûts de dépollution alors que la norme permet d'atteindre l'objectif environnemental fixé avec davantage de certitude dans l'hypothèse implicite où la réglementation est effectivement appliquée (hypothèse d'absence de comportements de passagers clandestins de la part des agents réglementés).

Weitzman (1974) reprend le cadre de la solution de second rang proposé par Baumol. Son analyse permet d'identifier les conditions dans lesquelles l'un des instruments l'emportera sur l'autre. Comme Baumol (1972), son point de départ est de considérer que, dans tous les cas, le réglementeur prend une décision en situation d'incertitude à la fois sur les coûts privés et sur la fonction de dommages. Cette incertitude va alors générer des « erreurs » de la part du réglementeur dans la définition de sa politique. Pour comparer les instruments, la démarche théorique de Weitzman est alors de mesurer les coûts de ces erreurs selon l'instrument utilisé. Au final, les résultats de Weitzman sont déterminés par une différence de comportement de la taxe et de la norme. Cette différence de comportement est liée à la nature de la variable de contrôle [i.e. la variable d'action du réglementeur]. Dans le cas de la taxe, il s'agit du taux de taxe qui est homogène à un prix. Dans le cas de la norme, il s'agit d'un niveau d'émission homogène à une quantité. En situation d'incertitude, une variable de contrôle « prix » introduit une incertitude supplémentaire par rapport à une approche « quantité » : le réglementeur ne saura pas de façon certaine l'effet d'un changement du niveau de taxe sur le résultat environnemental. Concrètement, ce résultat permet de justifier la préférence de la norme par rapport à la taxe dans le cas par exemple des émissions nucléaires qui se caractérisent par une pente très élevée des dommages. Plus généralement, la norme doit être préférée pour réglementer les problèmes de sécurité sanitaire et de graves dégradations accidentelles.

Pour conclure, la taxe permet de minimiser les coûts privés ($\sum C_i(q_i)$), la norme permet d'atteindre avec davantage de certitude l'objectif environnemental. Les taxes sont plus efficaces économiquement car elle permettent de minimiser la somme des coûts privés de réduction des dommages ($\sum C_i(q_i)$). La norme est plus efficace environnementalement mais conduit le réglementeur à abandonner une rente informationnelle aux agents réglementés. L'hypothèse d'information imparfaite introduit donc un arbitrage entre deux critères permettant de juger des instruments de politique environnementale : l'efficacité économique et l'efficacité environnementale.

Une solution qui permet de concilier l'objectif d'efficacité économique (intérêt incitatif et flexibilité de l'outil économique) avec celui de prescrire un résultat environnemental (intérêt coercitif de la norme) à atteindre, est celle des permis d'émission négociables.

Les permis d'émission négociables

Cette solution est proposée par Dales (1968) et constitue une réelle invention théorique. Elle emprunte à Coase (1960) la notion de droits d'émission mais ne constitue pas une réelle solution privée d'internalisation ; c'est pourquoi nous la classons parmi les instruments de politique environnementale. L'objectif environnemental (de réduction des dommages) se matérialise par un ensemble de droits à produire (polluer) que le réglementeur distribue, gratuitement ou par enchères, aux agents réglementés. En définissant le montant total des droits, le réglementeur fixe le niveau d'émission d'effets externes par ce qui s'apparente à l'instauration de quotas librement échangeables entre les agents réglementés. « *L'avantage des permis négociables, par rapport aux écotaxes notamment, est qu'ils permettent de*

contourner le problème posé par le manque d'information du régulateur sur la technologie et les coûts de dépollution des entreprises » (Hanoteau, 2004, p.13). L'enjeu est de concilier les avantages du contrôle des quantités produites par l'outil administratif avec l'intérêt incitatif de l'outil économique pour répartir les efforts de réduction des effets externes entre les agents réglementés.

Mais cette solution n'est pas opérationnelle en toutes circonstances. Selon Mahé et Ortalo-Magné (2001, p.83), elle est envisageable pour des biens publics globaux comme les permis d'émission (CO₂) négociables mais ne l'est pas pour des biens collectifs locaux en particulier. Il est, en effet, nécessaire que le marché des droits soit concurrentiel, ce qui impose en pratique la participation d'un grand nombre d'agents. Dans le cas des biens de nature locaux, cela reviendrait à définir une multitude de marchés locaux entraînant des coûts administratifs importants pour les autorités publiques. De plus, la définition et l'échange de droits ne sont possibles que si les niveaux d'émissions individuelles sont mesurables, ce qui peut, dans un cas comme celui de la pollution diffuse, poser problème. Nous allons analyser dans la section suivante toute la complexité de ce dernier cas : les contrats incitatifs individuels présentent des limites dans la mesure où pour avoir un effet environnemental il est nécessaire de coordonner les actions de plusieurs agents et de tenir compte de leur comportement potentiellement opportuniste.

Le cas de la pollution diffuse : d'autres mécanismes de coordination en appui aux contrats incitatifs

Une partie des services environnementaux porte sur la résolution d'un problème de pollution diffuse qui caractérise, d'une part, des situations où le réglementeur ne peut observer à un coût raisonnable les émissions individuelles des pollueurs, d'autre part, des situations où les émissions individuelles génèrent (pour un même niveau d'intensité d'émission) des dommages et des coûts variables selon la localisation des émetteurs. L'agriculture, secteur économique composé de très nombreuses petites firmes spatialement dispersées, est très souvent cité en exemple pour illustrer les solutions adoptées par le réglementeur pour résoudre les problèmes de pollution diffuse. L'exemple canonique est celui de la pollution azotée des nappes d'eau souterraine. Dans l'état actuel des techniques, il est extrêmement difficile de mesurer les contributions individuelles des agriculteurs à la pollution d'une nappe phréatique. Par exemple, les quantités d'engrais azotés épandus ne reflètent pas fidèlement la pollution individuelle. La pollution est le résidu de l'épandage qui n'est ni absorbé par la plante ni immobilisé dans la couche superficielle du sol. Seul le niveau de la pollution ambiante – ici le taux de nitrates dans la nappe – est facilement observable et on ne peut inférer le niveau des émissions individuelles à partir de la pollution ambiante pour deux raisons (Glachant, 2004). Pour un niveau donné d'émission, l'effet sur la pollution ambiante est incertain à cause de variables aléatoires (les conditions pédoclimatiques dans le cas de la pollution diffuse agricole par exemple). Les effets de plusieurs pollueurs contribuent à la pollution ambiante et seul l'effet combiné est observable. Il y a *production jointe* de la pollution.

La suite du développement ne peut être abordé sans expliciter la nature du problème environnemental posé. Il s'agit d'un problème très différent d'un cas où la nuisance est d'origine industrielle généralement localisée et concernant peu de firmes. Le cas de pollution diffuse, comme celui de la dégradation de la qualité des eaux souterraines (nappes phréatiques) par l'agriculture, implique de nombreux émetteurs spatialement dispersés. En raison d'asymétries informationnelles, les efforts de réduction des effets externes sont peu observables par le régulateur. Les contrats sont alors généralement coûteux à spécifier et à rendre exécutoires, générant des coûts de transaction substantiels. Un arbitrage s'instaure entre l'efficacité économique visant une diminution des coûts privés supportés par les agents réglementés (agriculteurs) et l'efficacité environnementale qui suppose des contrats plus individualisés, mais aussi plus coûteux du point de vue de leur élaboration et de leur mise en œuvre par l'administration (Falconer, Dupraz et al., 2001).

En dépit de ces problèmes, un récent travail de l'OCDE (2003c), montre que l'introduction des instruments incitatifs a fait récemment l'objet d'une plus grande attention pour assurer la réglementation des externalités de l'agriculture, et ce dans un contexte où le régulateur use traditionnellement de son pouvoir coercitif. Une littérature abondante s'est développée sur le 'design' des contrats⁴⁶ agri-environnementaux aux Etats-Unis comme en Europe (Martimort, 1996). Empruntant le corpus de la théorie des incitations (Laffont et Tirole, 1993), cette littérature pose (notamment) la question de l'inobservabilité directe des efforts et des résultats environnementaux et des problèmes de risque moral que cela engendre, conduisant le régulateur à rechercher une assiette de taxation différente des émissions individuelles d'effets externes. Les contrats incitatifs proposent généralement un paiement basé sur des variables corrélées aux émissions individuelles des agriculteurs (Wu et Babcock, 1996; Slangen, 1997; Moxey, White et al., 1999; Turpin, Bontems et al., 2004). Une solution peut par exemple consister à choisir comme assiette de taxation la consommation d'intrants fertilisants (les achats d'engrais azotés) mais cette solution se heurte à la faible élasticité prix des consommations d'engrais par les agriculteurs ; ce que Mollard (2003) relève lorsqu'il souligne que « *la rigidité de la structure de la production et de la spécialisation des agriculteurs se traduit par une faible efficacité [environnementale] des instruments économiques* » (p.48). Il est alors difficile d'atteindre l'objectif environnemental souhaité au moyen de contrats incitatifs simples reposant sur des assiettes de taxation aisément observables. En appui aux contrats incitatifs, d'autres mécanismes notamment des dispositifs *ex-post* de recueil de l'information et de contrôle (Mahé et Ortalo-Magné, 2001), sont nécessaires pour accroître à la fois l'efficacité économique et l'efficacité environnementale des instruments économiques de politique environnementale. Si les considérations informationnelles (asymétries) et comportementales (opportunisme) justifient l'existence de mécanismes complémentaires aux contrats incitatifs, d'autres problèmes posés notamment par

⁴⁶ Les contrats agri-environnementaux sont des contrats incitatifs conclus entre les autorités publiques et les agriculteurs et portant sur la fourniture de services environnementaux.

la dispersion spatiale des agents réglementés nécessitent des dispositifs *ex-ante* de coordination des efforts environnementaux entrepris par les agriculteurs (Dupraz, Latouche et al., 2005).

En effet, dans le domaine de l'agriculture, les dommages environnementaux sont le plus souvent spatialement différenciés. L'identité des agents réglementés, plus précisément leur localisation géographique, n'est pas neutre pour le dommage provoqué. Par exemple, un agriculteur dont les terres se situent dans une zone de captage d'eau potable sera soumis à une réglementation plus exigeante. Le niveau optimal d'émission de chaque agent ne peut plus être le même pour tous. La politique optimale devrait être plus exigeante vis-à-vis des agriculteurs dont le pouvoir polluant est plus grand. Le taux de la taxe optimale doit donc être individualisé car une taxe uniforme ne minimise plus le coût agrégé pour atteindre un niveau d'émission d'effets externes donné. Ainsi, la spatialisation des dommages induit une forte complexification de l'usage des instruments de politique environnementale, y compris les taxes, puisqu'il devient nécessaire de différencier les taux de taxe auxquels sont soumis les différents agents réglementés. Glachant (2004) résume ce point comme suivant : « *quand les émissions entrent de manière additive dans la fonction de dommage, la norme optimale exige d'être différenciée pour être efficiente. Avec la différenciation spatiale des dommages, cette exigence touche la taxe. La taxe perd ainsi une partie de son avantage sur la norme* ». L'argument de la différenciation spatiale des dommages est alors fréquemment avancé à l'encontre du recours aux taxes pigouviennes et plus généralement aux mesures non différenciées prises par le réglementeur dans le domaine de l'agriculture. Ce point justifie par exemple les propos de Mollard (2003, p.49) lorsqu'il avance que « *les modes de régulation publique, ne prennent en général pas ou peu en compte la nature et l'importance de externalités, les différences entre territoires, bassins versants, massif, etc. Compte tenu de l'importance de ces différences territoriales, une intervention sectorielle uniforme est source de très fortes inefficacités* ». Mahé et Ortalo-Magné (2001) avancent le même argument lorsqu'ils indiquent que « *la diversité des conditions locales qui prévalent ne sont pas favorables au recours à des mesures horizontales (les mêmes pour tous les agriculteurs)* ». La différenciation spatiale des dommages rend la taxe d'un maniement délicat puisqu'il faut différencier les taux selon les agents réglementés. En outre, le coût administratif de différenciation des instruments au niveau de chaque agent dépend de la possibilité d'utiliser un indicateur des émissions individuelles qui soit aisément observable et puisse servir d'assiette individuelle de taxation. En l'absence d'un tel indicateur, une solution est le zonage. Le zonage optimal égalise les coûts marginaux de différenciation spatiale de la politique et les bénéfices marginaux associés à une plus grande adaptation locale de la politique. L'intérêt du zonage est donc de différencier la politique environnementale afin d'obtenir une répartition spatiale des efforts permettant d'obtenir une plus grande efficacité environnementale des politiques. Le zonage différencie spatialement soit le taux de la taxe comme le font par exemple les Agences de l'eau avec les zones de redevance pollution, soit la rigueur des obligations réglementaires comme c'est le cas par exemple en matière d'épandage des effluents d'élevage sur les sols agricoles avec la délimitation de zones de captage d'eau ; les

plans d'épandage relèvent d'une logique similaire qui visent à mieux apprécier localement le niveau des dommages.

La localisation variable des agents réglementés (notamment lorsque ce sont des agriculteurs) et des effets environnementaux associés aux pratiques (agricoles) implique donc pour le réglementeur, dans une logique à la fois d'efficacité économique et d'efficacité environnementale, de différencier spatialement la politique environnementale. Cette exigence de différenciation pose au réglementeur national des difficultés d'accès à une information variable qui présente des caractéristiques non plus seulement liées à l'hétérogénéité intrinsèque des agents réglementés (i.e. au regard des fonctions de coûts) mais également liées à leur localisation dans l'espace. La réglementation nationale présente alors inévitablement une forme d'incomplétude plus ou moins marquée. La solution que peut alors choisir le réglementeur est de charger une ou plusieurs autorités locales (régionales) censées être mieux informées que lui d'implémenter la politique et d'en assurer la mise en œuvre. Cette délégation présente toutefois des inconvénients parce que les autorités locales possèdent leurs propres agendas et que le réglementeur devra à nouveau être attentif à la manière dont il les incite à prendre en compte l'intérêt général.

2.1.3 Conclusion : intérêts et limites de la nouvelle économie publique

La question posée par la nouvelle économie publique est celle du choix des instruments de politique environnementale en situation d'information asymétrique. L'enseignement principal est de dire qu'aucun instrument ne l'emporte strictement sur les autres quelles que soient les situations. Chaque instrument présente des avantages différents au regard des deux critères de performance retenus : *l'efficacité économique* et *l'efficacité environnementale*. Les taxes écologiques possèdent la capacité de minimiser spontanément les coûts privés de réduction des effets externes ; elles sont dites plus efficaces sur le plan économique, incitent les agents réglementés à investir dans des technologies environnementales moins polluantes mais sont politiquement délicates à instaurer comme le montre l'analyse conduite par Déroubaix et Lévêque (2002) sur la mise en place de la taxe générale sur les activités polluantes (TGAP) en France. Les normes administratives permettent d'atteindre l'objectif environnemental avec davantage de certitude ; elles sont dites plus efficaces sur le plan environnemental mais génèrent des gaspillages de ressources d'autant plus élevés que les agents réglementés sont nombreux et hétérogènes. Modeste, le réglementeur recherchera, au cas par cas, une solution de second rang à un problème de contractualisation entre lui et des agents réglementés mieux informés.

Au final, trois dimensions comptent en priorité dans la manière de raisonner le choix d'un instrument de politique environnementale (1) ; le manque et la dispersion des informations relatives aux dommages et leur évaluation monétaire, (2) le nombre et l'hétérogénéité des

agents réglementés au regard de leur fonction de coûts, (3) la localisation spatiale des agents et les caractéristiques spatiales des biens-services environnementaux produits conduisant le réglementeur à rechercher une coordination des efforts environnementaux des agents. Ainsi, selon les dimensions du problème d'environnement posé, les problèmes d'externalités trouvent des solutions différentes.

L'approche de la nouvelle économie publique présente donc de nombreux intérêts pour la compréhension du cas traité dans la thèse dans la mesure où elle inspire grandement la production des règlements. Même si l'écart peut parfois être important entre les préceptes théoriques normatifs sur lesquelles elle repose et les réalisations pratiques (écart lié notamment aux déformations se produisant tout au long du processus de réglementation), le détour réalisé livre une grille de lecture des fondements des règles du jeu qui vont encadrer les arrangements contractuels entre acteurs qui sont au centre de notre recherche.

Cependant, l'approche demeure restrictive car elle développe une analyse incomplète des dispositifs contractuels qui consiste à se focaliser sur les procédures de rémunération basées sur l'effort, dans l'objectif d'assurer la révélation de l'information cachée et d'inciter les agents réglementés à agir dans l'intérêt du réglementeur. Mais sa limite principale est de ne considérer qu'un seul mécanisme de coordination (la réglementation) et de laisser de côté les modes alternatifs de coordination de la production de services environnementaux, qui sont au centre de notre recherche.

2.2 L'approche de la coordination par le marché

La réfutation théorique du recours systématique à la réglementation est portée par la théorie des groupes d'intérêt (théorie de la capture réglementaire) et par la théorie des droits de propriété. Ces approches prônent à la suite en particulier de Demsetz (1968; 1970), des solutions contractuelles privées dites de marché à la fois comme solution aux problèmes de monopoles naturels (Demsetz, 1968) et aux problèmes de production de biens collectifs (Demsetz, 1970).

Les théoriciens de la capture réglementaire, comme déjà souligné précédemment (2.1.1.1.), partent du point de vue que les décideurs publics, dont l'objectif est la réélection, sont captifs des groupes d'intérêt et biaisent la réglementation en faveur des groupes de pression les plus influents. Ceci conduit les théoriciens de cette école à prendre position contre l'intervention publique et à préconiser le recours à des mécanismes de coordination de type concurrentiel, en particulier le recours à la coordination par contrats de franchise dans le cas des monopoles naturels (2.2.1).

Quant aux théoriciens des droits de propriété, ils critiquent l'approche de l'économie publique qui préconise l'intervention des gouvernements pour solutionner les problèmes

d'environnement. Prenant appui sur l'apport de Coase (1960), leur approche met l'accent sur l'imperfection du cadre institutionnel en particulier la faiblesse des droits de propriété sur les biens de nature comme source principale de coûts de transaction. Cette imperfection perturbe voire empêche le jeu transactionnel entre agents privés et la réalisation de gains aux échanges des droits. Ils défendent ainsi l'idée que la présence d'une autorité publique n'est pas nécessaire pour réguler le niveau de dégradation et que, si les droits de propriété sont précisés, le recours au marché ou à d'autres solutions privées peut déboucher sur un niveau optimal d'émissions. Cette approche n'écarte pas toute forme d'intervention publique mais la cantonne à la dévolution des droits de propriété sur l'environnement (section 2.2.2).

2.2.1 Les contrats de concession pour assurer la fourniture des services publics

L'approche des contrats de concession constitue une vive contestation du recours à la réglementation pour coordonner les industries de monopoles naturels (Demsetz, 1968). Son origine est le débat portant sur le mode de régulation des services collectifs aux Etats-Unis dans les années 1960-70, en particulier les monopoles naturels – par les enchères *versus* par la réglementation. Ce débat opposa les théoriciens des coûts de transaction (Goldberg, 1976; Williamson, 1976) à ceux des droits de propriété qui préconisaient le recours systématique aux mécanismes de mise en concurrence *ex-ante* pour coordonner les activités de services publics (Demsetz, 1968; 1970).

Cette approche considère que les services publics peuvent être fournis efficacement en accordant, par un processus de mise aux enchères⁴⁷, une concession à la firme offrant de servir le marché au prix le plus bas. Selon Demsetz (1968), tant qu'une concurrence *ex-ante* existe, les prix pratiqués *ex-post* sont au niveau concurrentiel, ce qui élimine les motifs de la réglementation du monopole naturel.

Les théoriciens des coûts de transaction ont critiqué cette approche en arguant que l'introduction de mécanismes concurrentiels *ex-ante* ne pouvait garantir, en toutes circonstances, la coordination efficace *ex-post* des activités. Ces critiques consistent à mettre en évidence les limites des marchés de services publics : les problèmes d'attribution des concessions lorsque les caractéristiques des offreurs ne sont pas observables (problème de sélection adverse), les difficultés d'exécution du contrat (problème de risque moral) et les problèmes de renouvellement des contrats en présence d'actifs spécifiques investis par le prestataire.

Comme le montre Yvrande-Billon (2002) dans un travail portant sur les industries de réseau (le transport par rail), l'approche des contrats de concession « considère que les mécanismes

⁴⁷ Le terme anglais de « *franchise-bidding* » est parfois également utilisé.

de marché peuvent garantir la coordination dans toutes les situations et omet les problèmes qu'engendre ce mode de coordination et qui peuvent pourtant se révéler particulièrement importants dans le cas des industries de services publics ». Or l'obtention d'un prix n'est pas le seul objectif à atteindre dans la mesure où le réglementeur doit assurer la fourniture de services dont la qualité est multidimensionnelle ou bien encore assurer la continuité de la fourniture de services qui reposent sur des investissements dans des actifs durables et localisés (comme les réseaux). Dans ces situations, le recours au marché et à la concurrence s'avère insatisfaisant et coûteux et il est nécessaire de faire appel à un mécanisme de coordination complémentaire assurant une meilleure adaptation aux aléas (Crocker et Masten, 1996).

2.2.2 La contractualisation entre agents privés pour produire des services environnementaux

Les théoriciens des droits de propriété trouvent la source de leur inspiration dans la critique radicale de Coase (1960) sur l'analyse des causes de l'intervention publique développée par Pigou (1932) et les solutions qu'elle préconise. Prenant en compte les coûts de transaction dans la coordination entre les agents économiques, leurs travaux relèvent d'une conception minimaliste de l'intervention de l'Etat et mettent l'accent sur les solutions privées de négociation décentralisée.

Les travaux relevant de l'approche dite « d'économie institutionnelle des ressources naturelles et de l'environnement » (Anderson, Libecap, 2006) ou de celle dite « approche transactionnelle de l'analyse des droits de propriété » (Libecap, 2002), partent du constat que l'instauration de transactions ne se fait pas ou peu dans le domaine de la production des biens de nature et que cette situation est sous-optimale. L'explication de cette situation de sous-production ou de surexploitation des biens de nature diffère de celle de l'économie publique. Alors que cette dernière insiste sur le fait que la dégradation des biens de nature résulte des propriétés collectives (non excludabilité) de ces biens, renvoyant à l'idée de défaillances de marché, l'approche transactionnelle des droits de propriété met l'accent sur la notion de coût de transaction pour expliquer l'absence de marchés dans le domaine environnemental et réfute la nécessité d'un recours systématique à l'intervention de l'Etat.

Ainsi, pour Anderson et Libecap (2006), « *les coûts de transaction sont la source du problème alors que l'externalité n'est que le symptôme* ». Ces auteurs se réfèrent clairement au raisonnement de Coase pour qui « *une raison expliquant qu'on ne parvienne pas à développer une théorie satisfaisante permettant de traiter le problème des nuisances provient d'une conception erronée de la notion de facteurs de production. Ces derniers sont généralement considérés comme des entités physiques que l'entrepreneur acquiert et utilise (un hectare de terre, une tonne d'engrais), alors qu'il vaudrait mieux les envisager comme des droits à la réalisation de certaines actions (physiques). Ainsi, on parlera d'une personne*

qui détient de la terre et l'utilise comme facteur de production mais, ce que le propriétaire terrien possède en fait est le droit d'engager une liste d'actions limitées. Les droits d'un propriétaire terrien ne sont pas illimités (...). Si les facteurs de production sont considérés comme des droits, il devient aisé de comprendre que le droit de faire quelque chose de nuisible (...) constitue également un facteur de production » (Coase, 1960, 1992 trad. Fr).

La question posée est alors de savoir pourquoi le marché n'intervient pas dans la manière dont s'organisent les usages concurrents des biens de nature, plus exactement pourquoi les facteurs de production auxquels fait référence Coase ne parviennent pas à être échangés dans un sens qui accroît le bien-être de la société. La réponse est que les droits de propriété sont imprécis et insuffisamment définis. Ainsi, selon cette approche, *« lorsque les droits sont bien définis, privatisés, les négociations volontaires produisent des 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).*

Pour ces auteurs, une meilleure définition des droits de propriété sur les biens de nature encouragerait les échanges mutuellement avantageux entre les usages d'un même bien. La solution proposée est donc de chercher à instaurer les conditions dans lesquelles de tels échanges peuvent avoir lieu. Il s'agit de faciliter l'instauration d'une transaction décentralisée entre les parties et non de recourir à une solution étatique qui vise à se substituer à celle-ci. Cette solution dite de marché présente plusieurs avantages sur la réglementation étatique selon les auteurs. Elle est censée être *« plus flexible que les régulations étatiques »*. Elle constitue également *« une solution incitative qui génère davantage d'informations sur les valeurs que les individus accordent aux ressources naturelles » (Libecap, 2005).*

Partant de différents cas de problèmes d'environnement, les auteurs mettent en avant qu'*« en raison des caractéristiques physiques des ressources naturelles ou des restrictions légales ou culturelles »*, les échanges n'ont pas lieu. Se demandant pourquoi il en est ainsi, leur démarche consiste à examiner la nature des coûts de transaction qui empêchent la définition des droits de propriété afin d'explorer les possibilités d'une meilleure définition de ces droits et les solutions contractuelles privées aux problèmes.

Des nombreuses études de cas très détaillées menées par un ensemble d'auteurs (Libecap, 1989; Ostrom, 1990; Anderson et Leal, 2001; Anderson et McChesney, 2003) se dégagent quatre facteurs principaux qui influencent le niveau des coûts de transaction et expliquent les difficultés d'instaurer des transactions dans le domaine de l'environnement. Les coûts de transaction comprennent les coûts de recherche, de négociation, de mesure et de mise en application (enforcement). Ils peuvent s'avérer élevés en raison des caractéristiques physiques des biens et des conditions sociales et légales.

Un premier facteur tient à la nature et à la distribution de l'information sur le problème environnemental ou de ressource. Si l'information est limitée et asymétrique sur la dimension du problème et les coûts de transaction pour y accéder trop élevés alors les gains marchands sont incertains. Ce facteur génère des difficultés de mesure qui limitent l'activité transactionnelle comme l'a montré Barzel (1982). Les difficultés de mesure sont accrues en raison d'un deuxième facteur : les caractéristiques physiques et la valeur. Cette dernière dimension est importante : il y a un problème d'évaluation de la valeur. Pour les auteurs, l'échange marchand est la meilleure solution pour connaître la valeur que les individus accordent aux caractéristiques utiles des biens de nature en question. Toutefois, lorsque les ressources sont mobiles et difficilement observables, les coûts de mesure et de protection sont élevés. Le troisième facteur est le nombre et l'hétérogénéité des agents concernés par le marchandage potentiel. Plus les groupes sont larges et hétérogènes, plus les coûts associés à la recherche d'un accord volontaire sont élevés en raison des opportunités plus élevées pour des comportements opportunistes et de hold-up (Ostrom, 1990). Le quatrième facteur renvoie aux considérations d'équité. L'instauration de transactions sur les ressources naturelles se heurte aux règles (notamment culturelles et le plus souvent informelles) d'usage des biens qui confèrent des situations de 'rente' aux agents qui en bénéficient. Les réarrangements volontaires de droits sont alors possibles uniquement dans la mesure où des compensations sont prévues de manière à répartir les gains à l'échange (Libecap, 1989).

Anderson et Libecap (2006) fournissent plusieurs exemples où les agents privés parviennent à réarranger les droits établis sur les ressources naturelles dans les domaines de la pêche en mer ou de la faune sauvage par des systèmes de crédits pour maintenir l'habitat d'oiseaux sauvages. Aussi séduisants soient-ils, ces exemples demeurent limités et ne se substituent pas complètement à l'intervention de l'Etat. Les auteurs disent eux-mêmes qu'ils ne « *défendent pas l'idée que tout problème de ressource naturelle ou d'environnement peut être solutionné de manière contractuelle : il y a des cas où l'intervention de l'Etat constitue une solution de second rang* » (p.3), en particulier dans le domaine de la pollution diffuse qui implique un grand nombre d'agents hétérogènes et où les effets sont difficilement quantifiables. Mais, en dehors de ces cas, dans la conception des auteurs, lorsque l'Etat est amené à intervenir, il devrait se limiter à proposer « *une assistance dans la définition des droits de propriété et la baisse des coûts de transaction associés à cette activité* »⁴⁸.

Pour conclure, cette approche s'inspire largement de l'apport de Coase (1960) mais elle se centre sur une seule (contractualisation) des quatre solutions envisagées théoriquement par lui : intervention publique, contractualisation, intégration et laisser-faire. L'approche s'éloigne donc de la démarche comparative prônée par Coase et ne peut permettre de répondre à la question posée par la thèse qui est celle de l'aptitude relative des différents mécanismes

⁴⁸ Alors que dans les faits, la réglementation consiste le plus souvent, selon les auteurs, à imposer « *des restrictions légales aux transferts des droits de propriété dans le domaine de l'environnement* ».

de coordination (mécanismes concurrentiels *versus* autres mécanismes de gouvernance) à encadrer les transactions de production de services environnementaux

2.3 L'efficacité comparée des différents modes de coordination : le rôle des coûts de transaction

Selon l'approche d'économie institutionnelle, dont Coase est à l'origine, l'examen des défauts de marché n'a de sens que dans l'hypothèse d'un monde avec coûts de transaction positifs. Dans un tel monde, réglementation et marché forment une alternative en termes de régulation des externalités et de solutions à la fourniture de biens collectifs. D'une part, il ne suffit pas de mettre en évidence que le marché ne permet pas d'atteindre un idéal théorique pour conclure à un échec du marché et considérer que l'intervention étatique est légitime du point de vue économique. L'idée que l'intervention de l'Etat conduit nécessairement, dans des situations de défaillances de marché, à des gains en termes de bien-être a été largement contestée, en particulier par les économistes néo-institutionnels (Coase, 1960; Coase, 1974; Goldin, 1977; Dahlman, 1979). D'autre part, il ne suffit pas de mettre en évidence que le marché est une solution théoriquement préférable lorsque les droits de propriété sont bien définis pour conclure à un échec des interventions de l'Etat. L'intervention de l'Etat est coûteuse mais les efforts consentis par les agents pour mieux délimiter les droits d'usage sur les ressources le sont également. L'intervention peut certes ne pas être automatique mais elle se justifie dans les cas où elle conduit à des gains supérieurs aux autres solutions disponibles (laisser-faire, négociation décentralisée entre les parties) et que ces gains sont supérieurs aux coûts de l'intervention publique (Coase, 1960).

Ainsi, la méthode d'analyse économique retenue par Coase consiste à caractériser les différents modes de coordination possibles ainsi que les coûts et les gains qu'ils engendrent. L'efficacité d'arrangements alternatifs s'évalue alors par comparaison des bénéfices nets de chacun. Tous les coûts doivent être pris en compte, les coûts de transaction de l'intervention publique comme les coûts des initiatives privées. Cette approche souligne l'importance de l'étude concrète des solutions mises en œuvre, laquelle requiert un examen au cas par cas des coûts et bénéfices des différentes solutions (y compris le laisser-faire selon Coase). En fait, les travaux de Coase ont donné naissance, à partir de son premier article de (1937) « The Nature of the Firm », au courant de la TCT, considérée comme la branche la plus active de la théorie néoinstitutionnelle, et qui a eu un impact important sur la théorie de l'organisation industrielle, en fait essentiellement les formes d'ordre privé (Williamson, 1975; Williamson, 1985). Ce n'est que récemment que la TCT a été adaptée au cas des industries de service public. En revanche, elle n'a quasiment pas eu d'impact dans l'analyse de la production des services environnementaux. Un indicateur est le fait que North et Williamson, deux des

auteurs les plus influents de la nouvelle économie institutionnelle n'ont, à notre connaissance, jamais publié de travaux majeurs dans le champ de l'économie de l'environnement⁴⁹. C'est donc principalement le deuxième article de Coase (1960) « The Problem of Social Cost », qui a fondé la littérature en économie de l'environnement. Cependant, à l'instar par exemple de Richards (2000) et Beckmann (2002), nous pensons que la démarche comparative de la TCT « présente le plus grand intérêt pour analyser l'élaboration, la mise en œuvre et l'efficacité des structures de gouvernance dans le domaine de l'environnement et des ressources naturelles » (Paavola et Adger, 2005).

La suite de ce chapitre vise à adapter le cadre de la TCT à l'analyse d'un service environnemental en procédant en deux étapes. Dans la section 2.3, il s'agit d'abord de présenter la TCT et son adaptation au cas des industries de service public en vue d'analyser la diversité des arrangements possibles et leur efficacité relative (section 2.3.1.) et en explorant ensuite la question de l'impact de l'environnement institutionnel sur ces arrangements (section 2.3.2.) C'est dans la section 3 que nous ferons le lien entre le cadre de la TCT et les enseignements des travaux sur l'environnement.

2.3.1 La démarche comparative de la théorie des coûts de transaction

Cette section développe l'idée que les transactions de services collectifs sont encadrées par des structures⁵⁰ de gouvernance capables d'organiser les transactions à des coûts relatifs qui diffèrent. Trois structures archétypiques de gouvernance sont distinguées : marché, firme, forme hybride. Ces structures sont substituables. Elles combinent des attributs d'incitation et de contrôle administratif des engagements, d'adaptation et de droit des contrats. La question posée est celle de l'analyse comparée de l'efficacité relative des mécanismes réglementaires *versus* de concurrentiels pour assurer la coordination des agents économiques. Dans cette section, nous commençons par définir la notion de transaction et identifier tous les types de coûts de transaction (coûts de transaction *ex-ante* et *ex-post*). Nous procédons ensuite à une analyse des caractéristiques des transactions, sources de coûts de transaction. Suivant le

⁴⁹ Ceci, à la différence, par exemple, de ce qu'ont réalisé Boyer et Laffont (1999) en proposant une contribution reconnue (Maskin, 2004) à partir de la théorie des incitations au champ de l'économie politique de la réglementation environnementale incitative. L'apport principal de la nouvelle économie institutionnelle est de mettre l'accent sur le rôle joué par les coûts de transaction. Ces coûts sont mentionnés par l'économie publique de la réglementation sous la forme de coûts administratifs mais l'économie publique demeure focalisée sur la question de la minimisation des coûts privés de production des biens collectifs.

⁵⁰ Nous devons à Oliver Williamson, le terme de « structure de gouvernance » (Williamson 1996). Les traductions françaises donnent parfois le terme « d'institution » (Williamson 1994) mais on trouve fréquemment dans la littérature le terme « d'arrangements organisationnels ou contractuels » mais également celui « d'arrangement institutionnel » introduit par North (1986) et qui rappellent la filiation néo-institutionnelle de la théorie des coûts de transaction (Klein 2000).

raisonnement proposé par Oliver Williamson (1991), nous montrons que le choix d'une structures de gouvernance qui minimise les coûts de transaction et de production, relève d'une logique « d'alignement » sur les caractéristiques des transactions.

2.3.1.1 La transaction, unité de base de l'analyse

La transaction est « l'unité de base d'analyse de l'économie des coûts de transaction ». Williamson (1985) la définit comme « le transfert d'un bien ou service au moyen d'une interface technologiquement séparable ». L'accent mis sur la séparabilité au plan technique désigne le fait que diverses modalités d'organisation des activités sont alors envisageables. Une définition proche est donnée par Ménard (2003) qui, en s'inspirant des travaux de Coase (1960), recommande d'analyser les facteurs de production comme des droits à réaliser une action. Par transaction, Ménard entend « le transfert entre unités technologiquement séparables de droits d'usages sur les biens et services » (...). La notion de droits d'usage est en effet plus générale que celle de « droits de propriété », car le transfert de ressources entre deux entités peut porter sur le droit d'usage sans modification du statut de la propriété de ces ressources.

Les relations d'échange qui ont lieu pour organiser les transactions ont des coûts, appelés coûts de transaction, qui correspondent pour Coase (1937) aux frais de recherche de ce que sont les prix adaptés ainsi que les frais de négociation et de conclusion d'un accord distinct pour chaque transaction de marché. Ce que recouvrent les coûts de transaction a fait l'objet de débats. Se référant à Williamson, Ménard précise que les coûts de transaction « peuvent être définis comme 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 » (adapté de Williamson, 1985, p.2).

2.3.1.2 Définition des coûts de transaction

Williamson (1994, p.39-41) propose de concevoir le problème de l'organisation économique comme un problème de contractualisation à deux périodes : la période préalable à la signature du contrat, la période postérieure à la signature du contrat. Chaque période est à l'origine de coûts de transaction bien spécifiques.

Les coûts de transaction (ou contractualisation) *ex-ante* sont les coûts associés à la rédaction, la négociation et la garantie d'un accord, lesquels peuvent être réalisés avec un luxe de précautions. Dans ce cas, un document complexe est rédigé, dans lequel les parties reconnaissent de nombreuses contingences et s'accordent à l'avance pour en stipuler les adaptations appropriées. Ou bien, le document peut être très incomplet, et les vides doivent être comblés par les parties au fur et à mesure que les contingences surviennent. Par conséquent, plutôt que de détailler à l'avance tous les problèmes concevables, ce qui est une

tentative très ambitieuse, il vaut mieux ne considérer que les problèmes réels au fur et à mesure qu'ils surviennent (cf. tableau n°5).

Les coûts de transaction (ou contractualisation) *ex-post* prennent plusieurs formes (cf. tableau n°5) :

- les coûts de mauvaise adaptation occasionnés par le fait que les transactions se désajustent en particulier lorsque les marchés sont « fluctuants »,
- les coûts de marchandage occasionnés si des efforts bilatéraux sont faits pour corriger des divergences *ex-post*,
- les coûts d'organisation et de fonctionnement associés aux structures de gouvernance qui ont en charge le contrôle et le règlement des conflits éventuels entre les parties, et
- les coûts d'établissement d'engagements sûrs.

Ces deux types de coût sont difficiles à quantifier. En outre, ils doivent être pris en compte simultanément et non séquentiellement en raison de l'interdépendance entre les coûts de type *ex-ante* et ceux de type *ex-post*. Il existe le plus souvent un arbitrage entre les coûts *ex-ante* (souvent plus facilement quantifiables) et les coûts *ex-post* (que les agents ne parviennent jamais à connaître avec précision).

Tableau n°5 : Catégories de coûts de transaction

COUTS DE TRANSACTION	
<i>Ex-ante</i>	<i>Ex-post</i>
Coûts d'évaluation	Coûts d'enforcement
Coûts de négociation	Coûts d'adaptation et de renégociation
Coûts d'écriture du contrat ou de 'design'	Coûts de rupture du contrat

Adapté de Williamson (1985)

En fait, les coûts ainsi définis sont les coûts directs liés à une transaction spécifique. Ils se distinguent des coûts indirects (Ménard, 2004) qui résultent des conditions institutionnelles requises pour que les transactions puissent avoir lieu (cf. section 2.3.2).

2.3.1.3 Les sources de coûts de transaction: nature des risques contractuels encourus et caractéristiques des transactions

«Toute étude sérieuse de l'organisation économique doit s'intéresser aux implications combinées de la rationalité limitée et de l'opportunisme, ainsi qu'à la question de la spécificité des actifs » (Williamson, 1994, p.42).

La théorie des coûts de transaction développe l'idée que les transactions nécessitent d'être encadrées par des structures de gouvernance dont la visée est de minimiser les risques

contractuels associés à la réalisation des transactions. Les « risques contractuels » sont source de coûts de transaction. Ils résultent des implications combinées des caractéristiques des transactions dans un contexte où l'information est incomplète et asymétrique et où les agents économiques sont considérés comme potentiellement opportunistes. Nous accordons d'abord de l'attention à la présentation de ces deux hypothèses comportementales dans la mesure où elles ont d'importantes conséquences sur les caractéristiques des contrats tels que la théorie des coûts de transaction les appréhende.

2.3.1.3.1 *Les hypothèses comportementales*

Trois formes de risques contractuels sont identifiés par la théorie : (1) sous-investissement des agents qui continuent de poursuivre leur propre intérêt au détriment de celui du principal, (2) crédibilité des engagements pris par les partenaires (3) inadaptation de l'accord initial en fonction des contingences.

Rationalité limitée et incomplétude contractuelle

Pour Williamson (1994a), « *les agents économiques sont supposés intentionnellement rationnels mais seulement de façon limitée* ». (p.69). La rationalité des agents n'est pas parfaite dans la mesure où ils ne disposent pas d'une information complète à la fois sur le comportement de leur partenaire et sur les « états futurs du monde » soumis à des contingences non probabilisables. La rationalité limitée est à l'origine de l'incomplétude des contrats. En effet, dans un contexte d'information incomplète, il est impossible de prévoir et décrire sans ambiguïté tous les événements pouvant intervenir dans les relations d'échange bilatéral : certaines circonstances sont imprévisibles, la prévision en matière de contrat est coûteuse, le langage est imprécis et les clauses contractuelles sont sujettes à interprétation. Les individus s'accordent donc tout en sachant qu'ils ne peuvent pas couvrir parfaitement toutes les éventualités et que les contrats sont inévitablement incomplets.

Opportunisme et exploitation stratégique des asymétries informationnelles

Les asymétries d'information correspondent aux situations où « *une seule partie connaît l'ensemble des coûts et bénéfices des différents plans mis en œuvre, ou quand la probabilité relative des différents résultats constitue une information privée* » (Milgrom et Roberts, 1992). Les agents ont alors tendance à exploiter de manière stratégique les informations privées qu'ils détiennent. Cette tendance à l'opportunisme est mise en avant par Williamson qui en fait la seconde hypothèse comportementale de sa théorie. Dans le système conceptuel Williamsonien, les deux hypothèses deviennent indissociables et la source principale d'aléas contractuels. Selon le moment où apparaît un tel comportement, les économistes parlent d'opportunisme pré-contractuel lorsqu'il se manifeste durant la négociation préalable à la réalisation de la transaction et d'opportunisme post-contractuel lorsqu'il se manifeste au cours du déroulement de la transaction. L'opportunisme pré-contractuel renvoie au problème de sélection adverse étudié par Akerlof (1970). L'opportunisme post-contractuel renvoie au problème de risque moral classique dans l'analyse économique des assurances (Cahuc, 1998).

Williamson considère les deux formes d'opportunisme pré et post-contractuel mais il insiste surtout sur les problèmes de contractualisation *ex-post*. Selon l'auteur, les termes de l'accord peuvent ne pas être respectés lorsqu'il en va de l'intérêt d'une des parties. C'est pourquoi l'auteur insiste sur la crédibilité des engagements et sur les mécanismes qui contraignent les parties à respecter leurs engagements dans le temps. Ces mécanismes contraignants ou non contraignants, sont appelés des mécanismes d'*enforcement* des contrats.

2.3.1.3.2 Les caractéristiques des transactions : spécificité des actifs, incertitude, fréquence

La grille de l'économie des coûts de transaction met l'accent sur deux caractéristiques principales des transactions - spécificité des actifs et incertitude – mais en distingue toutefois d'autres comme la fréquence. Chacune de ces caractéristiques influence les coûts associés à la réalisation d'une transaction.

La spécificité des actifs, le problème du « hold-up » et les incitations à investir

Un actif est dit spécifique ou idiosyncrasique (*versus* générique) dès lors que sa valeur diminue (*versus* ne diminue pas) en cas d'utilisation alternative à l'usage pour lequel il a été conçu initialement (Williamson, 1985). En revanche, un actif spécifique dégage une valeur supérieure à un actif générique. Ce supplément de valeur est assimilé à une « quasi-rente » qui, lorsqu'elle est suffisamment importante, rend le contrat auto-exécutoire (Milgrom et Roberts, 1992). Les actifs spécifiques sont générateurs de rentes mais sont également sources de risques. Ces risques sont au centre de l'argumentation des théoriciens de l'économie des coûts de transaction et sont qualifiés de risques contractuels : ils apparaissent au sein d'une relation d'échange bilatérale, lorsqu'un des contractants ayant investi dans des actifs spécifiques devient dépendant de son partenaire et s'expose à un comportement opportuniste dit de « hold-up » de sa part. Ce dernier, se sachant en position de force, sera tenté de préférer des menaces de non-respect de ses engagements si la répartition de la quasi-rente (organisationnelle) n'est pas revue en sa faveur. Pour ne pas perdre son investissement (non-redéployable), le propriétaire de l'actif spécifique acceptera alors une renégociation *ex-post* de l'accord et abandonnera une partie supplémentaire de la rémunération de son actif spécifique. C'est cette renégociation *ex-post* du partage de la quasi-rente au détriment du propriétaire des actifs spécifiques qui s'appelle « hold-up ». Cela pose des problèmes d'incitations à investir puisque la menace de rupture du contrat est d'autant plus crédible que les actifs investis sont faiblement redéployables.

La réaffectation des investissements est contrainte de diverses manières : l'existence d'un marché du matériel d'occasion, la possibilité technique de déplacer géographiquement les investissements. La théorie distingue plusieurs formes de spécificité des actifs. Ces formes ont des implications organisationnelles différentes en fonction de la manière dont elles exposent le propriétaire de l'actif non redéployable aux risques de "hold-up".

La spécificité de site des actifs physiques indique que la valeur des actifs est fonction de leur localisation et que les coûts d'installation et/ou relocalisation sont élevés. La faible mobilité des actifs (réseaux par exemple) est un facteur de spécificité de site qui conduit Williamson (1994, p.123) à affirmer que « *la réponse prépondérante à la spécificité de site des actifs physiques est la propriété unifiée* ». La proposition s'appuie sur l'exemple donnée par Joskow (1985) qui révèle que les mines de charbon qui alimentent les centrales électriques voisines sont fréquemment détenues par le producteur d'électricité qu'elles approvisionnent. Les deux actifs sont cospécialisés. La valeur de l'un dépend de son association avec l'autre et réciproquement. Les risques de « hold-up » sont importants et dans ce cas, la maximisation de la valeur exige l'exploitation commune de ces deux actifs (Milgrom et Roberts, 1992). La spécificité des actifs humains touche aux compétences développées, expériences accumulées et apprentissages réalisés au sein de la firme par les employés (Quélin, 2002). La réaffectation des investissements humains est limitée essentiellement par le degré de formalisation et de spécificité des connaissances acquises. Les dépenses en recherche et développement constituent l'indicateur le plus couramment utilisé dans les études empiriques (Coeurderoy et Quélin, 1997). La spécificité de marque indique que la valeur des actifs est supérieure lorsqu'ils sont associés à la notoriété d'une marque pour laquelle des investissements spécifiques ont été consentis : dépenses publicitaires, commerciales ou marketing associées à la promotion d'une marque commerciale (Quélin, 2002). Les investissements en capital de réputation ne sont généralement pas réaffectables. Cette forme de spécificité se traduit, selon l'auteur, par un actif intangible qui signale certaines qualités propres à un produit ou à une entreprise. La réputation est une forme de signal à destination des clients et fournisseurs de la firme, sur la crédibilité des engagements qu'elle prend. Pour Milgrom et Roberts (1992), « *les situations où la réputation des parties est en jeu peuvent constituer un frein à l'opportunisme ex-post et aux tentations de reniement ou de renégociation* » (p.188). La spécificité temporelle indique que la valeur d'une transaction dépend du respect strict des délais (Craig Pirrong, 1996). Elle correspond à un problème de coordination dans le temps de différentes opérations. Lorsque cette forme de spécificité est impliquée dans les transactions, « *il devient difficile, même si les actifs concernés sont globalement standards, de trouver un remplaçant à un fournisseur défaillant, et susceptible de reprendre le travail sans bouleverser le déroulement du projet* » (Quélin, 2002). D'une manière générale, plus la spécificité temporelle des transactions est forte, plus les entreprises auront tendance à contrôler de telles transactions de manière à limiter les risques de non-respect des délais. La spécificité dédiée correspond à des actifs qui sont *dédiés* aux besoins d'une transaction précise : dépenses en maintenance, agrandissement d'une usine existante pour un acheteur particulier. Cette dernière forme de spécificité des actifs ne commande généralement pas une internalisation de la transaction (Williamson, 1994).

Incertitude comportementale et problèmes de crédibilité des engagements

Les incertitudes comportementales résultent essentiellement des comportements opportunistes des agents et posent des problèmes d'aléa moral (post-contractuels). L'incertitude comportementale est principalement fonction du degré d'information de chacun des

partenaires, de l'observabilité des comportements et des actions, de la mesurabilité de la qualité du produit de la transaction (et du flux d'utilité). Toutes choses égales par ailleurs, plus les asymétries d'information sont importantes, plus l'observabilité des actions des agents est faible et plus l'évaluation de la qualité du produit est délicate, plus la transaction sera soumise à des problèmes d'aléas moraux et plus les engagements pris *ex-ante* risquent d'être bafoués. D'une part, les asymétries informationnelles rendent la stratégie 'opportuniste' faiblement observable et il devient difficile de s'en prémunir. D'autre part, la stratégie 'opportuniste' présente des gains d'autant plus élevés que la dépendance bilatérale entre les partenaires est forte c'est-à-dire que des actifs spécifiques sont investis dans la relation. C'est en ce sens que se pose la question de la crédibilité des engagements. L'exigence de crédibilité se traduit par une spécification *ex-ante* la plus précise possible des objectifs de la transaction et des actions entreprises par chacun des partenaires (Brousseau, 1993) mais également par la mise en oeuvre *ex-post* de dispositifs de recueil d'information, de surveillance et de sanctions des comportements opportunistes, qui sont d'autant plus coûteux qu'il y a des difficultés de mesure de la qualité du service ou du bien échangé (Barzel, 1982).

Incertitude environnementale et problèmes de « coordination évolutive »

L'incertitude environnementale est liée à l'hypothèse de rationalité limitée et d'information incomplète. Elle traduit le fait qu'il est impossible de connaître l'évolution de l'ensemble des paramètres d'environnement qui rentrent en compte dans les décisions (d'allocation des ressources). Williamson parle de perturbations exogènes à la transaction, lesquelles concernent l'environnement décisionnel des agents. Selon l'auteur, il est nécessaire de s'intéresser à l'intensité (quelles sont les conséquences sur la transaction ?) et à la fréquence de ces perturbations (sont-elles probabilisables ?) afin de se focaliser sur les paramètres pertinents. Par exemple, il peut être stratégique pour un industriel du sucre d'être informé sur l'évolution des accords commerciaux entre l'Europe et les pays ACP (Afrique, Caraïbe, Pacifique) qui sont des gros producteurs de sucre de cannes, substitut presque parfait du sucre de betteraves. A l'inverse, ce paramètre est peu pertinent pour un négociant en vins.

Tout cela signifie que les termes qui prévalaient lors de la négociation peuvent changer et affecter l'efficacité de l'accord ou du contrat. Par exemple, est-il intéressant et raisonnable pour une entreprise de poursuivre un contrat d'approvisionnement d'énergie (de long terme) avec EDF si les technologies relatives à l'énergie solaire deviennent subitement rentables suite à une découverte scientifique majeure ? S'ouvre alors un espace pour une renégociation de l'accord entre les parties qui auront intérêt à faire évoluer leurs engagements initiaux. D'une manière générale, l'incertitude environnementale pose des problèmes d'adaptation des accords contractuels et de « coordination évolutive ». La plupart des contrats comportent à cette fin des clauses de renégociation ou des mécanismes privés et internes de règlement des litiges. C'est une façon de faire évoluer l'accord et de l'adapter aux nouvelles conditions économiques, sociales, juridiques dans lesquelles se déroule la transaction. Cette nécessité de

considérer que tout est, dans une certaine mesure re-négociable et évolutif, compte-tenu des incertitudes qui pèsent sur la réalisation des transactions est une des particularités de l'économie des coûts de transaction. Les mécanismes d'adaptation (cf. § sur les attributs des structures de gouvernance) deviennent alors un des éléments de la performance des organisations économiques.

Les deux types d'incertitude étudiés sont des catégories analytiques difficilement dissociables dans la réalité. Les deux formes d'incertitude sont liées. La coordination évolutive poserait moins de problèmes en l'absence de comportement opportuniste des agents. Ce type de comportement peut se manifester lorsque les conditions qui prévalaient lors de la négociation changent subitement (incertitude environnementale). De plus, les incertitudes conduisent à des aléas contractuels dont les conséquences sur l'efficacité économique sont d'autant plus importantes que les actifs échangés sont spécifiques. Dans ce contexte, « *l'accroissement de l'incertitude rend plus impératif le fait que les deux parties doivent concevoir des mécanismes pour faire aboutir les choses puisque les écarts contractuels sont plus grands et les occasions d'adaptations séquentielles augmenteront en nombre et en importance avec l'accroissement de l'incertitude* » (Williamson, 1994).

La fréquence de réalisation des transactions

La fréquence avec laquelle ont lieu les transactions, est une autre variable discriminante pour l'analyse de la gouvernance. La fréquence des transactions influence le coût d'utilisation d'une structure de gouvernance. Plus exactement, les coûts associés à la mise en place et au fonctionnement d'une structure de gouvernance spécifique sont d'autant plus faibles (investissements d'autant plus rentables) que la fréquence des transactions est élevée. Les transactions uniques ou occasionnelles ne justifient généralement pas de structure de gouvernance spécifique mais le recours à une partie tierce mieux informée (guide d'achat, signal). Williamson (1985) distingue les transactions uniques ou occasionnelles, des transactions récurrentes. Comme le remarque Brousseau (1993) de même que Milgrom et Roberts (1997), pour des transactions similaires et récurrentes, les agents auront tendance à mettre en place des routines qui permettent de limiter les coûts de coordination avec leur partenaire. D'une manière générale, les agents mettent en place des mécanismes de coordination alternatifs aux mécanismes du marché (des procédures routinières dans les entreprises, des contrats) pour organiser des transactions récurrentes qui justifient les coûts associés à l'élaboration et la mise en œuvre de ces mécanismes.

2.3.1.4 Les différents types d'arrangements contractuels et le principe d'arbitrage

La théorie des coûts de transaction repose sur l'idée que les mécanismes employés pour piloter les arrangements contractuels doivent être adaptés aux problèmes de coordination que les agents rencontrent. Les transactions nécessitent d'être encadrées par des structures de gouvernance dont la visée est de minimiser les risques contractuels.

Les structures de gouvernance se définissent ainsi par leur aptitude relative à : (1) fournir *ex-ante* des incitations pour encourager les investissements dans les actifs spécifiques, (2) assurer *ex-post* la crédibilité des engagements pris par les parties, (3) permettre *ex-post* l'évolution des accords initiaux. Les deux derniers objectifs sont en tension. Il s'instaure souvent un arbitrage entre modes de gestion de l'opportunisme (contrôle, rigidité et complétude des règles) et mode de gestion des défauts de coordination (flexibilité). Dans un contexte de concurrence entre les organisations, ces dernières combinent ainsi différents mécanismes d'incitation, de contrôle et d'adaptation pour assurer, au moindre coût, la réalisation des transactions.

« Trois structures de gouvernance alternatives sont communément reconnues : les marchés, les formes hybrides et la hiérarchie » (Williamson, 1996) (cf. tableau n°6). A un extrême, le marché combine de puissantes incitations avec un contrôle administratif réduit. Les conflits sont réglés devant les tribunaux. L'ensemble se traduit par une forte autonomie d'adaptation. A un autre extrême, les formes hiérarchiques se caractérisent par des incitations faibles, de puissants moyens de contrôle administratif et des modes de gouvernement privé qui visent à régler les conflits en interne. L'ensemble se traduit par des capacités d'adaptation coopérative. Toutefois, dans la plupart des situations (Hennart, 1993), les organisations présentent une forme de dualité du point de vue des mécanismes de coordination utilisés, conduisant à qualifier d'hybrides de telles formes organisationnelles.

Tableau n°6 : Les attributs des structures de gouvernance

STRUCTURES DE GOUVERNANCE			
Attributs	Marché	Forme hybride	Hiérarchie
Forme de contractualisation	Spot	Néoclassique	Subordination
Performance			
Incitation	++	+	0
Contrôle	0	+	++
Adaptation			
Autonome	++	+	0
Coordonnée	0	+	++
Droit du contrat			
Public ordering	++	+	0
Private ordering	0	+	++

++ = fort ; + = moyen ; 0 = faible

Source : d'après Williamson (1991, p.281)

2.3.1.4.1 *Le contrat classique ou contrat de marché 'spot'*

Le marché est une structure de gouvernance complètement décentralisée où la coordination est spontanée : les décisions relatives à l'allocation des ressources sont le fait d'agents économiques indépendants, autonomes et réagissant principalement aux signaux prix. Williamson considère que « *la gouvernance de marché est la principale structure de gouvernance appliquée aux transactions non spécifiques, que la contractualisation soit occasionnelle ou récurrente* » (p.100). Dans ce cas, les interactions stratégiques entre les agents et l'opportunisme ont peu de conséquences. Cette structure est associée à des « *contrats de marché spot* » qui sont des contrats de court terme où les parties sont autonomes et peuvent spécifier *ex ante* de manière précise les événements futurs. Face à d'éventuels risques contractuels (aléas), elles s'en remettent directement aux règles légales existantes et aux tribunaux en cas de litiges.

2.3.1.4.2 *Le contrat de subordination ou hiérarchie*

Cette forme organisationnelle fait référence à la structure hiérarchique et généralement centralisée des entreprises qui repose sur des liens de subordination entre les agents. La coordination des plans et des actions est assurée par l'équipe dirigeante ou le chef d'entreprise. Williamson parle de « *gouvernance ou de contractualisation unifiées* » et d'organisation interne. Il s'agit d'une structure de gouvernance particulièrement adaptée à l'organisation des transactions hautement spécifiques. Elle se caractérise par la faiblesse des incitations individuelles qu'elle compense par des instruments puissants de contrôle bureaucratique. Elle réagit à son environnement changeant selon des modalités d'adaptation coordonnée qui s'opposent aux modalités d'adaptation autonome propres aux marchés. En cas d'incertitudes fortes, les firmes sont plus efficaces car les adaptations peuvent être effectuées d'une manière séquentielle sans avoir besoin de consulter, de compléter ou de réviser des accords inter-firmes (Williamson, 1991, p.280).

2.3.1.4.3 *Le contrat néoclassique ou forme de gouvernance hybride*

Le premier effort de l'économie des coûts de transaction a été d'isoler les deux formes extrêmes. « *Les formes hybrides ont moins attiré l'attention car elles sont également plus complexes à étudier* » (Ghertman, 1998). Le propos de Williamson (1994, p.111) en atteste : « *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 du type intermédiaire sont beaucoup plus nombreuses. Une plus grande attention envers les transactions de type intermédiaire aidera à éclairer notre compréhension de l'organisation économique complexe* ».

Les formes hybrides recouvrent une diversité d'arrangements tels les contrats de long terme, les accords interentreprises, les alliances, les accords de licence de fabrication, de franchise ou de marque etc. Les agents économiques sont juridiquement indépendants, mais une partie de leur pouvoir de décision est volontairement déléguée à une autorité. Williamson parle de

gouvernance bilatérale ou trilatérale où l'autonomie des parties est maintenue. La gouvernance trilatérale renvoie à « *l'assistance d'une tierce partie (arbitrage) dans la résolution des conflits* » (Williamson, 1994).

La grande diversité des formes hybrides n'est pas le résultat du hasard mais procède d'une véritable logique économique selon Ménard (2004a). L'auteur relève trois régularités dans les formes hybrides : la mise en commun (pooling), la contractualisation (contracting), la concurrence (competing). Toutes les formes hybrides sont des systèmes sélectifs (versus open) qui développent leur propre système d'information grâce auquel les parties indépendantes juridiquement vont planifier en commun un certain nombre d'actions comme des décisions d'investissement (pooling). Deuxièmement, dans toutes les formes hybrides on retrouve le recours à des contrats plus ou moins formels avec des problèmes de redistribution de la quasi-rente organisationnelle et de règlement des litiges (contracting). Troisièmement, les formes hybrides maintiennent une concurrence entre les parties du groupe : « *les systèmes hybrides tendent à développer dans un contexte de concurrence et d'incertitude, des moyens de survie qui privilégient la mise en commun et le partage de ressources communes au groupe* » (Ménard, 2004a) (p.8). De plus, pour l'auteur, les transactions hybrides sont « supportées » par des structures de gouvernance qui présentent toute une gamme d'instruments spécifiques de coordination non nécessairement calculatoires : l'influence, la croyance, le leadership, les institutions *ad hoc*. Au total, c'est la combinaison « *des risques d'opportunisme et des risques de mauvaise coordination qui détermine largement les caractéristiques des organisations hybrides* » (Ménard, 2004a).

2.3.1.4.4 *L'alignement des structures de gouvernance sur les caractéristiques des transactions*

A coûts de production donnés, les organisations efficientes sur le plan économique sont celles qui supportent des coûts de transaction plus réduits que les autres. Progressivement, ces organisations sont sélectionnées et prennent le dessus. Par exemple, le fait que les 'marchés' soient susceptibles d'infliger aux firmes des sanctions économiques sévères (notamment des baisses de vente, des prix trop bas comparativement aux coûts de revient des produits) les contraint à rechercher une minimisation de la somme des coûts de production et de transaction (Williamson, 1996). Mais le processus de sélection à l'œuvre est un processus imparfait. Les agents améliorent 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).

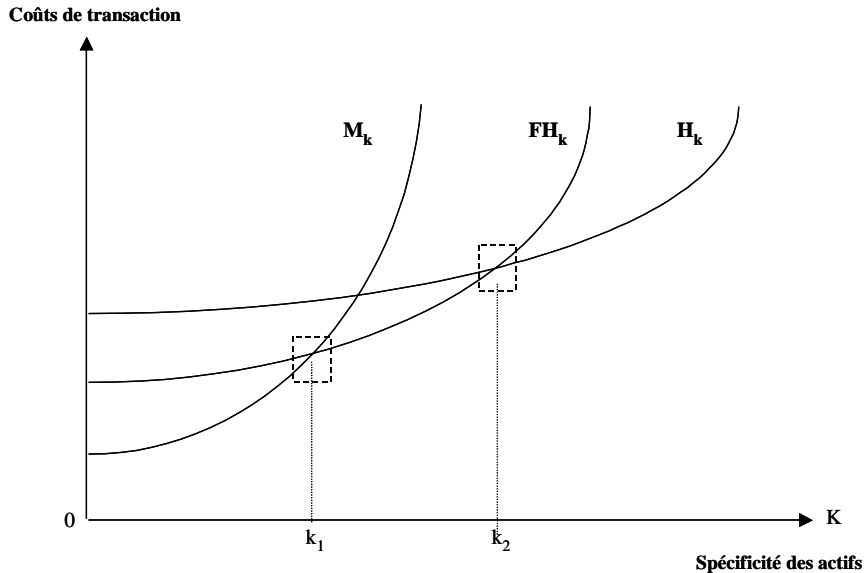
Bien que le processus de sélection apparaisse comme « la boîte noire » de la théorie, il est admis au sein du courant néo-institutionnel que les formes inefficientes sont progressivement éliminées. Les formes organisationnelles qui demeurent sont alors considérées comme efficientes, mais de manière relative. En effet, pour Williamson (1996), « *les meilleurs survivent mais ce ne sont pas forcément les meilleurs dans l'absolu* ». Le processus de sélection est un processus que Williamson qualifie de « faible » en comparaison de l'efficacité

pareto-optimale dans la mesure où « *la sélection des arrangements s'opère parmi les alternatives faisables et non l'ensemble des possibles, incluant des alternatives hypothétiques* ». La conception de « l'économie du nirvana » est très critiquée par les économistes d'inspiration néo-institutionnelle (Demsetz, 1969; Coase, 1988).

Une des propositions les plus générales avancées par l'économie des coûts de transaction est appelée *principe d'alignement*. Ce principe stipule que « *les structures de gouvernance doivent être harmonisées avec les attributs sous-jacents des transactions [spécificité des actifs en premier lieu puis incertitude] pour que les objectifs d'efficacité de l'organisation économique soient réalisés* » (Williamson, 1994) (p.245). Cet alignement est tel que les choix organisationnels sont réalisés dans un sens qui vise essentiellement à économiser sur les coûts de réalisation des transactions. Si les caractéristiques des transactions venaient à se modifier, alors les incitations seraient fortes (gains en termes de coûts de transaction) pour que cette modification s'accompagne d'un changement de structure de gouvernance (critère de remédiabilité).

C'est cette hypothèse qui fonde la possibilité de « *formuler des propositions testables* » et est à l'origine du fort contenu empirique du programme de recherche néo-institutionnel (Williamson, 1996, p.3). Williamson établit une correspondance entre degré de spécificité des actifs (noté *k* sur le graphique n°3 page suivante), coûts de transaction et structures de gouvernance des transactions impliquant ces actifs. Ainsi, le marché (noté *M* sur le graphique n°3) constitue la structure la plus efficace pour encadrer des transactions qui impliquent des actifs faiblement spécifiques. A mesure que le degré de spécificité augmente, les structures hybrides (notées *FH*) et hiérarchiques (notées *H*) permettent une économie de coûts de transaction par rapport au marché : *k1* et *k2* constituant les degrés de spécificité à partir desquels ces structures hybride puis hiérarchique sont respectivement plus efficaces pour encadrer les transactions.

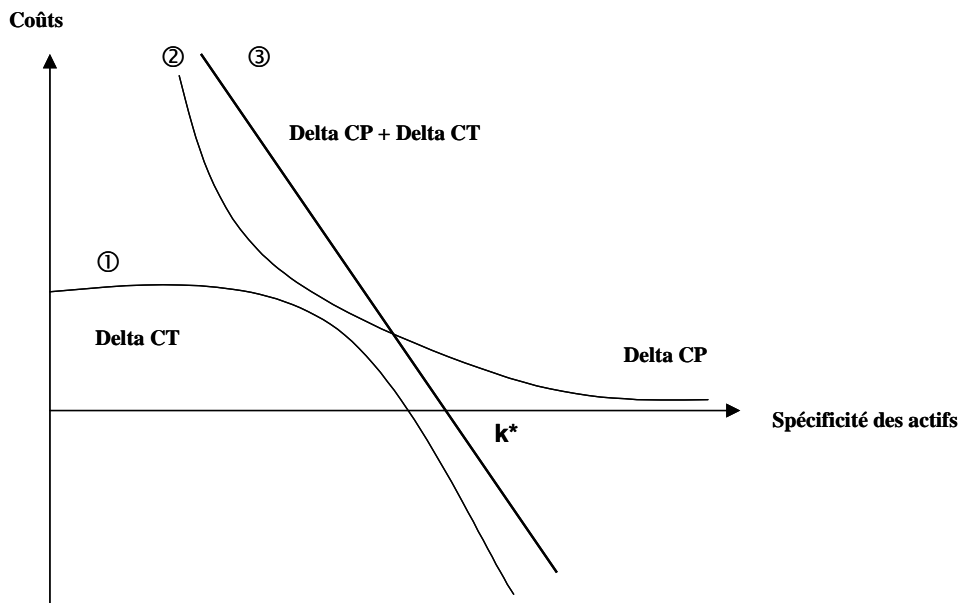
Graphique n°3 : Choix organisationnel en fonction de la spécificité des actifs et des coûts de transaction



Source : d'après Williamson (1991, p.281)

Si maintenant, l'on tient compte à la fois des coûts de transaction (CT) et de production (CP) dans l'analyse, alors un arbitrage s'instaure entre les deux types de coûts. En effet, en se centrant sur le choix entre marché (i.e. contrat classique) et hiérarchie (i.e. contrat de subordination), il s'ensuit qu'un arrangement contractuel sera efficace s'il est aligné aux caractéristiques des transactions qu'il encadre en assurant la minimisation des coûts de production et de transaction. Le graphique n°4 (page suivante) illustre les termes de l'arbitrage qui conduit au choix de la structure hiérarchique à partir d'un degré k^* de spécificité des actifs. La courbe n°1 formalise l'avantage du marché en termes de coûts de production, maximum pour des actifs génériques où les économies d'échelle sont importantes et allant décroissant à mesure que le degré de spécificité croît. La courbe n°2 représente la différence en termes de coûts de transaction entre une structure intégrée et une structure de marché. Elle illustre le fait que le marché constitue une structure moins coûteuse pour organiser les transactions qui impliquent des actifs génériques ou faiblement spécifiques et que la forme hiérarchique constitue la structure la moins coûteuse pour organiser les transactions qui impliquent des actifs spécifiques. La somme des deux courbes est représentée par une troisième courbe qui signifie que les avantages du marché en termes de coûts de production et de transaction se réduisent à mesure que la spécificité des actifs croît et que donc, la solution de l'intégration est plus efficace à partir d'un niveau de spécificité k^* .

Graphique n°4 : Choix de la structure de gouvernance en fonction des coûts de production et de transaction



Source : d'après Williamson (1996)

Légende : Delta = différentiel de coût entre la structure hiérarchique et le marché pour organiser la transaction

Un raisonnement similaire est possible pour analyser l'arbitrage entre structures alternatives de gouvernance des services publics. Ce raisonnement fait l'objet de la section suivante.

2.3.1.5 L'adaptation de l'analyse transactionnelle au cas des industries de service public

S'opposant aux théoriciens des droits de propriété qui préconisent le recours au mécanisme concurrentiel d'attribution des concessions par enchère pour coordonner les industries de service public (cf. section 2.2.1), les théoriciens des coûts de transaction mettent en avant les limites de ce mécanisme concurrentiel pour la contractualisation des services rendus dans ces industries. Ils soulignent que ce mécanisme est moins efficace que la formule du contrat administré quand des ensembles complexes de qualité de service ou des prestations spéciales sont attendus du fournisseur, quand la durée du contrat rend prévisibles des ajustements futurs des conditions du service, ou encore quand il importe d'obtenir *ex-ante* une garantie forte de la continuité future du service (Glachant, 2002).

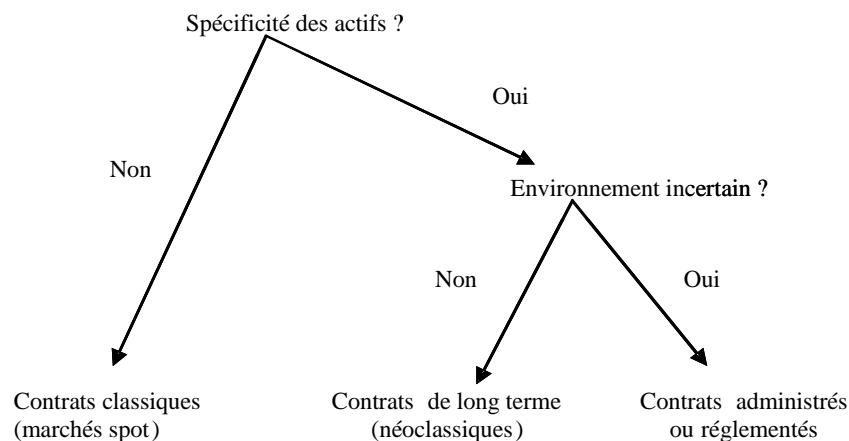
Dans ces travaux, la réglementation est assimilée à un contrat administré auquel est associé une structure de gouvernance hiérarchique (Goldberg, 1976). L'autonomie juridique des parties est maintenue mais l'Etat exerce son autorité hiérarchique et de commandement. Le

contrat administré introduit une relation subordonnée de long terme entre le réglementeur et les agents réglementés car, lorsque la relation implique des investissements spécifiques, elle est complexe et soumise à une grande incertitude. Les variables traditionnelles de prix et de quantité ne sont pas au premier plan. Les moyens de gérer la complexité et l'incertitude de cette relation comptent bien davantage dans l'efficacité de ce mode de gouvernance.

Le contrat entre les autorités publiques (réglementeur) et les entreprises réglementées sert ainsi de contrat collectif aux bénéficiaires des services produits. Il combine plusieurs catégories de mécanismes de gouvernance : faibles incitations mais degré élevé de contrôle et de sanctions administratifs, adaptation coordonnée, règlement des litiges. Ces mécanismes renvoient aux « *clauses de sauvegarde* » de la théorie des coûts de transaction (Fares et Saussier, 2002). En effet, ces clauses peuvent être définies comme des mécanismes assurant un minimum de sécurité aux contractants (incitation à investir en réduisant les risques d'opportunisme), générateurs de confiance et permettant aux parties de s'adapter aux contingences imprévues (capacité d'adaptation *ex post*). Défeuilley (1996) dans le domaine des services de transport urbain et Kirat (2003) dans le domaine de la Défense montrent l'importance de ces clauses de sauvegarde.

Comme dans l'analyse des choix d'intégration verticale dans le secteur privé, l'identification des caractéristiques des transactions constitue le point de départ de l'étude de la gouvernance des services publics. L'arbitrage entre marché et hiérarchie devient, dans ce cas, un arbitrage entre contrats dits classiques (marchés spots), contrats dits néoclassique (contrats de long terme) et contrats administrés. Ce raisonnement est synthétisé dans le graphique n°5 suivant.

Graphique n°5 : Le choix des modes de contractualisation des transactions de service public



Source : Yvrande-Billon (2002) d'après Crocker et Masten (1988)

De ce cadre d'analyse, Yvrande-Billon (2002) dérive deux propositions principales pour rendre compte de l'organisation des industries en réseau.

La première proposition concerne la spécificité des actifs nécessaires à la réalisation du service. Elle énonce qu'une « *transaction de service public impliquant le développement d'actifs spécifiques n'est pas efficacement encadrée par des contrats classiques* » et que les différents types de spécificité n'ont pas les mêmes conséquences organisationnelles. Alors que la spécificité physique des actifs peut être traitée par des mécanismes concurrentiels si elle est détachable de la spécificité de site, les activités marquées par une spécificité de site (actifs durables et immobiliers) et des actifs humains poussent de manière prépondérante au choix d'une gouvernance unifiée (contrat administré).

Cependant, la plus ou moins grande spécificité des actifs ne suffit pas à expliquer le choix du mode de gouvernance, lequel dépend aussi de l'incertitude qui entoure les transactions. La deuxième proposition énonce ainsi que « *la coordination de transactions empreintes d'incertitude est plus efficacement assurée par des mécanismes réglementaires que par des mécanismes d'appels d'offre, toutes choses égales par ailleurs* » (Yvrande, 2002).

Dans la perspective microéconomique qui est celle de l'approche de la gouvernance, les principaux déterminants de l'arbitrage entre arrangements contractuels résident ainsi dans les caractéristiques des transactions. Cependant, l'efficacité relative des différents arrangements organisationnels dépend aussi de facteurs institutionnels (section suivante 2.3.2.).

2.3.2 L'impact de l'environnement institutionnel sur les arrangements

Cette partie s'intéresse à la manière dont l'approche néo-institutionnelle pense l'articulation entre les règles (en tant que cadre général de l'action des agents) et l'activité transactionnelle. Jusque récemment, les deux volets de l'économie néo-institutionnelle (l'analyse des institutions et l'analyse des organisations) ont été développés séparément. Des travaux récents montrent l'intérêt d'articuler les deux afin de mieux comprendre comment le cadre institutionnel constitue « la matrice incitative » des comportements individuels. Nous mettons l'accent sur la notion de dispositifs micro-institutionnels à la suite d'une proposition récente de Ménard (2003). Cette question des dispositifs d'articulation trouve son intérêt à partir du moment où l'on prend en compte les coûts supportés par les autorités administratives et/ou judiciaires, c'est-à-dire les coûts associés à la conception, la mise en oeuvre et au fonctionnement du cadre institutionnel formel.

2.3.2.1 Certains apports récents de la littérature en économie néo-institutionnelle

Jusqu'à une période assez récente, le programme de recherche néo-institutionnel était constitué de deux volets de travaux quasiment indépendants (North, 1986). Le premier volet porté notamment par North (1991) reposait dans une large mesure sur des travaux d'histoire économique et insistait sur le rôle des institutions dans le niveau de développement des pays : coutumes, lois, règles politiques. Les travaux portant sur les explications de nature institutionnelle contrairement aux explications de nature technologique portant sur les dotations en facteurs notamment physiques dans les trajectoires de développement des pays entrent dans cette catégorie (Acemoglu, Johnson et al., 2002). Le second, plus micro-analytique et porté notamment par Williamson (1985), traitait de l'efficacité relative avec laquelle les structures alternatives de gouvernance – marchés, formes hybrides, hiérarchies – économisent les coûts de transaction.

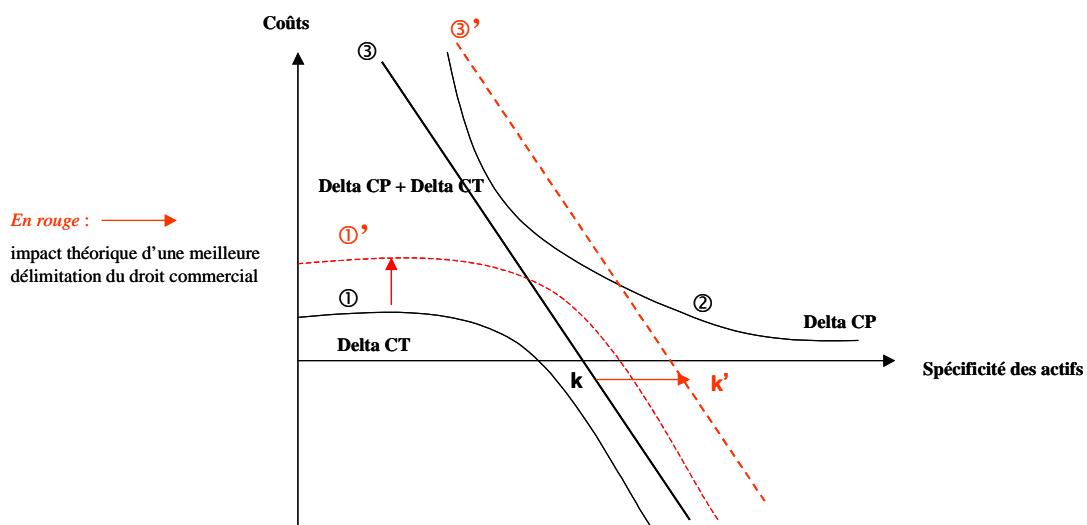
Le caractère progressif du programme néo-institutionnel reposait donc sur une séparation conceptuelle entre les institutions (en tant que règle du jeu) et les organisations (en tant que joueurs). Cette séparation correspond *grosso modo* aux niveaux 2 et 3 de l'analyse sociale⁵¹ qui, selon Williamson (2000), concernent en priorité le programme néo-institutionnel. Mais, aujourd'hui, l'enjeu en termes de recherche consiste à chercher, pour les uns et les autres, à relier les volets ou niveaux du programme néo-institutionnel (Joskow, 2005).

Pour les tenants de l'analyse des institutions, cela se traduit par la volonté de comprendre les déterminants du changement institutionnel, problématique largement initiée par North (1990) lui-même dans son ouvrage majeur intitulé « *institutions, changement institutionnel et performance économique* ». L'auteur y avance l'idée que c'est « *l'interaction continue entre les institutions et les organisations dans un contexte de rareté et de concurrence [qui] est la clé du changement institutionnel* ». Dans un texte plus récent, North (1993a) précise la manière dont ces interactions se produisent : principalement, en raison de « *la compétition entre les organisations [qui] les poussent à investir continuellement dans des compétences et des connaissances qui vont modeler leurs perceptions sur les opportunités à saisir et altérer progressivement les institutions dans le sens de davantage d'efficacité* ». Dès lors, le changement institutionnel est nécessairement incrémental, principalement mu par les progrès scientifiques et techniques, selon une trajectoire rappelant des mécanismes propres à un sentier de dépendance (Wallis et North, 1986).

⁵¹ L'analyse sociale comporte selon Williamson (2000) quatre niveaux emboîtés qui se distinguent par la fréquence des perturbations qui les affectent. Le premier niveau est qualifié de niveau d'encastrement social. Il présente une grande stabilité (>100 ans) et correspond aux règles/normes informelles comme les tabous, les coutumes. D'une stabilité inférieure, le deuxième niveau représente les règles formelles du jeu transactionnel, notamment les règles de propriété, les réglementations des Etats. Le troisième niveau représente la gouvernance, c'est-à-dire la manière dont le jeu transactionnel se joue. C'est le niveau de la TCT. Le quatrième niveau correspond à l'analyse de l'allocation des ressources par l'économie néo-classique. Il est affecté par des changements continus en fonction des fluctuations du niveau relatif des prix et des quantités demandées.

Pour les tenants de l'analyse des organisations, la problématique est un peu différente. La prise en compte du volet institutionnel pose la question de l'impact de l'environnement institutionnel (notamment les règles formelles) sur les choix organisationnels. En s'appuyant sur les travaux d'Aoki (1990) traitant du modèle de firme japonaise, Williamson (1991) propose d'analyser la question en considérant l'environnement institutionnel « *comme un 'locus' de paramètres qui sont de nature à induire des changements dans les coûts comparés de la gouvernance* » (p.294) (traduction personnelle). Les institutions constituent donc des déterminants additionnels aux déterminants traditionnels (i.e. spécificité, incertitude, fréquence) de l'arbitrage entre les structures de gouvernance destinées à encadrer les transactions. Cependant, plusieurs questions demeurent ouvertes à l'issue de la proposition de Williamson. Ces questions portent notamment sur sens dans lequel les facteurs institutionnels modifient (élèvent ou abaissent) les coûts de la gouvernance et l'ampleur des modifications (homogènes ou non) selon les structures de gouvernance considérées. En d'autres termes, l'impact des facteurs institutionnels peut modifier le niveau relatif des coûts mais également la forme des courbes comme le graphique n°6 ci-dessous l'illustre.

Graphique n°6 : Impact de l'environnement institutionnel sur le choix des structures de gouvernance



Source : d'après Williamson (1996)

Pour Williamson (1991), il s'agit donc de rechercher « *les supports institutionnels clés du fonctionnement des organisations* », ce qui permettrait de mieux apprécier par exemple les impacts supposés lors de changement institutionnel.

Dans certains cas, les supports institutionnels sont aisément identifiables et connus car ils font l'objet d'une attention particulière de la part des économistes. C'est par exemple la théorie des droits de propriété qui porte sur le niveau 2 de l'analyse sociale et aide à comprendre l'importance de la précision dans la délimitation des droits de propriété ainsi que leur protection par l'Etat dans le fonctionnement des organisations de marché. Le droit des contrats contribue par exemple à renforcer la crédibilité des engagements commerciaux pris par les agents privés et tend à abaisser les coûts de transaction du marché. Comme l'illustre le graphique ci-dessus, une meilleure délimitation des droits est susceptible de rendre le marché efficace pour des niveaux de spécificité des actifs plus élevés. A l'inverse, les restrictions aux accords commerciaux entre entreprises résultant de l'application du droit de la concurrence peuvent se comprendre comme allant à l'encontre d'une logique d'économie de coûts de transaction (Williamson, 1975).

Dans de nombreux autres cas, les facteurs institutionnels et les relations de causalité ne sont pas aussi bien identifiés. Il en va par exemple de l'impact des réglementations étatiques sur les performances des structures de gouvernance ou du rôle joué par les facteurs sociaux dans le développement (Callois, 2005).

Les relations réciproques entre les niveaux de l'économie néo-institutionnelle demeurent donc insuffisamment élaborées pour parler d'unification des deux volets du programme de recherche. Une tentative récente en ce sens – dont nous chercherons à évaluer la portée pour notre thèse – est la notion de micro-institution développée dans le cadre de travaux empiriques portant sur la fourniture de services collectifs locaux, en particulier relatifs à la distribution d'eau (Ménard, 2001b).

2.3.2.2 La notion de micro-institution

Ménard (2003) propose d'élaborer une théorie des institutions-relais où la notion de micro-institution serait le concept clé (cf. graphique n°7 ci-dessous). Cette proposition repose sur l'idée selon laquelle « *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 oeuvre de ces règles* ». L'analyse de ces dispositifs est, selon l'auteur, une pièce maîtresse du programme néo-institutionnel dans la mesure où ils visent à articuler « *les règles du jeu générales aux modes effectifs d'organisation des transactions* » (p.105).

Les micro-institutions sont définies comme « *des dispositifs d'accompagnement destinés à rendre effectives⁵² les règles* ». Dans la pratique il faut noter l'extrême diversité des formes concrètes que peuvent recouvrir les micro-institutions. Une instance ou une agence de

⁵² Il faut entendre, selon nous, le terme « effective » dans le sens « d'entrer en vigueur » plutôt que dans le sens « d'efficace ».

'régulation' peut être considérée comme une micro-institution⁵³ dans la mesure où par son activité, elle tend à préciser et rendre applicables des lois, des réglementations possédant un caractère général. Ces dispositifs ont donc vocation « à s'intercaler 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 » (p.114). Ils permettent une meilleure adaptation de l'activité transactionnelle aux règles globales (environnement institutionnel) et contribuent à réduire les « frictions » et les coûts de transactions supportés par les agents. Elles facilitent le jeu et l'activité transactionnels et devraient se traduire par une augmentation de la qualité et du volume de transactions.

Les dispositifs micro-institutionnels présentent en théorie deux caractéristiques. La première est la capacité à implémenter les règles. La seconde est la capacité à les faire respecter. Il s'agit donc d'assurer la crédibilité des engagements des parties tout en permettant une certaine flexibilité de l'accord.

La première justification renvoie à la notion « *d'enforceability* » qui correspond à « *la capacité d'implémenter*⁵⁴ *ex-ante des règles et des procédures de mise en œuvre réalisables* ». Les capacités cognitives des agents qui conçoivent les règles (législateurs, bureaucrates) étant limitées et les asymétries d'information parfois importantes entre régulateurs et agents régulés, les règles du jeu transactionnel sont généralement incomplètes dans la mesure où la nature et l'intensité des problèmes posés localement peuvent également différer du niveau auquel les règles sont élaborées. Le caractère incomplet des règles pose la question de la nécessité ou non de les adapter aux contextes locaux, dans un objectif d'efficience de l'activité transactionnelle des agents privés. Un des rôles des micro-institutions est alors d'adapter, de préciser en fonction des contextes locaux, les modalités d'application de ces règles.

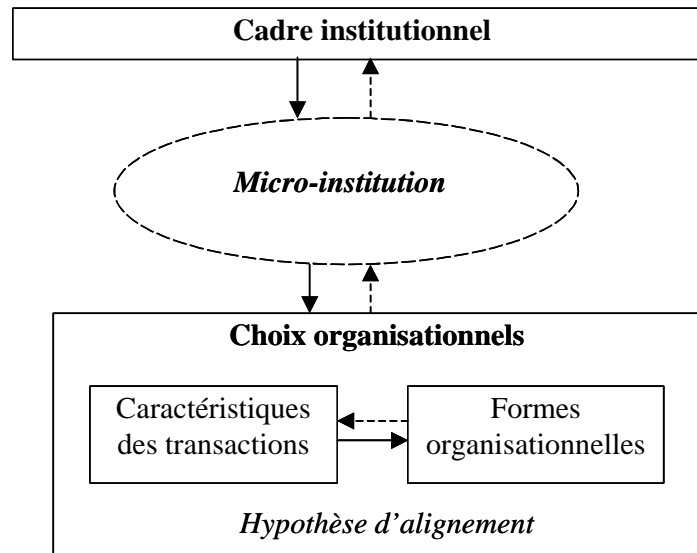
La seconde justification renvoie à la notion « *d'enforcement* » qui correspond à « *la capacité des dispositifs à rendre ces règles opérationnelles ex-post, de manière à sécuriser les transactions des agents* ». Les règles du jeu transactionnel sont imparfaites, l'information asymétrique et il peut devenir parfois intéressant de les transgresser. Lorsque l'on tient compte de l'opportunisme potentiel des agents réglementés, il ne suffit pas d'édicter une règle mais il est également nécessaire pour le réglementeur de mettre en place des dispositifs

⁵³ De ce point de vue, les micro-institutions se présentent aussi comme des « organisations ». Elles peuvent constituer des personnes morales sur le plan juridique, elles fonctionnent, en partie, selon des objectifs qui leur sont propres. Le terme de micro-institution entend toutefois refléter l'idée qu'elles se situent à l'articulation des organisations productives et des institutions formelles.

⁵⁴ L'Union européenne définit l'implémentation de la réglementation comme (1) la transposition, (2) l'application pratique et (3) l'enforcement des règles publiques (Glachant 2001). Cette définition correspond aux objectifs *ex-ante* et *ex-post* assignés aux micro-institutions.

complémentaires qui ont vocation à repérer et sanctionner les comportements de passagers clandestins.

Graphique n°7 : Les deux volets de l'économie néo-institutionnelle et leur articulation



Source : adaptée de Williamson (2000) et Joskow (2005)

Conclusion

L'intérêt de cette approche est de proposer une démarche « d'analyse institutionnelle comparative ». En ce sens, elle correspond tout à fait à la question posée dans la thèse qui est de discuter de l'efficacité relative des mécanismes destinés à coordonner la production de services environnementaux sous l'angle d'un critère de minimisation des coûts de production et de transaction. Alors que l'approche de la TCT a été appliquée à de nombreux domaines notamment de la qualité des produits agroalimentaires (Raynaud et Sauvée, 2000; Verhaegen et Van Huylenbroeck, 2001), elle ne l'a quasiment pas été au domaine de l'environnement et des ressources naturelles. Deux raisons peuvent expliquer l'absence d'impact de la TCT : (1) l'unité d'analyse, la transaction, qui n'est pas ajustée à la plupart des problèmes d'environnement qui concernent un nombre important d'agents, (2) la TCT se focalise sur le choix entre marché et hiérarchie alors que l'économie de l'environnement se centre sur l'intervention publique (décrétée comme solution à un problème de défaillances de marché) et le choix des instruments. Ces limites posent la question du pouvoir opérationnel du principe général énoncé par Coase (1960). La section suivante porte sur cette question et traite de l'adaptation de la démarche de la TCT au cas de la production de services environnementaux.

3 Section 3 - Un cadre d'analyse adapté à la production des services environnementaux

Le principe général énoncé par Coase (1960) consistait à recommander une « *analyse institutionnelle comparative entre des alternatives faisables* ». En réalité, force est de constater qu'il n'existe pas aujourd'hui de méthode opérationnelle permettant de comparer dans un contexte précis les coûts de transaction des différentes solutions envisageables. Selon Lévêque (2000), « *la boîte à outils de l'économie 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* ». Différents travaux font pourtant allusion à l'intérêt que peut présenter la TCT pour l'analyse de l'organisation de la fourniture de services environnementaux (Richards, 2000; Beckmann, 2002; Hagedorn, Arzt et al., 2002; Paavola et Adger, 2005). L'originalité de ta thèse est d'examiner l'intérêt et la portée de la démarche de la TCT, en s'attachant, comme le fait Williamson (1991), à définir d'abord les caractéristiques des transactions de services environnementaux, puis à se demander quelles sont les structures de gouvernance aptes à coordonner leur production. Pour traiter cette question, notre démarche consiste à adapter l'approche de la TCT en tenant compte des travaux menés en économie de l'environnement et des ressources naturelles i.e. « *élargir l'économie des coûts de transaction à d'autres transactions, comme les problèmes d'externalité* » c'est-à-dire à mettre en évidence « *leurs caractéristiques contractuelles latentes* » (Williamson, 2002, p.6). La présente section commence par discuter la pertinence de l'unité d'analyse de la TCT (i.e. la transaction réalisée dans le cadre d'une relation bilatérale entre firmes privés) car la fourniture d'un service environnemental met en jeu fréquemment une pluralité d'agents économiques juridiquement autonomes (section 3.1). Il s'agit ensuite d'« *identifier toutes les formes de risques contractuels* » lesquels résultent des « *implications combinées des caractéristiques des transactions* » (Williamson, 1994, p.5). Nous précisons les caractéristiques des transactions de services environnementaux (section 3.2) et traiterons des modes de coordination possibles pour leur production (section 3.3). Enfin, nous traiterons du rôle de l'environnement institutionnel et de la notion de micro-institution (section 3.4).

3.1 Caractéristiques des biens de nature en jeu et pertinence de la transaction bilatérale comme unité d'analyse

L'unité d'analyse de la TCT (ie. la transaction bilatérale entre deux agents économiques juridiquement autonomes pour l'échange d'un bien privé) correspond de façon imparfaite aux problèmes soulevés par la production de services environnementaux. En effet, le problème de coordination posé dépendra des droits de propriété sur les biens de nature en jeu et du nombre des agents concernés. Cette section est consacrée à ces deux dimensions et discute des limites

de la transaction comme unité d'analyse pour traiter de la production de services environnementaux.

3.1.1 Les droits de propriété sur les biens de nature en jeu

La plupart des biens de nature en jeu dans la production de services environnementaux ne sont pas appropriables pour des raisons légales. En France, « *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 (...)* »⁵⁵. On ne peut par exemple obtenir un droit de propriété privée sur l'air ou un paysage (Kirat, 1999).

Selon Anderson et Libecap (2006), l'absence de droits de propriété privée sur les biens de nature ou les restrictions légales à leur appropriation les rendent non excludables, à l'origine de la tragédie des communs étudié par Hardin (1968). Comme l'indique Lévêque (2004, p.79), « *le problème pratique que posent de tels biens est celui du manque d'incitations des entrepreneurs à les produire. Ils savent à l'avance qu'ils auront du mal à se faire payer* » en raison de la possibilité pour les consommateurs de se comporter en passager clandestin et de ne pas participer au financement du bien. Il s'agit d'un problème de « hold-up » similaire à celui provoqué par le caractère spécifique des actifs investis. Ainsi, selon Williamson (2005, p.33-34 et 43), les droits de propriété légaux sont « *susceptibles de jouer un rôle similaire à celui de la spécificité*⁵⁶ *des actifs* ». Autrement dit, le caractère appropriable des biens de nature en jeu détermine le problème de coordination selon les mêmes mécanismes économiques que la spécificité des actifs, conduisant à un problème de sous-investissement privé.

Même dans les cas où les biens sont appropriables, des problèmes de délimitation des droits d'usage peuvent se poser. En effet, « *différentes utilisations d'une chose peuvent appartenir à des personnes distinctes ; il y a alors autant, du point de vue de l'économiste, de droits de propriété économiques alors que le système juridique ne reconnaît normalement qu'un seul droit de propriété sur une chose* » (Lemieux et Mackaay, 2001). Dans le cas du sol, l'appropriation privée existe mais tous les droits d'usage ne sont pas clairement délimités. Il serait extrêmement coûteux voire techniquement impossible (coûts de protection légale très élevés) de le faire compte tenu du caractère multidimensionnel de ce bien et des propriétés (non rivalité, non excludabilité) de certaines de ses caractéristiques utiles (Hagedorn, Arzt et

⁵⁵ Article L.200-1 du Code rural.

⁵⁶ La formulation de cette proposition s'appuie sur les travaux de Dixit (2004, The Economics of Lawlessness) qui montre que lorsque les autorités publiques ne parviennent pas à protéger certains droits de propriété alors cela se traduit quasi-systématiquement par l'instauration d'un ordre privé.

al., 2002). Prenons le cas de la production de paysage pour laquelle le sol est le bien de nature support. Le problème pratique qui se pose est celui du manque d'incitations des agriculteurs à produire du paysage. Ils savent à l'avance qu'ils rencontreront des obstacles à la rémunération de cette activité en raison de la possibilité pour les bénéficiaires de se comporter en passager clandestin. L'appropriation du bien support ne suffit pas, il serait nécessaire de contrôler également les « points pour voir », c'est-à-dire être capable d'exclure les agents qui n'ont pas participé au financement du service.

Les problèmes d'incitation à investir dans la production de services environnementaux ne relèvent donc pas seulement de l'impossibilité à s'approprier les biens de nature en jeu mais également de la délimitation imparfaite des droits d'usage de ces biens. Le type de bien de nature et l'insuffisante délimitation des droits de propriété sur de tels biens déterminent également le nombre et les types d'agents concernés par le problème environnemental.

3.1.2 Le nombre d'agents ou groupes d'agents concernés

Dans la production de services environnementaux (cf. section 1), l'amélioration ou le maintien en l'état de certaines des caractéristiques utiles de biens de nature comme le caractère potable des eaux souterraines, le caractère fertile des sols ou encore le caractère respirable de l'air, se situent au cœur des enjeux. Le service environnemental est alors « demandé » et « produit » par un nombre variable d'agents (cf. tableau n°7, page suivante). En fonction du type de biens – eau, sol, air – et des caractéristiques utiles objet de dégradation (potabilité, fertilité, odeurs), le nombre et les types d'agents concernés (demandeurs et offreurs) seront plus ou moins grands. En fait, en dehors de rares cas comme celui étudiée par Coase (1960) relatif à l'entente entre deux firmes pour régler un problème de nuisances (par exemple, le rejet des tanins dans une rivière), la fourniture d'un service environnemental met en jeu un nombre plus ou moins important d'agents économiques juridiquement autonomes. Il y a alors plus d'un type de transactions impliquées, et ceci, à des échelles territoriales qui peuvent être différentes. Ces problèmes ont été peu abordés par la théorie mais nous essaierons d'en tenir compte et d'étudier les transactions bilatérales liées à la fourniture de services environnementaux en ne les déconnectant pas les un(e)s des autres.

Tableau n°7 : Le dimensionnement de la production des services environnementaux

	Un prestataire	Plusieurs prestataires
Un bénéficiaire commanditaire du service	<i>Cas d'un service d'entretien des espaces verts privés</i> <i>Cas de l'équipement des ménages en adoucisseur d'eau ou de l'équipement des automobiles avec des systèmes de filtration de l'air intérieur</i>	<i>Cas de la préservation d'une ressource en eau appropriée (Vittel)</i>
Plusieurs bénéficiaires représentés par un commanditaire unique	<i>Cas d'un service collectif de traitement de déchets ménagers</i>	<i>Cas de la production de services environnementaux par les agriculteurs (paysage)</i>

Source : adapté de Lévêque (2004)

Dans certains cas comme celui d'une nuisance sonore ponctuellement émise par une usine, le dommage est circonscrit géographiquement et temporaire. La dégradation ne présente pas un caractère durable ou irréversible. Les types d'agents concernés peuvent se réduire à deux : le propriétaire de l'usine d'un côté et les riverains de l'autre. Dans ce cas, il n'y a qu'un seul type de transaction et le problème de coordination peut se réduire à un accord bilatéral entre le propriétaire de l'établissement et le groupe d'habitants concernés. Dans ce type de cas, il n'existe pas de difficultés à circonscrire le problème environnemental. Le périmètre spatial et temporel est bien délimité, dans la mesure où un nombre réduit et aisément identifiable d'agents est impliqué sur une période de temps limitée. Le problème de coordination peut se réduire à un marchandage coasien.

En revanche, dans d'autres cas, le problème environnemental posé est plus complexe et ne peut être circonscrit de manière aussi claire. Prenons le cas des émissions polluantes d'une automobile. Ces émissions participent à l'effet de serre et concernent de ce point de vue la société dans son ensemble mais aussi les générations futures. Elles dégradent également la qualité des eaux de ruissellement. Elles participent à la dégradation de l'air urbain et concernent les piétons en ville mais également les propriétaires riverains des voies de circulation qui voient leur environnement dégradé. Compte tenu du nombre extrêmement élevé des émetteurs mais également de l'hétérogénéité des récepteurs (la société, les piétons, les riverains) dont les revendications ne sont pas forcément les mêmes, le problème est extraordinairement complexe. Les solutions envisageables sont de plusieurs types. Chacun peut essayer de se prémunir des dégradations, selon la valeur qu'il accorde à la qualité de l'air, comme c'est le cas des automobilistes qui équipent leur véhicule avec des systèmes de filtration de l'air intérieur ou alors les cyclistes qui utilisent des masques dans certaines grandes villes notamment au Japon. Mais de telles solutions ne suppriment pas le problème et ne sont pas nécessairement efficaces d'un point de vue global. Seul des accords réglementaires plus généraux avec l'industrie automobile et portant sur les normes de rejets des véhicules peuvent avoir un impact significatif. Dans de tels cas complexes, plusieurs

biens de nature peuvent être concernés (ici air et eau) et plusieurs caractéristiques utiles sont dégradées en même temps. Les horizons temporels peuvent également être longs impliquant les générations futures qui supporteront, pour partie, les conséquences des actions actuelles. L'irréversibilité de la dégradation, sa dangerosité pour la santé humaine détermine également le problème de coordination. Un grand nombre d'agents est alors susceptible d'être concerné et le problème de coordination ne se réduit pas à une transaction bilatérale ni à une communauté restreinte mais touche à bien des égards la société dans son ensemble.

Au total, le nombre des agents concernés par le problème a un rôle important dans le choix du mode de coordination. Dans le cas où le service est produit par plusieurs prestataires à la demande d'un grand nombre de bénéficiaires (fédérés par exemple au sein d'un commanditaire unique), alors les transactions ne devraient pas être efficacement encadrées par des contrats de marché classiques mais requérir des mécanismes de coordination *ex-ante* des actions pour produire un effet utile. Cependant, même lorsque le service est produit par un prestataire unique, il ne faut pas conclure d'emblée à l'efficacité des mécanismes concurrentiels pour encadrer les transactions parce que le choix du mode de gouvernance va alors dépendre du contexte favorable ou non à un comportement opportuniste des agents (présence d'actifs spécifiques), de la fréquence et des incertitudes.

Ainsi, au-delà des caractéristiques des biens de nature en jeu et du nombre et type d'agents concernés par le problème environnemental posé, il existe d'autres dimensions sur lesquelles la TCT met l'accent et permettant d'expliquer le choix des structures de gouvernance susceptibles de convenir pour encadrer la production de services environnementaux.

3.2 Les caractéristiques des transactions de services environnementaux

Cette section est consacrée à l'analyse des caractéristiques des transactions de production de services environnementaux. Généralement analysés sous l'angle des défaillances de marché en général et des externalités en particulier, nous soutenons que la plupart des problèmes d'environnement peuvent faire l'objet d'un réexamen en termes de « *caractéristiques contractuelles latentes* » comme l'a proposé Williamson (2002, p.6). Du point de vue de l'analyse néo-institutionnelle, les services environnementaux constituent une catégorie analytique hétérogène. Leur production pose, à des degrés divers, des problèmes de contractualisation de trois types : (1) incitations à investir, (2) crédibilité des engagements et (3) inadéquation des contrats aux perturbations exogènes aux transactions. Nous commençons par discuter du caractère spécifique ou non des actifs nécessaires pour produire le service environnemental, puis nous analysons d'autres dimensions comme la fréquence et l'incertitude.

3.2.1 La spécificité des actifs physiques et humains

Il n'existe pas une technologie « environnementale » unique. La technologie employée pour produire des services environnementaux est une combinaison de facteurs de production : actifs physiques et humains qui se caractérisent chacun par un degré variable de spécificité. Le caractère redéployable des actifs physiques et humains incorporés dans les technologies de production de services environnementaux dépend du service considéré.

Cependant, la TCT met l'accent sur le fait qu'une partie des actifs physiques nécessaires à la production des services environnementaux doit être ancrée dans le sol et présente une spécificité de site. C'est le cas par exemple de la fourniture de services qui nécessite des investissements dans des réseaux terrestres (de collecte des eaux usées) ou des équipements fixes comme ceux nécessaires à la construction d'une station d'épuration (STEP), d'un incinérateur ou d'un centre de stockage des déchets. « *Une fois installés, ces investissements sont très difficilement redéployables sur d'autres activités ou d'autres sites* » (Ménard et Saussier, 2003). En revanche, la production d'autres types de services environnementaux nécessite uniquement des actifs physiques mobiles ou génériques. C'est le cas du matériel de taille et de fauche nécessaire à l'entretien des haies et des paysages ruraux. Ces matériels ne sont pas spécifiques et peuvent être redéployés vers d'autres activités notamment agricoles ou privées d'entretien d'espace vert.

Une autre dimension sur laquelle met l'accent la TCT est le caractère spécifique des compétences incorporées dans les technologies de production de services environnementaux, et dont témoigne l'existence d'une activité de recherche-développement dans le secteur des services environnementaux. Un groupe privé comme Suez dit consacrer annuellement 120 millions d'euros à ces dépenses notamment pour améliorer les techniques de dépollution des eaux (rapport d'activité 2004). Ces connaissances ne sont pas redéployables d'un secteur à l'autre. Mais la TCT ne s'en tient pas seulement aux activités de recherche et développement. Elle traite également des problèmes d'asymétries (entre prestataires) lors du renouvellement des contrats quand l'expérience acquise par le prestataire du service au cours de la réalisation du contrat n'est pas aisément redéployable. Il y a plusieurs raisons à cela : connaissances développées sur les spécifications des matériels utilisés pour produire le service, connaissances fines développées sur le fonctionnement des biens de nature en jeu comme le régime des eaux, la texture des sols, le climat, etc.. Lors du renouvellement du contrat, le prestataire en place connaît mieux que les autres les attentes du commanditaire et il n'est alors pas nécessaire de spécifier certaines dimensions du service dans le contrat. Il en découle des relations de dépendance accrue entre commanditaire et prestataire du service qui dépendent du service environnemental considéré, des biens de nature en jeu et de la difficulté à produire l'effet utile recherché.

Pour choisir les arrangements susceptibles d'encadrer les transactions de production de services environnementaux, la TCT met donc l'accent sur le caractère localisé et ancré d'une

partie des actifs physiques et la spécificité des actifs humains incorporés dans les technologies de production.

Il s'ensuit les deux propositions suivantes selon lesquelles (1) *une transaction de service environnemental impliquant le développement d'actifs spécifiques n'est pas efficacement encadrée par des contrats classiques*. De plus, les différents types de spécificité n'ont pas les mêmes implications contractuelles. (2) *Alors que les transactions marquées par une spécificité de site (actifs immobiliers) poussent de manière prépondérante au choix du contrat administré, les transactions impliquant des actifs physiques mobiles peuvent être coordonnées efficacement par des mécanismes concurrentiels*.

Cependant, l'examen de la plus ou moins grande spécificité des actifs ne suffit pas et le choix du mode de gouvernance dépend aussi de la fréquence avec laquelle les transactions se réalisent et les incertitudes qui pèsent sur le comportement des agents impliqués.

3.2.2 La fréquence

Pour l'analyse de la production de services environnementaux, la TCT considère une deuxième caractéristique qui est la fréquence de réalisation des opérations techniques requises pour améliorer ou maintenir l'état des caractéristiques utiles des biens de nature en jeu. La fréquence dépend du type de dégradation et des biens de nature en jeu.

Certains biens comme la qualité de l'air ou des eaux font l'objet de dégradations continues de la part d'activités humaines multiples. Par exemple, la préservation du caractère potable des nappes phréatiques fait l'objet d'une multitude de transactions récurrentes qui permettent de le recouvrer.

Dans d'autres cas, parce que les dégradations sont ponctuelles (cas d'une pollution accidentelle) ou que l'amélioration de l'état des caractéristiques utiles du bien est temporaire (cas d'une haie qui nécessite d'être taillée annuellement pour maintenir ses caractéristiques esthétiques), les transactions seront peu fréquentes.

3.2.3 Les incertitudes

Une dernière caractéristique importante sur laquelle la TCT met l'accent dans la production de services environnementaux est la notion d'incertitude qui détermine, d'une part, les besoins de flexibilité des arrangements qui encadrent les transactions et, d'autre part, les besoins de contrôle des comportements opportunistes. La notion d'incertitude nécessite cependant d'être déclinée. Dans ce qui suit, nous commençons par examiner les problèmes contractuels que posent les incertitudes sur l'évaluation monétaire de la demande de services

environnementaux. Nous analysons ensuite les problèmes contractuels soulevés par la complexité des transactions et le caractère mesurable ou non de la qualité du service rendu.

3.2.3.1 L'incertitude sur l'évaluation de la demande des biens de nature

Les biens de nature sont pour la plupart des biens non marchands pour lesquels l'information sur la valeur n'est pas contenue (même de façon imparfaite) dans un signal-prix. Cela pose un problème de connaissance des préférences des usagers pour ces biens. Ce problème rejoint, comme déjà soulignée dans une section précédente, la question de l'évaluation des bénéfices d'un bien non marchand et celle du financement de services qui visent une amélioration ou un maintien en l'état des caractéristiques utiles de biens de nature.

L'évaluation est d'abord incertaine parce que les biens de nature font l'objet d'usages multiples et donc concernent généralement plusieurs agents ou groupes d'agents en même temps. A l'exemple des usages du sol qui multiples à la fois agricoles mais ayant un rôle dans les écosystèmes ou encore le régime des eaux. Autrement dit, il est difficile de connaître l'ensemble des coûts (dommages) et des bénéfices collectifs associés aux services environnementaux impliquant un tel actif.

Mais nous souhaitons aussi insister sur le fait que l'évaluation effectuée est très souvent dépendante de l'état des connaissances scientifiques et des progrès techniques accomplis. En effet, l'information se modifie sans cesse, principalement en raison des découvertes/révélation scientifiques et techniques qui conduisent les sociétés à prendre conscience de la rareté (menaces d'épuisement) des biens de nature ou des impacts négatifs ou positifs de certaines des actions humaines. Ce processus de révélation se fait généralement de manière heurtée et non progressive. Il en découle des perturbations parfois importantes et rapides du niveau de la demande sur les biens de nature qui perturbent les anticipations des agents.

L'évaluation des dommages environnementaux est également incertaine en raison des incertitudes scientifiques sur la dangerosité des actions entreprises par l'homme. Le traitement des déchets nucléaires constitue un bon exemple de la manière dont peut évoluer à moyen terme l'évaluation des dommages. Ce problème, déjà souligné par Weitzman (1974), conduit à privilégier les modes de coordination qui permettent aux agents concernés de s'adapter rapidement à des changements dans la valeur des biens : si la société dans son ensemble est concernée alors la coordination par la réglementation sera plus efficace.

Réduire ces incertitudes nécessite des coûts de transaction, par exemple pour mesurer et évaluer la dégradation de l'environnement, rassembler l'information adéquate. Cette propriété est étroitement reliée à la suivante qui porte sur la complexité des transactions.

3.2.3.2 La complexité du service

La complexité renvoie à la possibilité ou non de « *spécifier ex-ante les étapes techniques qui président à la réalisation de la transaction* » (Brousseau, 1993), c'est-à-dire ici les étapes qui président à l'amélioration des caractéristiques utiles des biens de nature en jeu.

Dans certains cas, ces étapes ne sont pas connues avec précision parce que les relations de causalité des écosystèmes sont complexes (Hagedorn, Arzt et al., 2002) et qu'il demeure des incertitudes scientifiques sur les mécanismes notamment écologiques qui conduisent aux dégradations de l'environnement. En effet, nombre de problèmes environnementaux sont multidimensionnels dans la mesure où plusieurs biens de nature sont généralement concernés en même temps (air, eau, sol, etc.), différentes échelles spatiales peuvent être emboîtées, les relations de causalité (modèle d'impacts) sont rarement linéaires. Pour toutes ces raisons, les étapes qui président à la réalisation d'un service environnemental peuvent être difficiles à spécifier. C'est le cas par exemple pour la perte de biodiversité dans les espèces animales ou végétales non cultivées. Les scientifiques savent que la destruction des habitats de ces espèces explique largement le phénomène mais de multiples facteurs sont impliqués. Cela pose un problème général d'incitation à financer la production de services environnementaux dans ce domaine parce que les commanditaires potentiels ne connaissent pas les étapes techniques qui conduisent avec certitude au maintien des espèces concernées.

En revanche, dans d'autres cas, ces étapes sont connues et peuvent être décrites de manière claire. Les contrats de production de paysage (par exemple de taille des haies) contiennent des clauses claires relatives aux périodes d'intervention sur la végétation, au type de matériel utilisé, aux hauteurs de taille (Collart-Dutilleul, 1999). De telles clauses sont aisément observables et ne posent pas de problème d'interprétation par le juge en cas de litiges. Un autre exemple est celui de la dégradation de la qualité des eaux des nappes phréatiques. Les relations de causalité entre le dommage et les activités agricoles notamment de fertilisation azotée des cultures sont bien connues. Il est alors possible d'établir des contrats limitant les quantités d'azote totales épandues par les agriculteurs (factures d'achats) et définissant de nombreux autres paramètres comme la fréquence ou les périodes d'épandage des engrais azotés (Brossier et Gafsi, 1997).

Cependant, même dans les cas où les relations de causalité entre les activités humaines et la dégradation de l'environnement sont connues et où il est possible de spécifier les étapes techniques qui président à la réalisation du service environnemental, des problèmes contractuels demeurent. Ces problèmes sont liés au fait que le prestataire peut, en dépit d'un cahier des charges précis, se comporter de manière opportuniste lorsque la qualité du service rendu n'est pas mesurable.

3.2.3.3 La mesurabilité de la qualité du service rendu

A la suite de Barzel (1982), la TCT met également l'accent sur le fait « *les gens n'échangent que s'ils perçoivent que ce qu'ils obtiennent est de plus grande valeur que ce qu'ils donnent* », et que « *ces perceptions se forment à la condition que les attributs des biens [ou services] échangés soient mesurables* ». Le caractère mesurable de la transaction renvoie à la possibilité ou non pour le commanditaire d'observer la qualité du service rendu afin de s'assurer que le résultat obtenu est conforme à l'objectif et que ce résultat a été obtenu au moindre coût. Le plus souvent, cela passe par une étape *ex-post* d'évaluation (i.e. mesure et jugement par rapport à un critère défini *ex-ante*) permettant de contrôler la qualité du service rendu (i.e. observables à des coûts réduits).

Dans le domaine de l'environnement, ce caractère mesurable pose potentiellement problème dans la mesure où les effets utiles des services environnementaux peuvent tarder à se produire (Brown, 2000). En dehors de rares cas comme la production de paysage où les effets sont immédiats, tangibles et donc aisément observables, les services environnementaux posent des problèmes de mesure⁵⁷ à des degrés certes divers. Si la qualité du service rendu n'est pas mesurable alors l'attention du commanditaire portera sur le contrôle des actions entreprises par le ou les prestataire(s) en s'assurant que ces actions rendent compte, avec le plus de précision possible, du résultat environnemental attendu (renvoie alors au problème de complexité de la transaction).

Cependant le caractère observable du service rendu ne suffit pas et ne permet pas de se prémunir des risques d'opportunisme du ou des prestataires. Bien que mesurable, la réalisation de la transaction peut poser des problèmes de contractualisation associés au fait qu'il peut être difficile de déterminer la part réelle des efforts entrepris par chacun des prestataires dans le résultat environnemental final. Ce problème de mesure est bien connu dans la littérature sur l'évaluation des politiques publiques et qualifié de problème de « *mesure des effets propres* » (Toulemonde, 1997). Dans le cas qui nous occupe, ce problème peut provenir du fait que la réalisation d'un objectif environnemental peut dépendre de nombreux paramètres, lesquels ne sont pas tous connus avec précision par le commanditaire du service environnemental (Hagedorn, Arzt et al., 2002, p.8). C'est le cas des efforts réalisés par les agriculteurs pour limiter la dégradation de la qualité des eaux des nappes phréatiques par la percolation des engrais azotés dans le sol. Si l'on ajoute à cet exemple le fait que le bénéfice attendu dépend également des efforts entrepris par les autres agriculteurs concernés, alors il est aisé de comprendre que le repérage des comportements de passager clandestin pose problème. De plus, comme déjà souligné dans une section précédente traitant des problèmes

⁵⁷ Notons que le caractère non mesurable peut expliquer les incitations plus fortes à investir dans des services dont la qualité est aisément observable et pour lesquels les effets sont immédiats comme les services de dépollution des eaux souterraines avant distribution. A l'inverse, les incitations semblent plus faibles dans les services dont les effets seront plus longs à se faire sentir comme la protection de la ressource en eau.

de pollution diffuse, les résultats environnementaux résultant d'un même niveau d'effort individuel peuvent être d'ampleur différente selon le contexte : les conditions climatiques du moment, la profondeur de la nappe, la composition des roches superficielles, les efforts entrepris par les autres agriculteurs sur la zone de captage, etc. Le commanditaire du service ne peut donc faire dépendre la rémunération du prestataire de la qualité du service rendu. En effet, si le résultat environnemental d'une même action et donc les bénéfices qu'un commanditaire peut en retirer changent selon les contextes, alors la question se pose de la mesure des efforts individuels et de l'attribution des paiements sur la base de la contribution de chacun des prestataires à la réalisation de l'objectif environnemental. Les arrangements contractuels reposent donc sur la possibilité pour le commanditaire de pouvoir mesurer les attributs du service, seuls les attributs mesurables pouvant être contractualisés.

Au final, retenons que les incertitudes qui entourent la production de services environnementaux posent des problèmes contractuels de plusieurs natures. Les incertitudes sur l'évaluation de la demande posent des problèmes d'adaptation des contrats. Selon les cas, la réalisation d'un objectif environnemental (i.e. amélioration des caractéristiques utiles des biens de nature en jeu) peut se révéler complexe, ne permettant pas de spécifier dans le cadre d'un contrat toutes les dimensions du service rendu. Il est alors peu probable que la production de tels services puisse être efficacement encadrée par des mécanismes concurrentiels si des actifs spécifiques sont investis. Toutefois, même dans le cas où le commanditaire sait précisément ce qu'il faudrait faire, la transaction demeure soumise à des risques contractuels si le prestataire bénéficie d'un avantage informationnel sur le commanditaire lié au fait que la qualité du service rendu n'est pas observable par ce dernier.

Il s'ensuit la proposition suivante qui énonce que, *la coordination des transactions entachées d'incertitudes (complexe et/ou peu mesurable), est plus efficacement assurée par des mécanismes réglementaires que par des mécanismes concurrentiels, toutes choses égales par ailleurs.*

3.2.4 Conclusion

Le choix des arrangements susceptibles d'encadrer efficacement les transactions est à raisonner au cas par cas. Ce choix dépend d'abord du nombre des agents concernés par la dégradation de l'environnement et des droits de propriété sur les biens de nature en jeu qui posent le problème des incitations à entreprendre la réalisation d'un service environnemental et à le financer. L'examen des caractéristiques des transactions permet de mettre en évidence les risques contractuels auxquels est soumise la production de services environnementaux. Il se dégage de l'analyse les points suivants : la spécificité des actifs physique et humain conjuguée à la fréquence et l'incertitude détermine le choix des arrangements contractuels efficaces. Du point de vue de l'économie des coûts de transactions, les services environnementaux apparaissent comme une catégorie hétérogène qui pose à des degrés divers

des problèmes contractuels de (1) sous-investissement, (2) crédibilité des engagements, (3) défauts de coordination. Différentes structures de gouvernance sont *a priori* possibles pour encadrer ces transactions. Examinons maintenant de quelle manière le choix des structures les plus efficaces résulte des implications combinées des caractéristiques des transactions que nous avons identifiées.

3.3 Les structures de gouvernance des transactions de services environnementaux

A la suite de Coase (1960), les structures de gouvernance susceptibles de convenir pour encadrer les transactions de services environnementaux sont au nombre de quatre (par ordre de coûts de transaction croissants) : l'internalisation des nuisances par fusion des activités au sein de la firme, la négociation décentralisée entre les parties, la réglementation gouvernementale et le laisser-faire. Cette section discute de la possibilité de rapprocher ces solutions du classement proposé par Williamson (1985) et de la correspondance entre caractéristiques et modes de coordination des transactions de services environnementaux sur la base d'un principe d'alignement et à l'exemple de ce qu'ont réalisé Crocker et Masten (1988) pour les transactions de services publics (cf. graphique n°5, section 2.3.1.5. de ce même chapitre). L'enjeu est de hiérarchiser les facteurs explicatifs : nombre des agents concernés, droits de propriété, spécificité des actifs et incertitude. Chaque structure de gouvernance est présentée en tenant compte de deux critères. Le premier est un critère juridique et correspond au maintien ou non de l'autonomie des parties impliquées (Ménard, 2004b). Le second critère porte sur l'aptitude relative des structures de gouvernance à minimiser les risques contractuels (ie. sous-investissement, crédibilité des engagements, défauts de coordination) et la manière dont sont combinées plusieurs catégories de mécanismes de coordination (ie. incitation, contrôle, adaptation et règlement des litiges).

3.3.1 La fusion des activités au sein de la firme

Une des solutions proposées par Coase porte sur l'intégration des activités (ou internalisation des effets externes) par fusion des entreprises dès lors que les coûts d'une telle réorganisation sont inférieurs aux coûts de transaction par le marché. Cette solution de coordination intra-firme de Coase correspond à la structure hiérarchique discutée par Williamson. En théorie, elle protège efficacement les transactions impliquant des actifs hautement spécifiques, récurrentes et entachées d'incertitude. L'autre avantage de cette structure est qu'elle permet des adaptations coordonnées et rapides aux changements dans la mesure où les décisions sont centralisées et reposent sur un pouvoir hiérarchique.

En pratique, les coûts de l'intégration diffèrent en fonction des caractéristiques des problèmes posés : nombre et types d'agents, localisation, capacités financières des parties, etc. Appliquée aux problèmes d'environnement, la solution de la fusion présente un intérêt lorsque le problème posé implique un nombre limité d'agents à intégrer. Elle suppose en outre que la réunion des activités engendre des économies de gamme compensant les coûts de l'intégration. L'exemple canonique est celui de l'agriculteur qui intègre une activité d'élevage de ruches pour internaliser les effets positifs de la pollinisation des abeilles. En revanche, cette solution comporte des limites importantes dans les situations qui présentent une forte asymétrie, par exemple lorsque plusieurs firmes dispersées (comme dans le cas déjà détaillé de la pollution diffuse) émettent des nuisances. Enfin, mentionnons le faible intérêt de cette solution lorsque le problème environnemental posé ne concerne pas uniquement des firmes mais également des ménages.

3.3.2 La négociation décentralisée entre les parties concernées : les arrangements contractuels encadrés par des mécanismes concurrentiels

La solution coasienne de la négociation décentralisée entre les parties (parfois également dite coordination inter-firme ou solution du marchandage) correspond à une forme de contractualisation privée où les parties demeurent juridiquement autonomes. En théorie, cette solution convient pour des transactions impliquant un petit nombre d'agents parce que la « dimension » du problème posé va déterminer les coûts notamment d'information et de négociation entre les parties concernées (Libecap, 1989). En fait, lorsque la négociation décentralisée aboutit, les arrangements trouvés par les parties peuvent être très différents : des contrats classiques ou des contrats de long terme selon la combinaison des caractéristiques des transactions. Le degré de spécificité des actifs impliqués, la complexité et le caractère mesurable du service rendu vont alors déterminer le type d'arrangement contractuel susceptible de convenir.

Selon Anderson (2004), un autre avantage théorique de cette solution est de permettre une révélation des préférences individuelles pour les biens de nature non marchands en jeu ; cette proposition est assise sur l'idée discutée par Hayek (1945) selon laquelle un processus de décision décentralisé fournit, par rapport à un processus de décision centralisé, une information plus riche sur les valeurs que les individus accordent aux caractéristiques utiles des biens de nature en jeu. Elle peut donc convenir lorsque le service vise des caractéristiques utiles pour lesquelles les individus disposent d'un avantage informationnel, c'est-à-dire aisément mesurable par eux. C'est le cas pour des dommages causés à des biens marchands ou certaines nuisances olfactives, sonores affectant les fonctions d'utilité d'un nombre limité d'agents mais ne présentant pas de danger particulier pour la santé humaine ni de caractère irréversible pouvant impliquer les générations futures. Un exemple souvent repris de négociation bilatérale est celui qui avait opposé Volvo et British Petroleum en Suède (Baumol et Oates, 1988). Le constructeur automobile constatant que ses carrosseries étaient corrodées

par suite des émissions de la raffinerie quand le vent soufflait dans sa direction, avait obtenu de cette dernière qu'elle ne poursuive ses activités que lorsque le vent soufflait dans la direction opposée. Cependant, pour Bontems et Rotillon (2003), cet exemple illustre la difficulté de la coordination quand un grand nombre d'agents est concerné. L'accord exclut complètement les habitants de la ville voisine qui subissent également la dégradation de l'atmosphère. Le contrat administré aurait alors pu être une solution globalement plus efficace.

La négociation décentralisée présente donc de nombreuses limites car elle suppose que le problème environnemental soit bien circonscrit, que les individus soient les mieux informés sur les dommages qu'ils subissent et que les droits d'usage aient été préalablement définis comme support institutionnel de la contractualisation. Une autre faiblesse réside dans sa capacité à assurer la crédibilité des engagements d'agents demeurés autonomes mais qui peuvent être tentés de se comporter de manière opportuniste lorsque le contexte est favorable (i.e. actifs spécifiques investis, difficulté à spécifier le service, à observer la qualité du service rendu). On peut donc penser que l'accord entre Volvo et British Petroleum fut possible, d'une part, parce que l'évaluation monétaire des dommages causés à Volvo était aisée, d'autre part, parce que l'accord reposait sur des clauses simples et facilement observables limitant les risques (du point de vue de Volvo) de comportements opportunistes de la part de British Petroleum. Mais on peut également se demander si les réorganisations du fonctionnement (technique) interne de la raffinerie n'ont pas nécessité des investissements dans des actifs spécifiques : par exemple des actifs dédiés comme des équipements de stockage supplémentaires pour permettre à la raffinerie d'interrompre ses activités durant les périodes de vent contraire. Il est alors probable que British Petroleum a demandé des garanties contractuelles à Volvo afin de réaliser un tel investissement. Nous ne connaissons pas suffisamment le cas pour trancher cette question. En revanche, il est possible d'avancer l'idée que la solution de la négociation décentralisée recouvre, en réalité, différents types d'arrangements contractuels de plus ou moins long terme, choisis en fonction de la nécessité d'investir ou non dans des actifs spécifiques, de la possibilité ou non d'observer à faible coût la qualité du service rendu.

Par exemple, les démarches volontaires assez fréquentes dans certains secteurs industriels comme la chimie ou l'agroalimentaire (Borkey et Glachant, 1998; Mzoughi, 2005), relèvent en fait d'un autre type d'arrangement contractuel où la réputation des firmes est en jeu principalement auprès de leurs clients. Si l'on reprend l'exemple ci-dessus entre BP et Volvo et émet l'hypothèse d'une remise en cause de la réputation de BP en raison de la révélation du caractère toxique des émissions de sa raffinerie par la presse nationale ou internationale ; il, alors, est possible de penser que l'arrangement trouvé entre BP et Volvo aurait intégré des considérations portées par les habitants de la ville voisine, sans pour autant qu'une intervention coercitive du gouvernement soit nécessaire. L'exemple est ici relativement simple à comprendre et on perçoit assez bien comment les intérêts de chaque partie peuvent être représentés. Mais dans le cas général, ce type d'arrangement (volontaire) se caractérise

par un processus de négociation qui apparaît moins nettement que dans les cas de marchandage coasien classique. En effet, les agents participant à la définition et au contrôle des engagements des firmes ainsi que les bénéficiaires des mesures prises ne sont pas forcément clairement identifiés. En outre, ces accords volontaires se caractérisent par une forte imprécision (objectifs souvent non quantifiés et non datés) et un faible degré de formalisation des engagements. Si le terme d'engagement volontaire conduit à penser que les firmes réduisent effectivement d'elles-mêmes leur impact environnemental, cela ne signifie pas qu'elles soient altruistes. L'interprétation est qu'elles le font uniquement dans un objectif d'efficacité économique et donc à partir du moment où leur réputation auprès de leurs clients est en jeu. Cela nécessite donc que les clients de ces firmes trouvent à leur tour un intérêt à la qualité des biens de nature en jeu mais aussi et surtout que les actions environnementales entreprises par les firmes soient rendues observables par eux. Il faut donc qu'il existe un système d'information crédible, par exemple un système de normalisation ou de labellisation par un acteur tiers indépendant des firmes et dont le rôle est de certifier la qualité de l'information produite par la firme, comme cela peut être le cas dans l'agroalimentaire vis-à-vis de l'information du consommateur (Grolleau, 2002).

En poursuivant notre raisonnement, il est possible de montrer que d'autres catégories d'arrangements comme les accords centralisés et portés par un gouvernement correspondent également à un type d'arrangement contractuel (implicite). Ce sont les caractéristiques de ces arrangements contractuels administrés que nous présentons maintenant.

3.3.3 La réglementation gouvernementale : les arrangements contractuels encadrés par des mécanismes réglementaires

La réglementation gouvernementale constitue une solution intermédiaire entre la négociation décentralisée entre les parties concernées et l'intégration complète des activités en jeu par une des parties. Elle correspond à une forme de gouvernance trilatérale avec intervention d'un tiers à la demande d'un ou plusieurs groupes sociaux impliqués. Ici le tiers est l'Etat et le groupe social demandeur est le groupe-consommateurs ou le groupe-récepteurs des dégradations et bénéficiaire du service environnemental. L'autonomie juridique des parties est maintenue mais les coûts de recherche d'un accord sont réduits par rapport à une solution de négociation décentralisée dans la mesure où les agents privés délèguent une partie de leur pouvoir de décision à une autorité tierce. La réglementation permet également d'éviter, par le pouvoir discrétionnaire et hiérarchique du réglementeur, les comportements opportunistes générés par la présence d'actifs spécifiques et les difficultés à spécifier la qualité du service rendu. L'Etat constitue une autorité au sens de Ménard (1997), qui coordonne les actions individuelles de façon contraignante. La crédibilité des engagements est assurée par un contrôle administratif des règles mises en place. Le coût de ce dispositif n'est pas directement supporté par les agents réglementés. Il est financé par l'impôt. Un avantage de cette forme de régulation réside dans les prérogatives constitutionnelles de l'Etat (lien de subordination avec

les agents réglementés) permettant des adaptations rapides aux changements lorsque cela est nécessaire tout en maintenant l'autonomie juridique des parties concernées. En théorie, de telles prérogatives permettent d'éviter les difficultés et longueurs des solutions négociées multilatérales nécessitant des niveaux de gains suffisamment importants pour que des échanges s'engagent. Dans la pratique, l'élaboration et la mise en œuvre de la réglementation administrative est de plus en plus conflictuelle, ce qui révèle notamment les difficultés du décideur public (faisant face à des défauts d'information) à évaluer et prendre en compte les préférences individuelles et leurs évolutions. Cela se traduit par une croissance du contentieux entre agents privés et Etat et le recours croissant aux tribunaux administratifs (Jeanneaux, 2006).

La structure de gouvernance administrée combine donc les avantages de l'incomplétude contractuelle, à savoir la flexibilité, tout en évitant ses inconvénients (i.e. l'opportunisme *ex-post*). L'action du régulateur public constitue donc un mécanisme de garanties contractuelles efficace dès lors que des actifs impliqués dans la production du service environnemental sont spécifiques et que ces services sont complexes et faiblement mesurables par le commanditaire ou le bénéficiaire du service. La réglementation peut donc être une solution de moindre coût (ie. la plus efficace) pour coordonner la production de certaines catégories de services environnementaux, en particulier celles impliquant un nombre important d'agents hétérogènes et/ou nécessitant la réalisation d'investissements spécifiques dans un contexte marqué par l'incertitude.

Appliquée aux problèmes d'environnement, cette solution théorique repose principalement sur l'édiction de directives communautaires et leur traduction au niveau national par les textes réglementaires (décret, arrêté) de l'administration centrale du ministère en charge de l'environnement. Compte tenu de la complexité des problèmes d'environnement, plusieurs autres ministères concernés sont généralement associés à la rédaction des textes, notamment ceux en charge de la santé et de l'agriculture. Le contrôle de cette réglementation est assuré par les services déconcentrés des ministères. Concernant les problèmes d'adaptation et d'information du décideur, Baumol (1972) a préconisé une solution de tâtonnement, en pratique difficile à mettre en place. Toutefois, la tendance actuelle est de proposer des améliorations progressives des textes, généralement initialement incomplets, au moyen de circulaires ministérielles (cf. dans le chapitre 4 de la thèse, l'usage récurrent des circulaires dans le cas de la réglementation sur les épandages pour préciser les modalités d'application des textes). Les arrangements administrés recouvrent une grande variété d'instruments de coordination, pas seulement des instruments coercitifs de type « command and control » mais aussi des instruments incitatifs. Cela signifie que le gouvernement a le choix d'agir sur les quantités en fixant des normes d'émission de pollution ou d'agir sur les prix par exemple en taxant les consommations intermédiaires des firmes.

3.3.4 Le laisser-faire

Un certain nombre de problèmes d'environnement se caractérise par l'absence de transactions. Cette première solution correspond à des situations où il n'existe pas (ou pas encore) de transactions, autrement dit des transactions latentes non (encore) entreprises. La question posée n'est alors pas de savoir comment organiser (en interne ou en externe) telle ou telle transaction mais de comprendre pour quelles raisons elles n'ont pas lieu : par exemple pourquoi certains problèmes ne sont mis à l'agenda des décideurs publics. L'ampleur des difficultés soulevées constitue-t-elle un obstacle majeur ? Est-ce un problème d'information ? La question ne correspond pas strictement au questionnement de la TCT. Cette solution coasienne du laisser-faire ne renvoie pas vraiment à une des structures de gouvernance de la grille de l'économie des coûts de transaction. La réponse à la question peut être différente selon les points de vue : l'Etat ou les agents privés concernés. La réponse donnée par Dahlman (1979) est que, du point de vue des agents potentiellement concernés, les coûts de la transaction sont supérieurs aux gains espérés de la transaction : la situation de laisser-faire est alors préférée lorsque les coûts associés aux différents modes réalisables d'organisation de la transaction sont trop élevés au regard des gains attendus. Ces coûts comprennent selon Coase (1960) essentiellement des coûts d'information et de négociation : *« afin de réaliser une transaction, il est nécessaire de découvrir les personnes avec qui contractualiser, les informer des termes de l'échange, conduire des négociations aboutissant à un marchandage instaurant le contrat, entreprendre des inspections pour s'assurer que les termes du contrat sont respectés »*. Considérant l'ampleur de ces coûts dans le domaine des dégradations d'origine agricole en général et de la dégradation de la qualité des eaux, Vermersch (1996) explique de cette manière le choix coasien des décideurs publics européens jusqu'au début des années 1990 *« date à partir de laquelle le souci de préservation de l'environnement se substitue peu à peu à certains objectifs initiaux de la Politique Agricole Commune entre-temps atteints »*. Cependant, ce laisser-faire des décideurs publics ne signifie pas que les agents récepteurs des nuisances (ici les consommateurs d'eau) n'ont pas cherché à se prémunir ou limiter les impacts de la nuisance, sans forcément négocier directement avec les émetteurs ou obtenir une réduction des nuisances ou une compensation monétaire. Le choix du laisser-faire par l'Etat se traduit par le fait que les consommateurs d'eau supportent les coûts de la pollution agricole par l'intermédiaire des services collectifs municipaux de traitement et de distribution d'eau potable qu'ils financent. Coase avait d'ailleurs envisagé cette solution où il apparaît moins coûteux pour le récepteur de la nuisance de choisir l'exit ou la solution unilatérale.

En conclusion, deux enseignements peuvent être tirés. Le premier est que les solutions théoriques décrites par Coase renvoient dans la pratique à une grande variété d'arrangements contractuels susceptibles de convenir pour encadrer la fourniture des services environnementaux. Cependant, l'opportunité de recourir à l'une ou l'autre des solutions demeure une question complexe parce que la hiérarchisation des facteurs (nombre d'agents, droits de propriété, caractéristiques des transactions) demeure encore imparfaitement théorisée. Il convient alors d'examiner le problème au cas par cas comme nous y invite

Lévêque (2004). Le deuxième est que le caractère strictement substituable des solutions est contestable dans la mesure où certains arrangements apparaissent complémentaires (OCDE, 2003a). Par exemple, il a été montré que la propension des firmes à adopter des accords volontaires crédibles (i.e. comportant des objectifs quantifiés et vérifiables) dépendait de l'existence de menaces d'un durcissement de la réglementation proférées par l'Etat⁵⁸.

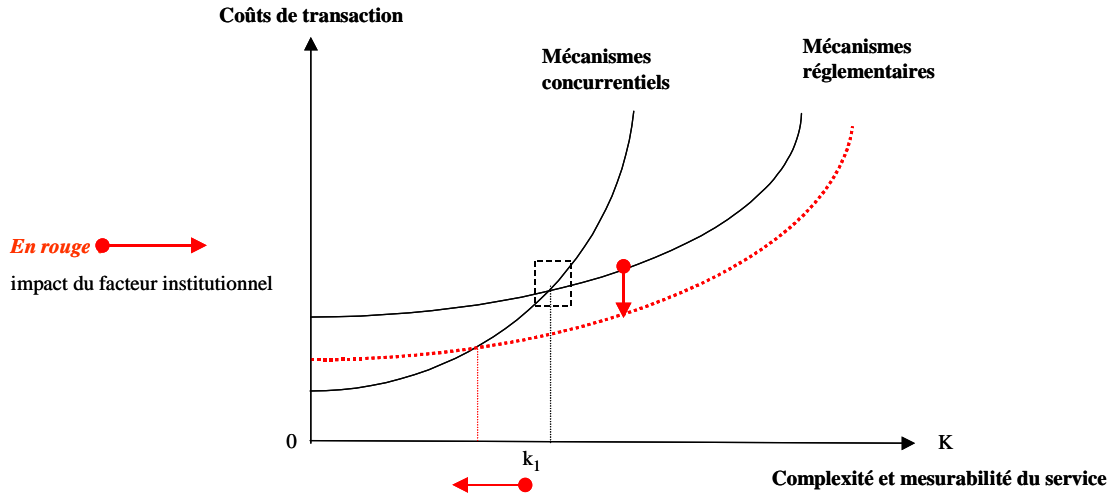
3.4 Rôle de l'environnement institutionnel et notion de micro-institution

Pour analyser l'efficacité relative des différents arrangements susceptibles de convenir pour encadrer la production de services environnementaux, l'examen des caractéristiques du service ne suffit pas. Il faut également s'intéresser au rôle joué par les facteurs institutionnels, ce qui signifie que les choix dépendent de l'environnement institutionnel dans lequel les arrangements sont mis en œuvre. Certains environnements sont plus favorables que d'autres à certains arrangements en termes de coût relatif.

Dans l'approche de la gouvernance qui est celle de la TCT, l'impact des facteurs institutionnels se traduit selon Williamson (1991), par une modification des termes de l'arbitrage entre les arrangements réalisables et un déplacement des courbes comme le montre le graphique 7 ci-dessous. Un déplacement des courbes, respectivement vers le bas ou vers le haut, enregistre une diminution ou une augmentation des coûts relatifs des structures de gouvernance. Dans l'exemple théorique que nous donnons ici, les coûts de la réglementation sont abaissés et la « plage » d'efficacité de la solution réglementaire est élargie. Les transactions qui impliquent des actifs spécifiques sont efficacement encadrées par la réglementation pour des niveaux de spécificité plus faibles. L'impact des facteurs institutionnels n'est généralement pas le même sur chacun des arrangements. La précision dans la délimitation et la protection des droits de propriété légaux sur les biens de nature naturelles favorisera les solutions de négociations décentralisées (Libecap, 2005). A l'inverse, les solutions réglementaires peuvent être favorisées par des facteurs internes à l'organisation du ministère en charge de l'environnement ainsi que des administrations destinées à assurer le respect des réglementations environnementales. La question posée est alors d'identifier les facteurs qui sont susceptibles de modifier les coûts relatifs des solutions convenant pour encadrer les transactions. Dans le cas des services environnementaux, un raisonnement analogue à celui mené dans la TCT sur la spécificité des actifs peut être appliqué. Il s'ensuit que les coûts relatifs des arrangements sont déterminés principalement par la caractéristique de complexité et de mesurabilité du service (cf. graphique n°8).

⁵⁸ Le caractère volontaire de l'engagement des industriels est en fait artificiel : ils sont obtenus sous la menace par l'autorité publique de mettre en œuvre une politique alternative en cas d'échec de la négociation (Glachant, 2004).

Graphique n°8 : Impact de l'environnement institutionnel sur le choix des structures destinées à encadrer les transactions de services environnementaux (adapté de Williamson, 1991)



Pour entreprendre l'analyse de ce dernier facteur institutionnel, il faut alors considérer, comme Ménard (2003) nous y engage, que l'environnement institutionnel ne se caractérise pas seulement par la définition et la protection de droits de propriété légaux, ni seulement « *par la production de règles et/ou de normes, mais aussi et surtout par la production de dispositifs destinés à la mise en oeuvre de ces règles et par leur mise en oeuvre effective* ». Qualifiés de micro-institutions, ces dispositifs sont un élément clé « *dans les choix organisationnels qui sont faits et dans les performances observées une fois ces choix faits* ». Ils favorisent un meilleur alignement des structures de gouvernance sur les caractéristiques des transactions. En théorie, ce meilleur alignement résulte d'un arbitrage au niveau de l'arrangement contractuel entre, d'une part, la nécessité de contrôler les engagements des agents et, d'autre part, le maintien d'une certaine flexibilité nécessaire à la correction des défauts de coordination (permettant une adaptation locale des règles).

Il résulte alors du meilleur alignement, une amélioration des performances des formes organisationnelles qui bénéficient des dispositifs micro-institutionnels comparativement à des formes organisationnelles similaires⁵⁹ agissant dans le même environnement institutionnel mais n'en bénéficiant pas. Selon Ménard (2003), ces institutions-relais « *font, selon toute vraisemblance, toute la différence eu égard à l'efficacité des institutions composant l'environnement institutionnel global et qui déterminent largement les performances,*

⁵⁹ Similaires sur le plan du secteur d'activité, de la taille et des technologies adoptées.

expliquant pourquoi le même mode de gouvernance (parfois la même entreprise) réussit dans un environnement et échoue dans un autre ».

En appliquant ce raisonnement à notre problématique, il s'ensuit la proposition suivante : *au niveau de l'Union européenne, le cadre institutionnel est le même pour un ensemble de pays (directives qui s'imposent à tous les Etats membres : exemple Natura 2000 ou directive boues) mais on peut s'attendre à ce que les choix organisationnels et les performances des arrangements choisis diffèrent entre les pays ou entre les régions en fonction de l'existence ou non de dispositifs micro-institutionnels.*

De plus, une deuxième proposition pourrait s'énoncer de la manière suivante : *dans le cas des services environnementaux, les micro-institutions ont un rôle d'autant plus important que, selon la nature du problème environnemental posé, une partie des règles nécessite d'être adaptée au niveau local.*

Une troisième proposition pourrait enfin énoncer que : *dans le cas des services environnementaux, les micro-institutions ont un rôle d'autant plus important que le contrôle des règles du jeu nécessite la mise en oeuvre d'un dispositif ad hoc de révélation de l'information (collecte, contrôle de la fiabilité, conservation).*

Les bénéfices nets de chacun des arrangements peuvent ainsi être variables en fonction des contextes institutionnels nationaux. Il est envisageable, par exemple, que l'organisation particulière des services administratifs d'un Etat ainsi que les compétences de ses agents augmentent les bénéfices nets de la solution réglementaire. Des travaux récents de la Banque Mondiale dans le secteur de la distribution de l'eau⁶⁰ vont d'ailleurs dans ce sens. Ils montrent que le degré de corruption des directions ministérielles ainsi que leur capacité à exercer un contrôle sur les opérateurs privés sont des facteurs explicatifs majeurs des performances du secteur (Glachant, 2001; Clarke et Ménard, 2002; Ménard et Shirley, 2002).

En conclusion, si une organisation adéquate des services ministériels (séparation des pouvoirs, degré de corruption) est déterminante pour assurer la crédibilité des engagements de l'Etat (système crédible de révélation de l'information, de surveillance et de contrôle), les risques contractuels associés à la production de services environnementaux ne se limitent pas à une question de contrôle de l'opportunisme, en particulier lors de risque de « hold-up » élevé. Dans un contexte d'incertitude environnementale forte, une analyse plus approfondie des dispositifs micro-institutionnels devrait également tenir compte des défauts de coordination c'est-à-dire et de la nécessité de maintenir une certaine flexibilité du cadre

⁶⁰ D'après Ménard, le fait de « penser le fonctionnement du secteur de l'eau, ses performances et contre performances, dans son environnement institutionnel » constitue un raisonnement qui peut s'étendre à d'autres secteurs d'activité. « Ces considérations ne valent pas que pour l'eau mais aussi pour l'offre de biens soumis à réglementation dans d'autres secteurs, par exemple, l'électricité, le gaz, la poste, les télécommunications » (Ménard, 2001b).

institutionnel (notamment réglementaire) dans l'espace et le temps. Comme le résumait Bontems et Rotillon (2003, p.58), « *la régulation environnementale pose des problèmes de mise en œuvre [qui ne se réduisent pas] au choix d'un niveau de taxe ou l'édiction d'une norme [pour intégrer des considérations *ex-post* relatives à] la surveillance, la fréquence des contrôles et le niveau des sanctions* » mais aussi à l'adaptation des règles dans le temps et leur spécification en fonction des situations locales. Ces questions ont été peu approfondies par la théorie. Notre recherche ne peut pallier cette insuffisance mais nous chercherons dans notre étude empirique (chapitres 4 et 5) à en tenir compte.

Conclusion du chapitre

L'idée défendue dans ce chapitre est que l'approche de la TCT permet de classer et hiérarchiser les solutions coasiennes et offre la possibilité de raisonner le choix entre les alternatives réalisables pour produire des services environnementaux. Cependant, l'application de ce type de raisonnement présente plusieurs difficultés.

La TCT a pour objectif de rendre compte de l'efficacité relative des arrangements associés à une transaction bilatérale, ce qui est l'exception plutôt que le cas général dans le domaine de l'environnement. En effet, la coordination de la production des services environnementaux renvoie plutôt à un système de transactions qui implique plusieurs agents ou groupes d'agents juridiquement autonomes à la fois publics et privés. On ne peut alors étudier les transactions bilatérales liées à la fourniture du service environnemental et les arrangements organisationnels qui leur sont associés en les déconnectant les unes des autres. Les interdépendances doivent être prises en compte.

Ensuite, la correspondance n'est pas parfaite entre les structures de gouvernance proposées par Williamson et les solutions coasiennes. L'idée théorique de Williamson (1994) de substitution parfaite entre structure de gouvernance est critiquable car en pratique les solutions reposent davantage sur des arrangements dits mixtes qui combinent des solutions de marché (formes d'organisation privées) et le recours à l'intervention publique. Les mécanismes concurrentiels *versus* réglementaires apparaissent complémentaires. Un des enjeux est de mieux comprendre comment ils s'articulent (i.e. se complètent ou se contraignent mutuellement), entre autres, en impliquant différents niveaux territoriaux.

Enfin, le rôle de l'Etat est ambigu : il est à la fois joueur, arbitre et faiseur de règles (Brousseau, 1995). Ce rôle ne peut se réduire à la problématique de Williamson et conduit à s'intéresser à l'impact de l'environnement institutionnel (élaboré en partie par l'Etat) sur les choix des modes de coordination. La notion d'efficacité pose alors problème : efficacité de l'arrangement au regard de la firme pour Williamson prenant en compte uniquement les coûts privés, efficacité de l'arrangement au regard de la société dans son ensemble pour Coase,

incluant d'emblée les coûts de transaction publics associés à l'élaboration et au fonctionnement du cadre institutionnel.

Ce chapitre a donc permis d'élaborer un cadre d'analyse de la coordination des agents économiques publics et privés impliqués dans la fourniture de services collectifs environnementaux, dans un contexte où le jeu transactionnel est fortement marqué par le cadre réglementaire, assimilables à un contrat implicite. La thèse s'intéresse maintenant à deux questions étroitement liées qui font l'objet des deux chapitres suivants.

La première est de rendre compte du système d'organisation de la fourniture du service d'assainissement et d'épandage des boues. Nous proposons donc, dans le chapitre qui suit, d'appliquer la démarche de la TCT à l'analyse de l'efficacité des choix des arrangements contractuels destinés à encadrer la fourniture du service.

La seconde est de savoir si et comment l'existence d'un dispositif « micro-institutionnel » contribue à améliorer l'efficacité des arrangements contractuels destinés à encadrer les transactions, c'est-à-dire à réduire les coûts de transaction supportés par les acteurs locaux ainsi que les coûts administratifs supportés par les services de l'Etat.

**Chapitre 3 : Les déterminants des modes de
coordination de la fourniture du service
d'assainissement et d'épandage des boues**

CHAPITRE 3 : LES DETERMINANTS DES MODES DE COORDINATION DE LA FOURNITURE DU SERVICE D'ASSAINISSEMENT ET D'EPANDAGE DES BOUES

Introduction

Ce chapitre est consacré à la formulation de la thèse défendue sur les types d'arrangements contractuels susceptibles d'encadrer efficacement la fourniture du service d'assainissement et d'épandage des boues.

La première section discute des caractéristiques des problèmes environnementaux posés, du nombre d'acteurs concernés et des caractéristiques des transactions qui justifient l'importance du contrat administré.

La deuxième section avance un certain nombre d'hypothèses sur les types d'arrangements contractuels auxquels on peut s'attendre en suivant le raisonnement de la TCT. Pour cela, nous caractérisons d'abord tous les actifs physiques et humains nécessaires à la production du service considéré, la fréquence de réalisation des transactions et les incertitudes entourant ces transactions. Nous examinons ensuite le rôle joué par les facteurs (micro)-institutionnels.

La troisième section est consacrée à la présentation des méthodes et des données mobilisées pour servir la démonstration de la thèse : d'une part, les travaux empiriques destinés à rendre compte des arrangements contractuels adoptés par les collectivités locales, d'autre part, les méthodes adoptées pour analyser le rôle et l'efficacité des micro-institutions.

1 Section 1 – Le service d'assainissement et d'épandage des boues : un service collectif à visée environnementale

Cette section est consacrée à la formulation des idées défendues dans la suite de la thèse, à savoir que le service d'assainissement et d'épandage des boues constitue un service environnemental dont la visée est de réduire la dégradation des eaux usées. Parce que le service rendu est non rival et profite à de nombreux groupes d'agents économiques, il présente un caractère collectif local justifiant une intervention de l'Etat afin de contraindre les collectivités locales à prendre des mesures pour corriger ce problème. Mais parce que les technologies d'épuration génèrent à leur tour des nuisances (bruits, odeurs) ainsi que des sous-produits (boues) qu'il s'agit ensuite de traiter, l'intervention de l'Etat se justifie aussi

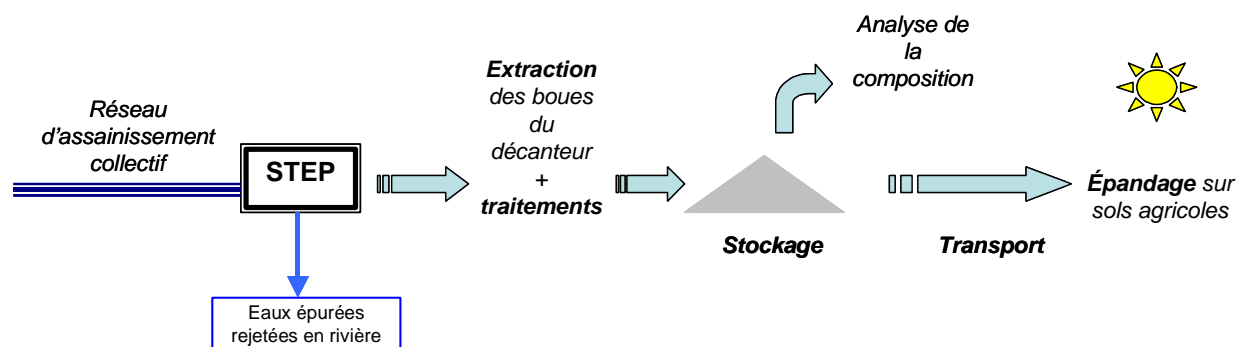
pour encadrer les comportements des collectivités locales dans la réalisation de la succession des opérations techniques nécessaires.

1.1 Un enchaînement de transactions interdépendantes

La solution adoptée consiste à confier aux communes la mission de mettre en place des installations collectives de collecte et de traitement des eaux usées. Mais le problème est complexe parce que l'épuration des eaux usées contribue à réduire fortement le problème de dégradation sans toutefois le supprimer totalement puisqu'elle génère des sous-produits (boues) qu'il s'agit à nouveau de traiter. Le cas étudié est donc représentatif d'une catégorie de services où plusieurs opérations, s'enchaînent pour prévenir ou corriger les dégradations relatives aux caractéristiques utiles de plus d'un bien de nature : qualité des eaux puis qualité des sols. La production du service correspond à l'enchaînement d'un ensemble d'opérations techniquement séparables comme représenté sur le graphique n°9 ci-dessous :

- des opérations de traitement des eaux usées et d'extraction des boues du système d'épuration qui reposent sur l'installation d'équipements collectifs d'épuration (STEP) : ces deux opérations ne sont pas techniquement séparables parce que l'extraction des boues conditionne la performance des STEP ;
- des opérations de traitement des boues produites avant de les épandre : déshydratation, chaulage, compostage ;
- des opérations de stockage des boues traitées dans un silo sur la station ou sur une plate-forme chez un agriculteur ;
- des opérations transport des boues et d'épandage sur les sols appartenant aux agriculteurs.

Graphique n°9 : Les principales opérations techniques du service d'épandage



La réalisation de ces 4 opérations techniques ne se traduit pas automatiquement par un nombre identique de transactions. Plusieurs configurations organisationnelles peuvent être adoptées par les communes.

1.2 L'importance du contrat administré dans la coordination de la fourniture du service

Certaines dégradations associées à l'épandage comme celles affectant la qualité des sols ou touchant à l'impact des épandages agricoles sur la qualité de l'alimentation possèdent d'emblée une dimension géographique supra locale et concernent de multiples acteurs ou groupes d'acteurs différents. Les acteurs concernés par les rôles de régulation écologique du sol dans un certain nombre de compartiments de l'environnement (eau, vie bactérienne, habitats, biodiversité, paysage) sont potentiellement très nombreux et non aisément identifiables. Bien que le sol soit approprié, le problème de sa dégradation ne peut trouver de solutions seulement par la voie d'un arrangement librement négocié entre les parties concernées parce qu'ils sont trop nombreux (communes, agriculteurs, consommateurs de produits agricoles, etc.), parce que les droits d'usage ne sont pas tous définis et que la mesure des dégradations pose problème.

En revanche, d'autres dégradations engendrées par l'épuration des eaux usées ou le stockage des boues comme les nuisances olfactives sont localisées, temporaires et peuvent trouver des solutions locales par des arrangements entre les acteurs concernés, – ici les communes, les agriculteurs qui sont à l'origine de la nuisance et les populations riverains qui subissent la nuisance. Ces problèmes ne nécessitent pas l'intervention de l'Etat.

Ainsi compte tenu de la nature des problèmes environnementaux posés en particulier la dimension spatiale et les difficultés de mesure des nuisances, un cadre réglementaire global s'impose à tous. La réglementation combine plusieurs registres. Des instruments incitatifs pour assurer le financement du service par les consommateurs d'eau et les industriels raccordés aux réseaux collectifs d'assainissement. Des instruments coercitifs (normes de rejets notamment) privilégiant l'atteinte de l'objectif environnemental par rapport à celui de minimisation des coûts privés existent pour assurer la qualité du service rendu.

Il pourrait, certes, y avoir d'autres arrangements moins coûteux que l'intervention gouvernementale mais il y a tout lieu de penser que des arrangements privés seraient partiels, c'est-à-dire n'incluant qu'une partie du problème et n'assureraient donc pas le même niveau de protection environnementale et sanitaire⁶¹. Notre explication est que des négociations décentralisées impliquant tous les agents concernés par le problème – consommateurs d'eau, propriétaires fonciers, agriculteurs, etc. – seraient beaucoup trop coûteuses. Si elles s'engageaient, de telles négociations porteraient inévitablement selon nous sur une partie et non la totalité du problème.

La réglementation tient donc lieu de contrat implicite sur certains aspects du problème de la fourniture du service. Elle encadre la qualité des effluents et des boues produites par des

⁶¹ Cf. notre discussion du cas d'accord partiel entre BP et Volvo dans la section 3.3.2. du chapitre 2.

normes et réglemente l'emploi des boues en agriculture par des règles portant sur les périodes d'épandage, les distances des habitations à respecter, les quantités maximales de boues pouvant être épandues.

Mais la réglementation n'intervient pas sur tout. Les collectivités locales sont également libres de sous traiter tout ou partie des tâches qui leur incombe à des opérateurs privés, par exemple en déléguant la gestion de la STEP. Ce qui nous intéresse ici ce sont les différents arrangements possibles pour parvenir à fournir le service en respectant les objectifs environnementaux fixés par l'Etat et en minimisant les coûts (de production et de transaction) pour les collectivités locales et l'Etat. Ce point est l'objet de la section suivante.

Elle commence par examiner le caractère spécifique ou non des actifs nécessaires à la fourniture du service considéré puis la fréquence de réalisation des transactions et les sources d'incertitude qui pèsent sur les acteurs concernés. Elle termine par l'examen du rôle joué par les facteurs institutionnels.

2 Section 2 - Caractéristiques des transactions, rôle de l'environnement institutionnel et hypothèses sur les arrangements contractuels

Nous cherchons ici à formuler des hypothèses sur le nombre et le type d'arrangements contractuels susceptibles d'encadrer efficacement la fourniture du service environnemental étudié. Pour cela, conformément à la démarche de la TCT, nous commençons par examiner le caractère spécifique ou non des actifs physiques et humains (cf. tableau n°8) nécessaires à la production du service d'assainissement, de traitement et l'épandage des boues (section 2.1.) puis la fréquence de réalisation des différentes opérations techniques (section 2.2.) en mettant l'accent sur le fait que la fréquence est déterminée à la fois par le type de technologies d'épuration et la réglementation. Nous examinons ensuite trois types d'incertitudes auxquels les acteurs sont confrontés (section 2.3.) avant de terminer sur le rôle joué par les micro-institutions (section 2.4.).

Tableau n°8 : Les caractéristiques des transactions

Transaction / caractéristiques	Actifs physiques	Actifs humains	Incertainitudes sur la qualité du service rendu	Fréquence
Assainissement et traitement des boues	<i>Spécifiques</i>	<i>Spécifiques</i>	<i>Incertainitudes sur la qualité des eaux rejetées en rivière et la qualité des boues produites</i>	<i>Récurrente</i>
Transport	<i>Redéployables</i>	<i>Génériques</i>	<i>Incertainitudes sur les délais et quantités épandues</i>	<i>Ponctuelle à récurrente</i>
Epandage	<i>Redéployables</i>	<i>Spécifiques</i>	<i>Incertainitudes sur la qualité et les quantités de boues épandues</i>	

Source : enquêtes Cemagref 2004

2.1 Spécificité des actifs et implications contractuelles

Nous présentons ici tous les types d'actifs (physiques et humains) nécessaires à la production du service afin d'examiner s'ils sont spécifiques ou génériques. S'ils sont génériques et technologiquement séparables, on peut s'attendre du point de la TCT à ce qu'il y ait division du travail entre entités distinctes (contrat spot). Mais s'ils sont spécifiques plusieurs arrangements contractuels sont alors possibles. En effet, les différents types de spécificité les plus couramment étudiés par la TCT (physique, de site, humaine) n'ont pas toutes les mêmes implications organisationnelles : la spécificité humaine est considérée comme conduisant de manière prépondérante aux contrats de long terme ou aux contrats administrés plutôt qu'aux contrats spots, alors que pour les problèmes contractuels relatifs à la spécificité physique des actifs peuvent être traitée par des mécanismes concurrentiels si elle est détachable de la spécificité de site (cela dépend de la mobilité des investissements).

2.1.1 Les actifs physiques : spécificité de site et spécificité temporelle

L'épuration des eaux usées et le traitement des boues d'épuration nécessitent des investissements dans un ensemble d'actifs physiques, pour certains localisés et ancrés sur le sol (réseaux, STEP), pour d'autres mobiles et plus aisément redéployables comme le matériel de transport et d'épandage des boues ou les terres agricoles.

2.1.1.1 Réseaux de collecte, équipements d'épuration des eaux usées et de stockage des boues

La collecte des eaux usées domestiques nécessite des investissements dans des réseaux collectifs souterrains qui relient chaque habitation d'une ou plusieurs communes. Les réseaux sont des actifs durables, immobiles qui présentent des durées d'utilisation longues comprises entre 20 ans et 50 ans.

Ces réseaux sont raccordés à des STEP qui assurent l'épuration des eaux usées par traitement biologique avant que l'eau soit rejetée en rivière. Une STEP est constituée d'un ensemble de bassins qui réceptionnent les eaux usées : chaque bassin est dédié à un type de traitement de l'eau : primaire, secondaire, tertiaire, décantation. L'eau usée termine son parcours dans le décanteur dont la fonction est de séparer les boues de l'eau dépolluée par un processus mécanique de décantation.

Une STEP comprend également des équipements de stockage des boues produites. Le choix d'un équipement de stockage porte sur trois aspects. (1) Le type d'équipement de stockage : plusieurs types d'équipement sont possibles en fonction de la siccité (degré d'humidité) de la boue produite et des objectifs de réduction des nuisances olfactives et visuelles : du silo en béton couvert à la simple plate-forme de stockage. La réglementation porte sur l'étanchéité

des installations pour éviter des pollutions accidentelles des eaux mais n'impose rien en ce qui concerne les nuisances olfactives et visuelles ; (2) Le dimensionnement des équipements : une période de stockage plus ou moins longue est généralement nécessaire entre le moment où la boue est extraite du décanteur et le moment où elle subit son traitement ultime. L'épandage des boues est une activité saisonnière, réalisée généralement en fin d'été après la récolte des céréales. De ce point de vue, elle est beaucoup plus exigeante que les autres. Les périodes durant lesquelles les épandages sont possibles sont réduites – avant les semis ou après les récoltes – alors que l'accès à un incinérateur ou un centre d'enfouissement n'implique pas de contraintes temporelles particulières. Les collectivités et leurs exploitants doivent mettre en place « *une capacité de stockage suffisante entre 6 et 10 mois selon les conditions locales* »⁶² lorsque les boues produites sont destinées à être épandues (3) La localisation des installations : les communes sont libres de construire où elles le souhaitent leurs équipements de stockage. Le plus souvent, elles le font sur des terrains qu'elles possèdent généralement à proximité de la STEP. Mais, les communes peuvent aussi opter pour la construction de plates-formes de stockage sur des terrains privés appartenant aux agriculteurs dans l'objectif de faciliter et réduire les temps de transport au cours des chantiers d'épandage.

Une STEP comprend donc plusieurs équipements pas ou peu redéployables, localisés à proximité les uns des autres, fonctionnant en continu et dont la durée d'utilisation est longue, généralement supérieure à 20 ans.

2.1.1.2 Equipements de traitement et d'épandage des boues sur des terres agricoles

A leur sortie du décanteur, les boues peuvent subir différents types de traitement : hygiénisation, déshydratation. L'analyse de la composition des boues est réalisée par un matériel de laboratoire spécifique. Ces équipements ne sont généralement pas acquis par les producteurs de boues dans la mesure où les économies d'échelle réalisables sur le marché compensent les coûts de transaction. Les traitements d'hygiénisation des boues sont des investissements réalisés à la demande des agriculteurs pour des considérations de valorisation agronomique de la boue. En théorie, de tels investissements sont marqués par une spécificité dédiée qui nécessite que les contrats comportent des garanties contractuelles. La déshydratation des boues nécessite des équipements de centrifugation ou de séchage acquis dans l'objectif de diminuer les coûts de production du service : baisse des dépenses de transport et de stockage des boues produites. Il s'agit d'investissements physiques plus aisément redéployables car mobiles et pouvant être revendus.

Le matériel de transport et d'épandage des boues n'est pas non plus spécifique. En effet, ce matériel peut servir pour l'épandage de différentes catégories d'effluents notamment d'élevage : fumiers et lisiers. Il s'agit de tracteurs munis d'épandeur à lisier ou fumier soit de

⁶² Circulaire du DE/SDPGE/BLP n°9 du 18 avril 2005.




camions-citernes munis de pompe extractrice de liquide. Rien n'empêche une entreprise privée d'acquérir ce type de matériel et de proposer ses services à plusieurs communes pour amortir ainsi plus rapidement le coût d'acquisition. Des économies d'échelle sont alors potentiellement réalisables par les communes en recourant à la prestation d'entreprises privées.

Enfin, les terres agricoles sur lesquelles les boues sont épandues possèdent différentes utilisations possibles et sont des actifs redéployables (Allen et Lueck, 2000). Pour un agriculteur, il existe plusieurs usages agricoles alternatifs d'une même terre (Masten, 1996).

Pour les producteurs de boues, les plages temporelles d'utilisation possible des terres agricoles (qui conservent leur usage agricole initial) sont limitées au cours d'une année comme le montre le graphique n°10 ci-dessous. Les périodes d'épandage dépendent à la fois de considérations agricoles et de préservation de l'environnement⁶³ et se traduisent par le fait que l'épandage ne peut avoir lieu qu'à des stades végétatifs bien précis du couvert végétal implanté (inter-culture, avant les semis) et à des périodes où le risque de lessivage des éléments minéraux contenus dans les boues est minimale. Dans un objectif de protection de l'environnement, la réglementation⁶⁴ a cherché à réduire les épandages durant les périodes hivernales et les limiter lorsque les terres présentent un couvert végétal. L'hétérogénéité des systèmes de production agricole facilite alors la coordination dans le temps des transactions dans la mesure où un nombre plus important d'espèces végétales est susceptible d'être cultivé sur les parcelles appartenant au périmètre d'épandage.

Graphique n°10 : Limitations des périodes d'épandage en fonction des systèmes de culture

Mois / systèmes de culture	Janv.	Fév.	Mars	Avril	Mai	Juin	Juillet	Août	Sept.	Oct.	Nov.	Déc.
Céréales d'hiver ou colza	Épandage impossible	Épandage impossible	Épandage impossible	Épandage impossible	Épandage impossible	Épandage possible	Épandage possible	Épandage sans restriction	Épandage sans restriction	Épandage sans restriction	Épandage sans restriction	Épandage impossible
Cultures de printemps	Épandage impossible	Épandage impossible	Épandage impossible	Épandage impossible	Épandage possible	Épandage possible	Épandage possible	Épandage sans restriction	Épandage sans restriction	Épandage sans restriction	Épandage sans restriction	Épandage impossible
Herbage	Épandage impossible	Épandage impossible	Épandage impossible	Épandage impossible	Épandage impossible	Épandage impossible	Épandage impossible	Épandage sans restriction	Épandage sans restriction	Épandage sans restriction	Épandage sans restriction	Épandage impossible

	Épandage sans restriction
	Épandage possible en fonction des possibilités d'accès aux parcelles, pâtures, fauches
	Épandage impossible : culture en place, prairies non accessibles, risques de lessivage

Source : Plans d'épandage du Puy de dôme, enquêtes Cemagref 2004

⁶³ D'après le décret du 8 décembre 1997, « les périodes d'épandage doivent être établies en cohérence avec l'arrêté du 4 mars 1996 relatif aux programmes d'action à mettre en oeuvre dans les zones vulnérables afin de réduire la pollution des eaux par les nitrates d'origine agricole ».

⁶⁴ Arrêté du 8 janvier 1998.

2.1.2 Des actifs humains spécifiques

Les technologies d'épuration des eaux usées et de traitement des boues incorporent des compétences spécifiques nécessaires au fonctionnement des équipements d'épuration et à la réalisation de l'opération d'épandage des boues sur les terres agricoles. Ces compétences possèdent un caractère spécifique lié aux connaissances acquises par le prestataire lors de la réalisation des opérations nécessaires à l'épuration des eaux usées. De nombreuses compétences acquises dans le fonctionnement d'une STEP ne sont pas redéployables comme la connaissance fine des réglages de la station qui dépendent des flux de pollution entrants et donc des caractéristiques de la commune : nombre d'habitants, qualité du réseau de collecte, activités des industries raccordées. En outre, les prestataires développent des compétences spécifiques liées au fait que l'organisation des opérations d'épandage des boues nécessite une coordination avec les activités agricoles et donc des connaissances fines relatives aux systèmes de production des agriculteurs, aux besoins en fertilisants des cultures : calcul des doses de boues à apporter, des dates d'apport. En revanche, les compétences nécessaires pour assurer d'autres tâches comme le stockage des boues ou de transport des boues apparaissent génériques.

2.1.3 Les implications contractuelles

Le service d'épandage implique des actifs qui présentent, pour la plupart d'entre eux, des caractéristiques physiques, géographiques, temporelles et humaines, qui les rendent spécifiques mais ont des implications contractuelles variables.

La spécificité humaine, la spécificité de site qui caractérise les actifs physiques localisés (réseaux, équipements d'épuration) ainsi que la spécificité temporelle associée à la nécessité de coordonner plusieurs opérations techniques, poussent de manière prépondérante au choix des contrats de long terme ou contrats administrés.

En revanche, la spécificité physique si elle est détachable de la spécificité de site et de la spécificité temporelle, par exemple pour des actifs mobiles comme le matériel de déshydratation des boues, de transport ou d'analyse, peut être traitée par des mécanismes concurrentiels.

Cependant, pour analyser l'efficacité des arrangements contractuels à encadrer la production du service, la connaissance des formes de spécificité des actifs ne suffit pas. Il faut également examiner la fréquence de réalisation des transactions et la nature des incertitudes entourant les transactions.

2.2 Fréquence des transactions et implications contractuelles

La fréquence de réalisation des transactions est d'abord marquée par le choix des technologies qui équipent les STEP. Examinons ici ce qui va déterminer la fréquence des différentes opérations techniques impliquées et quelles implications cela a sur le choix des arrangements contractuels.

La fréquence d'extraction des boues de la STEP est fonction des technologies d'épuration des eaux usées adoptées par les communes. Les technologies « simples » d'épuration des eaux usées correspondent à des systèmes de filtres ensablés et plantés de roseaux ou alors à des systèmes de lagunage. Ces systèmes équipent de nombreuses STEP de petite taille (généralement < à 2000 EH) notamment celles situées en zones rurales en raison de l'abondance d'espace disponible. Ces systèmes se caractérisent par une évacuation des boues peu fréquente. Par exemple, les lagunes nécessitent d'être curées seulement tous les 10 ans. En revanche, les technologies d'épuration plus complexes comme les systèmes avec boues activées équipant les STEP de plus grande taille (généralement >2000EH), nécessitent que les boues soient extraites des bassins de décantation quotidiennement voire chaque semaine et de pouvoir les stocker avant leur épandage. La fréquence de réalisation des transactions d'extraction et de stockage des boues diminue leur coût unitaire de réalisation. Il s'ensuit l'hypothèse suivante selon laquelle le fonctionnement des STEP de grande taille devraient alors être plus probablement déléguée que celui des STEP avec systèmes d'épuration lagunaires dont la fréquence d'extraction est faible, toutes choses égales par ailleurs.

La fréquence des opérations d'épandage (i.e. transport et épandage de boues sur les terres agricoles) est d'abord fonction des systèmes d'épuration qui équipent les STEP. Pour les systèmes lagunaires ou de filtres, les opérations d'épandage seront ponctuelles et correspondent à la fréquence d'extraction : un chantier d'épandage est organisé tous les 10 ans environ au moment où les lagunes sont curées. Pour les autres STEP, les opérations d'épandage sont récurrente. Leur fréquence (entre 1 et 8 fois d'après nos enquêtes) dépend des capacités de stockage de boues et des périodes d'accès possible aux terres qui dépendent à leur tour des types de cultures implantées sur les parcelles destinées à recevoir des boues. Il s'ensuit alors que la gestion des opérations d'épandage sera plus probablement intégrée pour les systèmes épuratoires par lagunage que pour les autres STEP.

En matière de mesure de la qualité des boues et des sols, la fréquence est fixée par la réglementation⁶⁵ entre 2 et 48 fois par an en fonction de la taille des STEP.

⁶⁵ Arrêté du 8 janvier 1998 fixant les prescriptions techniques applicables aux épandages de boues sur les sols agricoles, pris en application du décret n° 97-1133.

2.3 Incertitudes et implications contractuelles

Le problème central porte sur la complexité des transactions et la question de la mesure de la qualité. Cette section examine les différentes sources d'incertitude qui entourent la réalisation des transactions. Elle examine également si certaines sources d'incertitude affectent particulièrement certaines catégories d'acteurs plus que d'autres, car cela devrait avoir des conséquences sur les problèmes contractuels et les solutions pour y remédier.

2.3.1 La complexité des transactions

Certaines dimensions du service environnemental étudié sont faciles à spécifier et ne posent pas de difficultés particulières de contractualisation. Par exemple, il est aisé d'estimer les quantités de boues produites annuellement par une STEP ainsi que les surfaces agricoles annuellement nécessaires pour les épandre⁶⁶. Les marges d'erreurs sont réduites parce que cette information est corrélée au nombre d'habitants raccordés au réseau d'assainissement. De telles informations ne devraient pas constituer des sources d'incertitude dans les contrats.

En revanche, d'autres dimensions du service sont plus difficiles à spécifier et posent des problèmes de contractualisation. Par exemple, il n'est pas facile de déterminer à l'avance et avec précision les parcelles agricoles où les boues seront épandues parce que cela dépend d'un ensemble de paramètres non maîtrisables nécessitant des adaptations en fonction des conditions locales : choix des assolements des agriculteurs, conditions climatiques, etc.

Les responsabilités en cas de dommages ne sont pas également faciles à spécifier *ex-ante*. Depuis 1997, la réglementation⁶⁷ confère aux boues d'épuration le caractère juridique de déchet et rend responsable les producteurs des éventuels dommages futurs en plus des responsabilités reconnues pour faute (manquement avéré aux obligations réglementaires au moment des faits). Bien que les textes réglementaires aient tenté de clarifier ce point⁶⁸, il existe des incertitudes sur ce point lié au fait qu'il est difficile de prouver l'implication des producteurs de boues dans une éventuelle crise sanitaire ou environnementale et de distinguer entre ce qui est de l'ordre de la faute des producteurs de boues et des agriculteurs et ce qui ne l'est pas – par exemple lorsqu'il est avéré que le producteur de boues ne disposait pas de

⁶⁶ Calcul de surfaces aisé en raison de l'obligation faite aux communes et agriculteurs de respecter une norme maximale en ce qui concerne les quantités de boues épandues (en TMS) par unité de surface (Ha) et par unité de temps (année). Source : décret n°97-1133 du 8 décembre 1997.

⁶⁷ Décret n°97-1133 du 8 décembre 1997.

⁶⁸ Circulaire DE/GE n° 357 du 16 mars 1999 : le point 2 de l'annexe 1 traite de la responsabilité de l'exploitant et du maître d'ouvrage dans le cadre de l'épandage des boues.

l'information suffisante pour identifier les causes des dommages causés au moment où a eu lieu l'épandage.

Une autre dimension difficile à spécifier est la qualité des boues d'épuration produites qui peut varier en fonction des rejets effectués dans le réseau (intensité, fréquence) et dont certains attributs ne sont pas observables.

2.3.2 Incertitude sur la qualité des boues d'épuration et problèmes de mesure

Pour analyser le problème de la qualité, la théorie économique a proposé, à partir des travaux fondateurs de Nelson (1970) puis de Darby et Karni (1973), de classer les caractéristiques utiles des biens en trois catégories d'attributs – recherche, expérience, croyance ; classification à laquelle nous ajouterons une catégorie (cf. tableau n°9 ci-après). Ce classement permet de discuter des difficultés contractuelles posées par les asymétries d'information comme les problèmes de risque moral et de sélection adverse, ainsi que les solutions pour y remédier. Les attributs sont classés en fonction des difficultés contractuelles croissantes qu'ils posent.

Les attributs de recherche correspondent à ce qui est observable par les agents avant la réalisation de la transaction comme la couleur verte d'une pomme. Ces attributs ne posent pas de difficultés particulières de coordination.

Les attributs d'expérience renvoient à ce qui n'est pas observable *ex-ante* comme le goût de la pomme mais que la réalisation de la transaction permet d'évaluer. Le problème de coordination qui se pose est celui de la signalisation de la qualité du produit et de ses coûts, lesquels vont dépendre du caractère récurrent de la transaction.

Les attributs de croyance renvoient à ce qu'un agent ne peut connaître y compris à la suite de la réalisation de la transaction comme l'impact sur l'environnement. Ici, il ne suffit pas pour le producteur d'émettre un signal car la question se pose de la crédibilité de la signalisation d'une information non vérifiable par le consommateur.

Le modèle théorique initial traite uniquement des situations où il existe une asymétrie d'information entre le producteur et le consommateur, le producteur étant toujours censé être bien informé sur la qualité du bien. Prolongeant la classification, Lupton (2005) propose la création d'une catégorie de biens supplémentaires : les biens « indéterminés » pour lesquels certains attributs sont controversés en raison principalement de connaissances scientifiques incomplètes sur le sujet. Le caractère controversé de l'information relative par exemple à l'impact de la consommation d'un bien sur la santé fait perdre de sa crédibilité au signal émis par le producteur. Cela pose alors un problème de hiérarchisation des risques par le consommateur.

Tableau n°9 : Les attributs de la qualité des boues d'épuration

Attributs/caractéristiques de qualité des biens	Caractéristiques des boues d'épuration
<i>Recherche</i>	<i>Couleur, odeur, texture, siccité</i>
<i>Expérience</i>	<i>Intérêt agronomique</i>
<i>Croyance</i>	<i>Impact sur l'environnement</i>
<i>Controversé</i>	<i>Impact sur la santé</i>

Source : adapté de Darby et Karni (1973)

Appliqué au cas des boues, ce raisonnement conduit à classer les caractéristiques utiles des boues en quatre catégories distinctes.

Les caractéristiques physiques des boues (couleur, odeur, etc.) sont directement observables. Elles constituent des attributs de recherche et ne posent pas de difficultés particulières de coordination.

L'intérêt agronomique n'est pas directement observable parce qu'il dépend de la composition de la boue en éléments minéraux fertilisants principalement l'azote et le phosphore. Il s'agit d'un attribut d'expérience pour l'agriculteur, c'est-à-dire que s'il souhaite se faire une idée de la valeur agronomique d'une boue, il peut procéder à son épandage (il connaîtra alors l'impact sur le rendement de ses cultures) ou effectuer des mesures de la composition minérale de la boue (N, P, K principalement). Cette démarche est coûteuse pour l'agriculteur parce que la composition des boues varie et qu'il serait nécessaire de répéter les mesures plusieurs fois dans l'année. Il est donc probable qu'en l'absence de signalisation de la qualité agronomique des boues par le producteur lui-même, l'agriculteur se détourne de cette pratique de fertilisation.

L'impact des épandages sur l'environnement constitue un attribut de croyance dans la mesure où la réalisation de la transaction n'apporte pas (ou pas directement) d'information relative à cette caractéristique. Prenons le cas de la dégradation de la qualité des sols notamment à la suite de l'accumulation de certains composants des boues : les éléments métalliques à l'état de traces (EMT) comme le cadmium ou le plomb provenant principalement des rejets industriels dans les réseaux collectifs d'assainissement mais aussi les nombreux (> à 50) dérivés organochlorés et organofluorés provenant de sources multiples comme les médicaments, les solvants et détergents. Rien ne permet *a priori* aux acteurs concernés de connaître le niveau de risques de dégradation des sols associé à une boue. Certaines informations comme la connaissance du nombre et des types d'industries raccordées à la STEP pourraient permettre de hiérarchiser le niveau de risques mais en raison de la multiplicité des sources de contamination non exclusivement industrielles (mais également domestiques = les ménages), ces informations ne sont pas suffisantes. Seule des mesures *ex-ante* de la composition des boues permettraient alors de signaler cette caractéristique aux agriculteurs et de les inciter à épandre des boues. Or le caractère non vérifiable de cette information par l'agriculteur pose le problème de sa crédibilité.

Enfin, l'impact sur la santé animale et humaine constitue une caractéristique controversée parce que les connaissances scientifiques ne sont pas suffisantes pour établir avec précision les possibilités de migration des éléments métalliques ou des polluants organiques, du sol aux plantes cultivés ainsi que les impacts réels de ces composés sur la santé des consommateurs de produits agricoles (Bourrelier et Berthelin, 1998; Nejmeddine, Echab et al., 2003). Ces impacts sont encore mal connus mais potentiellement très dangereux – cancérigènes par exemple (ADEME, IRH Environnement et al., 1995). Les dommages sanitaires sont également causés par l'existence dans les boues de micro-organismes pathogènes bactériologiques et viraux. Lorsque la station d'épuration fonctionne 'mal', elle rejette des eaux faiblement dépolluées dans les rivières et produit des boues hautement fermentescibles qui génèrent des nuisances olfactives. Ces nuisances concernent en priorité les riverains des stations d'épandage et des parcelles agricoles destinées à recevoir les boues. Les micro-organismes pathogènes présentent également des risques élevés pour les animaux dans le cas d'épandage sur prairies (Furet, Birraux et al., 1999). Cette incertitude touche en particulier les éleveurs en raison des risques d'ingestion de boues lors du pâturage des animaux. Le débat relatif à ces éléments pathogènes s'est exacerbé suite à la crise de l'ESB (encéphalopathie spongiforme bovine) et de la prise de conscience des limites des connaissances scientifiques relatives aux modes de transfert de ces éléments entre le sol, les plantes et les hommes. Ces organismes sont détectables⁶⁹ pour la plupart. L'exemple du prion est révélateur. Ce pathogène n'est actuellement pas détectable dans l'eau et les boues. Le risque de sa présence n'est pas nul. La probabilité d'en découvrir un jour n'est pas nulle non plus.

Le problème de la qualité des boues provient donc en amont d'un problème de risque moral posé par le caractère non observable de la qualité des effluents rejetés dans les réseaux collectifs de collecte des eaux usées, de sorte que contrairement à un 'produit' issu d'un processus productif pour lequel les intrants sont parfaitement connus, tous les composés des boues ne sont pas nécessairement identifiés *ex-ante*. Ensuite, le caractère inobservable de la plupart des caractéristiques utiles de la qualité des boues pose le problème de la production d'un signal par les producteurs. Pour les attributs de croyance et controversés comme les impacts sur l'environnement et sur la santé, un problème supplémentaire se pose, celui de crédibilisation du signalement d'une information non vérifiable.

Le choix d'un arrangement contractuel efficace devra donc tenir compte des capacités relatives des arrangements à, d'une part, contrôler les comportements clandestins des acteurs raccordés au réseau et, d'autre part, inciter à la production d'un signal crédible de la

⁶⁹ Certains pathogènes comme les 'prions' ne sont pas techniquement détectables dans les eaux ou les boues. Il existe donc une incertitude radicale sur leur présence éventuelle. Dans ce cas, les boues susceptibles d'en contenir comme les boues issues du traitement des rejets d'abattoir ne sont, par précaution, pas épandues mais incinérées.

composition des boues afin de réduire les asymétries d'information existantes entre les parties notamment au détriment des agriculteurs.

Quant au caractère controversé de certains attributs de la qualité des boues, il faut examiner maintenant plus en détail de quelle manière cela pèse sur le comportement des agriculteurs *via* les décisions prises par les consommateurs et les industries agroalimentaires.

2.3.3 L'incertitude sur le comportement des acteurs exogènes aux transactions

L'incertitude examinée ici est relative aux consommateurs et industries alimentaires dont les décisions pèsent sur le comportement des agriculteurs. La fin des années 1990 a connu une série de crises alimentaires majeures dont certaines sont associées à la gestion des déchets produits par la société – crise de l'ESB dite de la 'vache folle', dioxines – qui se sont traduites par une aversion accrue des consommateurs et par voie de conséquence des agriculteurs aux risques sanitaires. Cette aversion se traduit par des fluctuations parfois fortes et rapides de la demande de certains produits alimentaires notamment carnés comme la viande bovine (au moment de la crise de l'ESB) ou la volaille (au moment de la grippe aviaire) qui ne s'expliquent pas par les évolutions générales des prix et des revenus. Pour Combris (1997), « *la question qui se pose aujourd'hui, en France et dans de nombreux autres pays développés, est précisément celle de l'instabilité [du comportement des consommateurs]. Les variations, parfois assez brutales, des paramètres de la demande peuvent résulter d'une modification des caractéristiques qualitatives des produits mais aussi d'une modification graduelle de l'image d'un produit* ». Dans ce contexte, les épandages agricoles de boues sont susceptibles de modifier l'image des produits alimentaires dans l'esprit du consommateur et entretenir l'instabilité de la demande. Les industriels et les grands distributeurs cherchent à éviter de supporter un tel risque en contrôlant plus étroitement les processus de production agricole, en particulier l'emploi par les agriculteurs des intrants (notamment à visée fertilisante comme les boues) qui pourraient avoir un impact sur la santé humaine (Bouchet, 2003). Il s'agit d'une tendance assez générale qui se traduit par des exigences accrues envers les agriculteurs mais aussi une segmentation de l'offre de produits agroalimentaires basée sur les garanties apportées sur l'alimentation des animaux, les intrants utilisés pour la fertilisation des cultures et la lutte phytosanitaire.

Les signes officiels de qualité (AOC, Labels, AB, CQ) enregistrent par exemple depuis quelques années⁷⁰ une forte croissance des exploitations adhérentes, des volumes de production et des demandes de certification de nouvelles productions animales et végétales (Lagrange et Valceschini, 2000). De même, les initiatives strictement privées des industriels et des distributeurs se développent : en France, le groupe agro-alimentaire Bonduelle a été le

⁷⁰ A l'exception du label Agriculture Biologique qui a enregistré une baisse en 2004.

premier en 1996, à instaurer au moyen d'une charte, des mesures destinées à limiter l'usage des boues d'épuration pour la fertilisation des cultures légumières, en fixant ses propres exigences en termes de composition (en particulier métaux lourds), généralement très inférieures aux seuils réglementaires français mais « *tenant compte des exigences des pays notamment l'Allemagne et la Suisse, vers lesquels la société exporte et commercialise les légumes* » (Bracquart, 1999).

Dans ce contexte, les normes sanitaires et techniques constituent un nouvel enjeu pour le commerce international (Bureau et Gozlan, 1999; Valceschini et Mazé, 2000). Les industriels (IAA) et les grands distributeurs de l'alimentation imposent à leurs fournisseurs des restrictions d'emploi des boues d'épuration, justifiées par la volonté de maintenir leur réputation auprès des consommateurs. Ceci se traduit par une aversion accrue des agriculteurs à s'engager sur le long terme dans l'épandage et donc, des difficultés pour les communes à trouver des terres disponibles d'autant plus élevées que les agriculteurs qui les exploitent sont dans des systèmes de production animale et/ou labellisés.

2.3.4 Les implications contractuelles

Pour conclure sur les incertitudes qui entourent la fourniture du service d'épandage et les implications contractuelles prévisibles, retenons que certaines dimensions du service déterminent davantage que d'autres, le besoin de flexibilité ainsi que le degré d'incomplétude des arrangements contractuels destinés à encadrer les transactions. De plus, compte tenu notamment des incertitudes sur l'évaluation du service mais aussi du caractère peu vérifiable de l'information relative à la qualité des boues, la réalisation du service d'épandage est empreinte d'incertitudes. Il est alors probable que la fourniture du service sera plus efficacement encadrée par des contrats administrés que par des contrats classiques, toutes choses égales par ailleurs. Cela signifie que l'Etat devra prendre un ensemble de dispositions visant par des moyens incitatifs et coercitifs (règles, normes) à encadrer la qualité des boues produites et leur emploi en agriculture.

Pour analyser l'efficacité relative des différents arrangements contractuels possibles (contrats classique *versus* administrés), l'examen des caractéristiques des transactions ne suffit pas et il est nécessaire d'examiner le rôle joué par l'environnement micro-institutionnel. Il s'agit donc maintenant d'analyser plus précisément le rôle joué par les dispositifs micro-institutionnels dans le choix des arrangements susceptibles d'encadrer la fourniture du service environnemental étudié. Visent-ils l'efficacité environnementale et/ou l'efficacité économique ? Contribuent-ils à réduire les coûts de transaction supportés par les acteurs privés et/ou ceux supportés par l'administration ?

2.4 Le rôle de l'environnement (micro)-institutionnel

Il faut d'abord tenir compte « *des capacités respectives des tribunaux et de l'administration à faire appliquer les engagements* » parce que cela a un impact sur la stabilité des arrangements contractuels et limite les comportements opportunistes de « hold-up » (Crocker et Masten, 1996). Il faut également tenir compte des capacités respectives du marché et de l'administration à adapter les règles au niveau local lorsque la pertinence environnementale de la règle apparaît contestable au regard des coûts que cela impose aux agents réglementés (Ménard, 2003).

Les capacités de l'administration à faire respecter les règles et les adapter en fonction des situations locales relèvent de dispositions⁷¹ d'ordre micro-institutionnel impliquant en priorité, dans le cas de la France, les services déconcentrés (départementaux) des ministères qui édictent les textes réglementaires.

Lorsque la réglementation est sectorielle, en provenance par exemple du ministère en charge de l'agriculture, les dispositions prises impliquent en priorité l'administration déconcentrée du réglementeur (ici les DDAF) sous la responsabilité des préfets.

En revanche, lorsqu'il s'agit d'une réglementation environnementale, les dispositions prises sont plus complexes parce qu'elles impliquent plusieurs secteurs d'activités et parce que le ministère en charge de l'environnement ne possède pas sa propre administration déconcentrée au niveau départemental. Même s'il existe des DIREN au niveau régional, ces dernières n'interviennent quasiment pas sur le sujet des épandages de boues. A charge alors pour le ministère de coordonner l'action de plusieurs administrations qui ne sont pas sous sa tutelle hiérarchique : les services déconcentrés des ministères cosignataires des textes réglementaires (comme les DDAF et les DDE) avec ceux d'autres organismes concernés comme par exemple les chambres départementales d'agriculture et les conseils généraux lorsque des problèmes relatifs à la qualité des eaux et aux déchets sont en jeu.

Dans le cas étudié, le ministère en charge de l'environnement a prévu de doter les autorités administratives départementales « *d'un dispositif de suivi des épandages* » pour coordonner les actions des différents services concernés en vue, d'une part, d'assurer le respect des règles relatives à la qualité du produit et de son emploi et, d'autre part, de les adapter au niveau local en fonction « *de la nature particulière des sols et sous-sols, des milieux aquatiques, du milieu environnant et sa climatologie* »⁷².

⁷¹ Les dispositions d'ordre micro-institutionnel relèvent essentiellement de circulaires ministérielles dites interprétatives qui précisent les conditions d'application des textes réglementaires.

⁷² Décret n°97-1133 du 8 décembre 1997.

Il en découle l'hypothèse suivante selon laquelle *la mise en place d'un dispositif de suivi des épandages devrait se traduire dans les départements concernés par une capacité accrue de l'administration à faire respecter les règles et les adapter au niveau local.*

Il s'ensuit alors la proposition selon laquelle *dans les départements qui ont mis en place un dispositif de suivi des épandages, les coûts (de production et de transaction) de la fourniture du service d'épandage devraient être globalement réduits par rapport aux départements qui ne l'ont pas fait.*

3 Section 3 - Les orientations méthodologiques

Cette section expose le protocole empirique servant à tester les hypothèses et propositions déduites de notre cadre d'analyse. Nous commençons par faire le point sur les faiblesses de l'appareil statistique national et des sources administratives pour traiter des aspects d'organisation des services collectifs locaux (section 3.1.). Il s'ensuit la nécessité de produire des données originales. Nous présentons alors le protocole d'enquêtes imaginées dans le cadre de la thèse (section 3.2.).

3.1 Les faiblesses de l'appareil statistique national et la pertinence de l'échelle départementale pour la collecte des données

3.1.1 Faiblesses des sources statistiques et administratives

Dans le domaine de l'équipement des communes pour la collecte et le traitement des eaux usées domestiques, il existe plusieurs sources potentiellement exploitables.

Les sources statistiques

- L'inventaire communal : cette enquête décennale est réalisée par l'INSEE, le SCEES et la DGCL⁷³. La dernière enquête date de 1998. L'inventaire communal est obligatoire et porte sur l'équipement des communes (notamment rurales) et l'accès de la population à un certain nombre de services. La collecte de données se fait par un questionnaire adressé par voie postale directement aux maires des communes. Le questionnaire comporte une rubrique « eau et assainissement » mais aucune question relative au mode de gestion des services.

⁷³ Direction générale des collectivités locales du ministère en charge de l'intérieur.

- L'enquête statistique officielle (i.e. validée par le CNIS) intitulée « Les collectivités locales et l'environnement ». L'enquête porte sur un échantillon stratifié de 5137 communes représentatif des classes de taille des communes. L'enquête est réalisée depuis 1998 avec une fréquence triennale par l'IFEN et le SCEES et comporte un volet « eau et assainissement ». Elle est la seule à porter sur l'organisation des services (communale ou intercommunale ; en régie ou déléguée) mais malheureusement elle ne comportait jusqu'à présent aucune information sur le traitement des boues.

- D'autres sources statistiques comportent certaines données relatives aux épandages de boues d'épuration. Par exemple le recensement de l'agriculture (RA) permet de connaître, à l'échelle des communes ou des cantons, les surfaces agricoles destinées à recevoir des boues chaque année ainsi que le nombre d'agriculteurs qui pratiquent des épandages de boues.

Les sources administratives

- Le ministère en charge de l'environnement (MEDD) dispose de données fournies par les agences de l'eau. Ces données correspondent aux informations dont les agences ont besoin pour mettre en oeuvre leur politique incitative. Les données sont collectées par questionnaire auprès des collectivités en collaboration avec les SATESE. Les informations sont de nature presque uniquement technique, en lien avec les taxes et les subventions allouées aux communes par les Agences de l'eau. Par exemple, les Agences de l'eau fournissent chaque année au MEDD un bilan de l'assainissement établi sur la base de l'exploitation de données techniques nécessaires à la détermination des primes pour épuration versées aux collectivités locales » (Agence de l'eau Loire Bretagne, 2001).

- L'administration décentralisée (DDAF, DDE) dispose aussi de données mais celles-ci ne sont pas exhaustives et rarement informatisées. Les archives sont sous forme de dossiers papiers souvent incomplets. Il est nécessaire de consulter sur place les documents, ce qui suppose d'avoir une autorisation des administrations concernées pour y accéder.

Les données communales d'origine statistique et administrative portent essentiellement sur les aspects techniques et quantitatifs de l'assainissement et du traitement des boues. Il n'existe pas de base de données portant sur les aspects organisationnels et pouvant être utile à notre analyse transactionnelle. En dépit de notre volonté initiale de travailler à une échelle nationale, nous avons restreint la dimension du travail empirique à l'instar d'études précédentes sur le sujet (D'Arcimoles, Borraz et al., 2001; Nicourt et Girault, 2003).

3.1.2 Nécessité de produire des données originales et de croiser des sources⁷⁴ de données orales et écrites

L'absence de bases de données pertinentes lorsque l'unité de base de l'analyse empirique est la transaction nous a conduit à travailler sur des échantillons de taille restreinte et croiser différentes sources de données (McCann, Colby et al., 2005). Pour la collecte des données, nous avons privilégié l'échelle départementale parce que les services déconcentrés de l'Etat sont destinataires de l'ensemble des documents réglementaires riches en informations relatives à l'organisation du service : plans d'épandage, contrats d'épandage, registres des épandages. Cependant, il s'est avéré que les STEP dont la capacité d'épuration est inférieure à 2000 EH étaient relativement mal connues des services de l'Etat. Nos analyses empiriques se sont alors focalisées sur les STEP de plus grande capacité (environ une trentaine d'unité par département) pour lesquelles il nous a été plus aisé de croiser les informations collectées auprès des producteurs de boues avec les informations détenues par les services de l'Etat et des Conseils généraux (archives des SATESE).

3.1.2.1 Les sources écrites

Les données qui sont extraites de sources écrites ont une grande importance dans la démarche d'administration de la preuve car elles sont, en principe, vérifiables par des tiers (Pezet, 2004). Ainsi, une hiérarchie s'est établie implicitement entre les différentes sources, privilégiant dans la mesure du possible les sources écrites. Le type de sources écrites a également eu son importance.

Nous avons d'abord porté notre attention sur les textes réglementaires publiés au Journal Officiel (lois, décrets et arrêtés d'application, circulaires ministérielles) mais aussi la littérature grise rendant compte du processus législatif (la bibliothèque des rapports publics de la Documentation française, les discours des ministres, les questions des parlementaires et les réponses du gouvernement) afin de mieux cerner les objectifs poursuivis par le législateur.

Afin d'apprécier le degré d'adaptation des règles aux contextes locaux, nous avons ensuite mis l'accent sur les textes réglementaires locaux (arrêtés préfectoraux, municipaux) et les archives administratives des services déconcentrés de l'Etat (DDAF, DDE) : les documents réglementaires comme les plans d'épandage.

Enfin, nous avons aussi consulté les documents contractuels signés par les communes pour la gestion des STEP (contrats de délégation), l'épandage (contrats d'épandage).

⁷⁴ L'ensemble des sources mobilisées pour ce travail est consultable en annexe du présent document.

Cependant, l'analyse des documents écrits ne suffit généralement pas pour plusieurs raisons ; incomplétude, difficultés à interpréter certaines dispositions en raison de l'existence d'objectifs implicites ou cachés des réglementeurs. L'interprétation du contenu des écrits suppose alors bien souvent de recourir à des entretiens complémentaires auprès des acteurs ayant participé à leur rédaction.

3.1.2.2 Les sources orales

Les faits extraits de sources orales tiennent un grand rôle dans le protocole d'enquêtes. La sélection des personnes ressources importe dans la mesure où il est conseillé de mettre l'accent sur les « acteurs majeurs » (Pezet, 2004). Ce statut « d'acteur majeur » ne correspond pas strictement au degré d'implication des acteurs dans les activités que nous étudions. Des personnes qui ne participent pas directement peuvent se révéler des acteurs « majeurs » pour diverses raisons. Dans notre recherche, des entretiens ont été conduits auprès de plusieurs personnes ayant participé à la rédaction des textes réglementaires et en charge de leur application. Au niveau départemental, nous avons rencontré les services déconcentrés de l'Etat, des chambres départementales d'agriculture, des conseils généraux. Au niveau local, nous avons interrogé des élus municipaux en charge de la compétence « assainissement », le personnel (communal ou privé) affecté à l'exploitation des STEP, des agriculteurs. La mobilisation de différentes sources orales pose la question des modes de collecte et de conservation des informations. Pour notre part, nous avons recueilli les propos de chacun de nos interlocuteurs au cours d'interviews. Nous avons rencontré physiquement la plupart des personnes citées, certaines ont été contactées par téléphone. Ces interviews ont pris la forme d'entretiens semi directifs avec, comme support, un 'guide d'entretien' plutôt qu'un questionnaire composée de questions fermées ou de questions pour lesquelles les modalités de réponse sont prévues *ex-ante*. Afin de conserver la mémoire des informations collectées, des comptes rendus ont été systématiquement rédigés suite aux entretiens. Ces comptes rendus contiennent à la fois des éléments factuels et les interprétations des acteurs par rapport à ces faits. Les comptes-rendus ont été dans la mesure du possible, validés par les personnes interviewées elles-mêmes, quelques jours après l'entretien.

3.2 Le protocole empirique de la thèse

Cette section présente les trois axes d'investigation de la thèse en précisant à chaque fois, l'objectif du travail, les sources d'information disponibles, les modalités de collecte (cf. encadré n°3) et de traitement de l'information, en insistant sur les intérêts et limites de chacune des sources. Les méthodes utilisées dépendent du type de travaux. Le premier travail porte sur les arrangements contractuels destinés à encadrer la fourniture du service environnemental. Il repose sur des études approfondies des choix organisationnels adoptés par cinq collectivités locales et mobilise des données communales provenant des départements du

Puy-de-Dôme et de la Haute-Vienne. Le second travail est une analyse comparative du rôle et de l'efficacité des dispositifs micro-institutionnels mis en place dans les départements du Puy-de-Dôme et de la Haute-Vienne.

Encadré n°3 : L'organisation et le financement de la collecte des données

La thèse articule plusieurs travaux empiriques pour servir la démonstration d'ensemble. Tous les travaux ont été effectués dans le cadre d'un programme de recherche portant sur 8 départements du Nord du Massif central et financé par l'Agence de l'eau Loire-Bretagne, les délégations régionales de l'ADEME d'Auvergne et du Limousin et l'Union européenne (Aznar, Vollet et al., 2005). La collecte a été réalisée en grande partie au cours des étés 2004 et 2005 et nous avons bénéficié de la collaboration de plusieurs étudiants de Master de l'Université d'Auvergne (Laporte, 2004) et des écoles d'ingénieurs des travaux agricoles de Clermont-Ferrand et d'ingénieurs en agriculture de Lyon (Feryn, 2004; Massardier, 2004; Vigreux, 2004). Une grande partie des observations de terrain présentées ici est issue de leurs travaux.

3.2.1 Les analyses localisées à l'échelle communale

Compte tenu de la faiblesse des données existantes sur le sujet, des études approfondies se sont d'abord avérées nécessaires. L'objectif du travail était d'analyser finement les mécanismes utilisés pour coordonner la fourniture des services d'assainissement et d'épandage à l'échelle des communes. En vue d'une généralisation de la collecte d'information à un grand nombre de communes, le rôle des études de cas était aussi d'identifier très précisément ce qui pourrait constituer des indicateurs (mesurables) des coûts de transaction.

3.2.1.1 Des sites représentatifs de la diversité des modes d'organisation des services

La première situation polaire est celle de l'intégration totale des activités. Elle est représentée par une petite commune rurale située dans une région d'élevage du département du Puy-de-Dôme. Les boues de la station du bourg d'Orléat sont épandues sur des terrains communaux et la commune ne fait appel à aucun prestataire de services.

La seconde situation polaire est celle de l'externalisation totale des tâches associées à la production et au recyclage agricole des boues. Elle est représentée par deux communes de taille moyenne. La première est la commune rurale de Saint-Yrieix-la-Perche située dans une région de polyculture élevage du département de la Haute-Vienne. Cette commune dispose d'une station de 18 000 EH gérée par la SAUR. Avec le soutien de la chambre d'agriculture, l'entreprise Valbé se charge de la mise en oeuvre des chantiers d'épandage et du suivi réglementaire. Les épandages sont réalisés par une entreprise de travaux agricoles. La seconde est la commune périurbaine de Cournon d'Auvergne située à proximité de la plaine céréalière de la Limagne. Cournon d'Auvergne fait partie du Syndicat d'assainissement de la Vallée de l'Auzon (SIAVA, 10 communes) qui dispose d'une station de 33.000 EH située sur la commune de Cournon d'Auvergne. La gestion de cette station a été déléguée à la Compagnie

générale des eaux (CGE filiale du groupe Véolia Environnement). L'entreprise SEDE-Environnement a réalisé l'étude préalable d'épandage et est chargée de la mise en oeuvre du plan d'épandage avec un faible nombre d'agriculteurs pour épandre et donc des problèmes pour trouver une issue aux boues.

Les situations intermédiaires sont représentées également par deux communes de taille moyenne. La commune de Besse (63) est une des rares communes de taille moyenne (24.000 EH) du Puy-de-Dôme qui continue à gérer sa station d'épuration en régie. La station se situe en zone d'élevage de moyenne montagne (AOC Saint-Nectaire). C'est un employé de la commune qui s'occupe du suivi réglementaire des épandages et organise les chantiers d'épandage en prenant contact avec les éleveurs et les autres prestataires de services (ETA). La commune d'Ambazac gère sa station d'épuration (4000 EH) en régie. Un employé communal est en charge de l'organisation des chantiers d'épandages. Il est épaulé dans sa démarche par la Chambre d'agriculture de la Haute-Vienne.

Le tableau ci-dessous (n°10) présente les 5 sites étudiés.

Tableau n°10 : Les cinq sites représentatifs de la diversité organisationnelle

Collectivité	Capacité de la STEP (en EH)	Gestion de la STEP	Etude préalable / suivi réglementaire	Transport et épandage	Régime de propriété des terres
Orléat (63)	300	Régie	-	Int	Communal
Ambazac (87)	4.000	Régie	Ext/Ext	Ext	Privé
Besse (63)	24.000	Régie	Ext/Int	Ext	Privé
St-Yrieix-La-Perche (87)	18.000	Délégation (SAUR)	Ext/Ext	Ext	Privé
Val d'Auzon Cournon (63)	33.000	Délégation (CGE)	Ext/Ext	Ext	Privé

Légende : Ext : externalisation de l'opération ; Int : internalisation de l'opération

Source : enquêtes Cemagref 2004

3.2.1.2 La collecte des données sur chacun des sites

Nous avons croisé deux méthodes de collecte de l'information : des enquêtes par entretien semi-directif et le recueil de documents réglementaires et contractuels. Des entretiens semi-directifs sont conduits auprès des élus en charge de la compétence communale d'assainissement et du personnel (communal ou privé) affecté à l'exploitation des stations d'épuration (cf. tableau n°11). Sur chaque site, il a été nécessaire de rencontrer 4 à 5 personnes pour caractériser finement les transactions réalisées. Au total, ce sont 21 entretiens qui ont été réalisés.

Tableau n°11 : Les enquêtes réalisées

STEP	Nbre total d'enquêtes	Statut des personnes enquêtées			
		Elus en charge de l'assainissement	Personnel communal	Opérateur privé	Acteurs institutionnels
Orléat (63)	1	-	1	-	-
Ambazac (87)	4	1	1	1	1*
Besse (63)	4	1	2		1*
St-Yriex-La-Perche (87)	4	1	-	2	1*
Val d'Auzon (63)	6	1	1	3	1*
TOTAL			15* (19)		

Source : enquêtes Cemagref 2004

* enquêtes menées pour plusieurs sites en même temps

En complément des sources orales, nous avons collecté différents documents écrits qui comportent des informations sur la coordination entre les acteurs. Nous avons privilégié l'analyse des documents contractuels et réglementaires pour lesquels une information similaire est systématiquement présente et donc comparable (cf. tableau n°12 ci-dessous). Des études de cas ont été systématiquement rédigées.

Tableau n°12 : Les principaux documents analysés

STEP	Documents contractuels	Documents réglementaires
Orléat (63)	-	-
Ambazac (87)	Conventions d'épandage	Etude préalable révisée
Besse (63)	Conventions d'épandage	Etude préalable
St-Yriex-La-Perche (87)	Contrat d'affermage Conventions d'épandage	Etude préalable
Val d'Auzon (63)	Contrat d'affermage Contrat de prestation de service pour la réalisation de l'étude préalable (SEDE) Charte qualité intercommunale Conventions d'épandage	Etude préalable en cours de révision

Source : enquêtes Cemagref 2004

3.2.2 L'analyse sur données communales à l'échelle des départements du Puy-de-Dôme et de la Haute-Vienne

Ce deuxième axe d'investigations avait pour objectif de mieux étudier et à une plus grande échelle, les modes d'organisation du service d'épandage des boues d'épuration. Il cherchait également à d'identifier les coûts (et leurs déterminants) de la coordination avec les agriculteurs. Le protocole empirique a consisté à mesurer directement les coûts de transaction

supportés par les producteurs de boues pour organiser le service d'épandage au sein de deux départements. Les STEP de capacité d'épuration supérieure à 2000 EH ont constitué la cible de l'enquête parce qu'elles étaient mieux connues des services de l'Etat et que nous pouvions disposer plus aisément d'informations. Le questionnaire utilisé pour la collecte des données est consultable à l'annexe n°1 du présent document.

3.2.2.1 Les indicateurs mesurés

En référence à la distinction opérée par Williamson (1985), nous avons distingué deux catégories de coûts associées à la contractualisation des épandages, supportés à la fois par les producteurs de boues et les services de l'Etat en charge du contrôle (cf. tableau n°13) :

- les coûts *ex-ante* associés à la réalisation des études d'impacts préalables, à la recherche et la sélection des agriculteurs, la rédaction des contrats ; du point de vue des services de l'Etat, s'ajoutent les coûts d'instruction au niveau départemental des dossiers déposés par chaque producteurs de boues. S'ajoutent également les coûts de mesure associés aux analyses de la composition minérale, chimique et bactériologique des boues et des sols destinés à les recevoir ;

- les coûts *ex-post* associés au règlement des litiges concernant les nuisances olfactives avec les riverains des STEP, aux désistements des agriculteurs des plans d'épandage ainsi que des coûts associés à l'alimentation d'un système d'information centralisé au niveau des préfectures de département. Ces coûts comprennent également les coûts supportés par les services de l'Etat et associés aux contrôles du respect de la réglementation sur les épandages : programme prévisionnel annuel des épandages, registres des épandages, bilans agronomiques constituent les documents administratifs qui servent de support à l'expertise et au contrôle réglementaire des services de l'Etat.

Tableau n°13 : Les catégories de coûts de transaction

Coûts de transaction	
<i>Ex ante</i>	<i>Ex post</i>
- Coûts d'évaluation (E) : délimitation du périmètre d'épandage / validation administrative de l'étude préalable	- Coûts d'adaptation (A) : renégociation avec les agriculteurs, rédaction de la programmation annuelle, révision de l'étude préalable, gestion des plaintes et litiges
- Coûts de négociation avec les agriculteurs (N)	- Coûts de contrôle (C) : registre des épandages, bilan agronomique annuel
- Coûts d'écriture du contrat (D) : rédaction de conventions d'épandage (durée, contrepartie, clauses d'arbitrage)	- Coûts associés à la rupture (R) du contrat : gestion des désistements des plans d'épandage, coûts du recours temporaire à une solution alternative en cas de pollution des boues (décharge ou incinération)

Source : Adapté de Williamson (1985)

3.2.2.2 *Le dispositif d'enquête*

Le dispositif d'enquêtes porte sur un échantillon de 50 STEP (dont la taille est supérieure à 2000 EH) situées dans les départements du Puy-De-Dôme (30 STEP) et de la Haute-Vienne (20 STEP). Deux types de collecte de données ont été réalisés (enquête réalisée en juillet 2005) :

- Une collecte des données auprès des producteurs de boues (élus des collectivités locales et/ou leurs délégataires) possédant des STEP soumises à autorisation administrative d'épandage ; c'est-à-dire dont la taille est supérieure à 2000 équivalents habitants et ayant déposé une étude préalable d'épandage auprès des administrations de tutelle.
- Une collecte complémentaire des données contenues dans les archives administratives des DDAF et DDE.

Ce dispositif a permis de recueillir des indicateurs clefs révélateurs des niveaux de coûts de transaction supportés à la fois par les producteurs de boues et les services de l'Etat. Les observations empiriques se présentent sous la forme d'un fichier Excel.

L'apparente abondance de l'information dont nous disposons ne doit pas faire oublier la lourdeur de la collecte mais surtout la grande difficulté à obtenir des données relatives aux documents contractuels signés par les communes. Certaines communes, notamment les plus petites, n'en avaient signé aucun. Au total, nous disposons d'une quinzaine de contrats d'épandage signés par 15 STEP étudiées. Mais il faut préciser que le dispositif d'épandage se met progressivement en place puisque c'est seulement par une circulaire d'avril 2005 que le MEDD réaffirme l'obligation pour toutes les communes de signer des contrats d'épandage avec les agriculteurs et demande aux préfets de veiller à l'application stricte de la réglementation sur ce point. Rappelons à ce propos, que notre enquête s'est déroulée en juillet 2005.

3.2.3 **L'analyse du rôle et de l'efficacité des micro-institutions**

Ce travail comportait deux objectifs. Le premier était de comprendre le rôle joué par le « dispositif départemental de suivi des épandages » en essayant de répondre aux questions suivantes : en quoi le dispositif permet de mieux assurer la crédibilité des engagements des opérateurs privés en contrôlant et sanctionnant les comportements opportunistes ? En quoi vise-t-il le maintien d'une certaine flexibilité des arrangements afin de permettre que les règles générales puissent être spécifiées au niveau local lorsque cela présente un intérêt d'ordre environnemental et/ou économique. Le second objectif était de savoir si l'existence d'un tel dispositif avait un impact sur les coûts de transaction supportés par les producteurs de boues mais aussi les coûts administratifs supportés par les services de l'Etat.

3.2.3.1 Le choix des départements étudiés : Puy-de-Dôme et Haute-Vienne

Parmi les 8 départements sur lesquels portait notre programme de recherche, un seul disposait d'un tel dispositif lors de la réalisation de nos enquêtes (cf. tableau n°14). Si le département de la Haute-Vienne s'imposait logiquement, il s'est ensuite agi d'apprécier dans quelle mesure l'existence d'un tel dispositif s'est traduit par des capacités accrues de l'administration à faire respecter les règles et à les adapter au niveau local. Pour cela, il était nécessaire d'établir un point de comparaison avec le cas du département de la Haute-Vienne. Pour effectuer la comparaison interdépartementale, tous les départements auraient pu convenir dans la mesure où ils ne disposaient pas en 2004 de dispositif de suivi des épandages mais nous devons nous limiter à un seul département pour des questions de lourdeur des investigations⁷⁵. Cependant, nous avons opté pour le Puy-de-Dôme pour des considérations propres aux financeurs qui souhaitaient que l'étude soit menée sur deux régions administratives⁷⁶ mais au sein d'un seul bassin hydrographique (celui de l'agence de l'eau Loire Bretagne également financeur de la recherche).

Tableau n°14 : L'état de la mise en place des dispositifs de suivi des épandages dans les départements cibles du programme de recherche (2004)

Régions administratives	Départements cibles dans le programme	Dispositif départemental de suivi des épandages		
		OUI	NON	EN PROJET
Auvergne	Allier (03)			X
	Cantal (15)		X	
	Haute-Loire (43)			X
	Puy-de-Dôme (63)		X	
Limousin	Corrèze (19)		X	
	Creuse (23)		X	
	Haute-Vienne (87)	X		
Rhône-Alpes	Loire (42)		X	

Source : enquêtes Cemagref 2004, Agences de l'eau

⁷⁵ En effet, l'analyse d'un seul dispositif de suivi des épandages a nécessité la réalisation d'environ dix enquêtes auprès des services déconcentrés de l'Etat, des chambres d'agriculture ou encore des conseils généraux. A cela, il faut ajouter l'analyse fine des textes (arrêtés préfectoraux, avis des différents services concernés) et divers documents relatifs au fonctionnement du dispositif (bilan d'activités, compte rendu du comité de pilotage, etc.).

⁷⁶ Considérations portées notamment par les délégations régionales de l'ADEME de l'Auvergne et du Limousin.

3.2.3.2 *L'analyse des textes réglementaires, complétée par des entretiens auprès d'acteurs « majeurs » nationaux et départementaux*

Ce travail visait à comprendre la logique d'ensemble du dispositif micro-institutionnel tel qu'il avait été pensé dans les textes réglementaires et tel qu'il s'est mis en place dans chacun des départements étudiés. Nous nous sommes d'abord appuyé sur l'analyse des textes mais il fut également nécessaire d'effectuer des entretiens complémentaires auprès de personnes ayant participé à la rédaction des textes. Nous avons mis l'accent sur les principaux textes réglementaires (décret et arrêté ministériels, arrêtés préfectoraux) puis sur les circulaires ministérielles qui précisent les conditions de mise en oeuvre du dispositif. Afin de compléter l'analyse des textes, nous avons mené plusieurs entretiens auprès d'acteurs majeurs qui ont participé à l'élaboration des textes, notamment les ancien et nouveau responsables de la politique nationale de l'ADEME en matière de retour au sol des matières organiques et les responsables de l'APCA en raison de leur participation à un collège d'experts qui a été consulté par le ministère lors de la rédaction des textes. Au niveau départemental, d'autres entretiens ont été menés auprès des principaux services jouant un rôle dans le dispositif de suivi des épandage : les services déconcentrés de l'Etat (DDAF, DDE), les chambres d'agriculture et les conseils généraux. Cette analyse institutionnelle repose complètement sur la méthode de l'étude de cas, en outre relativement fréquente en économie néo-institutionnelle (Speklé, 2003). La « qualité » de l'étude de cas et plus généralement le caractère scientifique de la démarche de recherche, consiste à être capable de vérifier les sources mobilisées par le chercheur parce que cela détermine le caractère reproductible de la démarche et donc la crédibilité de son propos (Yin, 1990). Nous avons alors choisi de produire un récit argumenté (Prost, 1996) comme mode de restitution des connaissances accumulées lors de nos investigations (cf. chapitre 5 de la thèse). A notre sens, le récit constitue un élément de preuve dans la mesure où il rapporte des faits et qu'il est composé de nombreuses notes de bas de pages qui renvoient à des sources, des références censées valider le propos. Le texte produit également des « effets de réel », en particulier des citations de propos d'acteurs « majeurs », qui participent à l'administration de la preuve.

3.2.3.3 *Essai de quantification des effets des micro-institutions sur les coûts de transaction*

Le second objectif consistait à tester l'impact de l'existence du dispositif de suivi sur les performances de la fourniture du service d'épandage ; plus exactement nous avons réutilisé les données communales collectées sur notre échantillon de 50 STEP situées dans les départements du Puy-de-Dôme et de la Haute-Vienne.

Les indicateurs utilisés pour estimer les coûts *ex-ante* et *ex-post* de la coordination entre les producteurs de boues et les agriculteurs sont les suivants :

- Nombre de STEP ayant été confrontées à des contestations du plan d'épandage ;

- Nombre de STEP ayant été confrontées à des plaintes liées au stockage de boues ;
- Pourcentage d'agriculteurs ayant intégré le plan d'épandage rapporté au nombre total d'agriculteurs contactés ;
- Pourcentage d'agriculteurs continuant à épandre rapporté au nombre total d'agriculteurs ayant intégré le plan d'épandage ;
- Nombre de STEP placées dans l'obligation de réviser l'étude préalable (notamment en raison du renouvellement des agriculteurs).

Les indicateurs utilisés pour estimer les performances des services de l'Etat sont les suivants :

- Effectif total des services dédié au suivi des épandages (en équivalent plein temps) ;
- Temps d'instruction (en mois) des dossiers d'étude préalable ;
- Nombre de STEP ayant fait parvenir un programme prévisionnel, rapporté au nombre total de STEP ;
- Nombre de STEP ayant fait parvenir un registre des épandages, rapporté au nombre total de STEP ;
- Nombre de STEP contrôlées inopinément (annuellement) et ayant fait l'objet d'une visite sur le terrain d'un agent assermenté, rapporté au nombre total de STEP ;
- Nombre de STEP ayant fait l'objet d'une sanction, rapporté au nombre total de STEP.

3.3 Conclusion : une démarche exploratoire

Notre étude empirique comporte plusieurs travaux qui se complètent. Une collecte de données par questionnaire auprès des collectivités et/ou leurs délégataires couplé à un travail de recueil des informations contenues dans les bases et archives administratives, parfois non informatisées en particulier les archives conservées dans les services déconcentrés de l'Etat. Il faut souligner le caractère novateur du travail parce qu'il mobilise des données complètement originales permettant une analyse fine de l'organisation de la fourniture du service d'épandage mais aussi du rôle et de l'efficacité des micro-institutions. Bien que la démarche empirique adoptée s'est avérée opérationnelle, elle est caractérisée par un dispositif d'enquête lourd, ce qui en limite l'intérêt dans la mesure où le temps passé et les coûts pour reproduire un travail similaire sont élevés.

Au total, retenons que l'absence de bases de données ainsi que les difficultés à identifier les sources et recueillir les données une fois ces sources identifiées, nous ont conduit à privilégier une démarche de recherche qui peut être qualifiée d'exploratoire. Le caractère exploratoire de l'étude empirique laisse entendre que les éléments de conclusion émis sont provisoires et

soulèvent des problèmes de généralisation que nous prendrons soin de mentionner lors de la présentation des résultats obtenus.

Conclusion du chapitre

Compte tenu des caractéristiques de l'épuration des eaux usées et du traitement des boues, la fourniture du service d'assainissement ne peut relever uniquement de solutions privées, c'est-à-dire d'arrangements négociés entre les acteurs concernés à l'échelle communale⁷⁷. La poursuite d'objectifs environnementaux, qui concerne la société dans son ensemble, justifie la fixation par l'Etat d'un ensemble de normes portant sur la qualité des eaux, la qualité des boues produites et de leur emploi en agriculture.

Certains aspects de la fourniture du service qui impliquent des actifs physiques et humains spécifiques comme l'épuration des eaux usées ou sont entachées d'incertitudes comme sur la qualité des boues, nécessiteront d'être encadrés par un contrat de long terme ou/et un contrat administré par l'Etat. En revanche, d'autres aspects du service comme le choix d'un matériel de transport ou les dates auxquelles auront lieu l'épandage sur les sols agricoles relèveront vraisemblablement de négociations décentralisées. Les transactions concernées seront alors efficacement coordonnées par des mécanismes concurrentiels.

Ainsi, on peut s'attendre à ce que le service s'organise en un ensemble plus ou moins important de transactions non déconnectées les unes des autres mais encadrées par différents types d'arrangements contractuels : spot, de long terme, administré. Pour fournir le service, les collectivités locales peuvent alors adopter différentes configurations organisationnelles impliquant un nombre plus ou moins grand d'acteurs juridiquement autonomes. La configuration la plus simple correspond à une STEP en régie où la commune prend directement en charge l'ensemble des opérations techniques liées à son fonctionnement et au traitement des boues. La configuration la plus complexe est caractérisée par une STEP en gestion déléguée où le délégataire sous-traite à son tour les différentes opérations techniques impliquées dans l'épandage des boues comme le stockage et le transport.

⁷⁷ Rappelons qu'en France la compétence d'assainissement est confiée aux communes.

Chapitre 4 : Dispositif réglementaire et arrangements contractuels destinés à encadrer la fourniture du service : un cas de gouvernance mixte

CHAPITRE 4 : DISPOSITIF REGLEMENTAIRE ET ARRANGEMENTS CONTRACTUELS DESTINES A ENCADRER LA FOURNITURE DU SERVICE : UN CAS DE GOUVERNANCE MIXTE

Introduction

Les dispositions prises par l'Etat pour coordonner la fourniture du service visent essentiellement l'efficacité environnementale. Elles consistent à fixer des règles et des normes pour faire en sorte que l'objectif environnemental soit atteint. Nous cherchons alors à savoir si les acteurs en charge de la fourniture du service environnemental parviennent à le fournir en minimisant leurs coûts de production et de transaction.

Le plan du chapitre s'organise comme suit.

Dans une première section, nous commençons par présenter le dispositif réglementaire de coordination des épandages parce que ce dispositif a des conséquences sur la manière dont sont organisées les transactions entre les acteurs locaux.

La seconde section est consacrée à l'analyse des différents arrangements contractuels entre les acteurs locaux, afin d'examiner s'ils ont été, ou non, choisis pour minimiser les coûts de la fourniture du service. Nous cherchons ainsi à répondre aux questions suivantes : quels sont les arrangements contractuels mis en place ? Existe-t-il des configurations organisationnelles plus efficaces que d'autres ? Lesquelles réduisent les coûts de fourniture du service ? S'il y a recherche d'économies de coûts, ne se fait-elle pas au détriment des objectifs environnementaux et sanitaires ?

1 Section 1 – Le dispositif réglementaire de coordination des épandages

L'objectif du dispositif administratif est de fixer des normes pour suivre et améliorer la qualité des boues et de leur emploi en agriculture. Sa visée principale est de préserver l'environnement et la sécurité sanitaire des produits agricoles. Les préoccupations de réduction des coûts de transaction ne sont pas absentes mais elles apparaissent secondaires par rapport à l'objectif d'efficacité environnementale. Cette section expose, dans un premier temps, le dispositif de coordination multilatéral entre acteurs locaux et les éléments qui le composent (plan d'épandage, programme annuel), parce que le premier problème auquel sont confrontés les producteurs de boues est la sélection des terres agricoles aptes à recevoir des

boues. Elle présente, dans un second temps, les dispositions prises pour améliorer la qualité des boues destinées à être épandues.

1.1 Le dispositif de coordination multilatérale

Le dispositif vise à encadrer les comportements des communes et des agriculteurs pour éviter la dégradation des biens de nature en jeu notamment la qualité des sols⁷⁸. Du point de vue de l'Etat, il existe un arbitrage entre (1) le besoin d'encadrer très précisément les comportements des producteurs de boues dans l'objectif de préserver la qualité des sols, des eaux et du cadre de vie locale (nuisances olfactives) et (2) le besoin de laisser une certaine flexibilité au dispositif parce que certaines dimensions de la transaction d'épandage ne peuvent être spécifiées *ex-ante* par les producteurs de boues (incertitude). Cet arbitrage rend compte des tensions qui existent dans la mise en œuvre du dispositif entre l'efficacité environnementale et l'efficacité économique. La solution retenue par le réglementeur est d'obliger les producteurs de boues à planifier *ex-ante* leurs besoins en surfaces agricoles susceptibles de recevoir des boues. Or compte tenu des incertitudes qui pèsent sur la disponibilité effective des terres, cette planification est incomplète. Le réglementeur a donc prévu une procédure de programmation pour « implémenter » chaque année le plan pluriannuel d'épandage. Mais si les surfaces prévues *ex-ante* dans le plan d'épandage ne sont plus suffisantes ou ne sont plus disponibles, alors le plan d'épandage doit être révisé.

1.1.1 L'obligation d'élaborer un plan pluriannuel d'épandage

Le plan pluriannuel d'épandage est un schéma d'organisation des épandages encore appelé « étude préalable » que le producteur de boues doit soumettre à l'accord de l'administration préfectorale (DDAF ou DDE).

1.1.1.1 L'élaboration du plan d'épandage par les producteurs de boues

Depuis 1998, « tout épandage est subordonné à une étude préalable réalisée par le producteur de boues »⁷⁹ et pris en charge financièrement par lui dans sa totalité. A chaque site de production de boues (station d'épuration) doit correspondre un plan d'épandage unique. L'étude préalable présente les caractéristiques d'une étude de faisabilité dont la fonction est d'assurer la correspondance entre les besoins du producteur de boues et les possibilités d'épandage sur les terres destinées à recevoir des boues. Elle doit décrire, en outre, « les modalités de la réalisation de l'épandage y compris les matériels et dispositifs d'entreposage

⁷⁸ Articles 6, 7, 8, 13, 14, 15 et 16 du décret du 8 décembre 1997.

⁷⁹ Article 8 du décret n° 97-1133 du 8 décembre 1997.

nécessaires »⁸⁰. Elle donne lieu à un document écrit qui rassemble toutes les données réglementaires. Ce document est accompagné d'une représentation cartographique du périmètre d'épandage afin de faciliter l'instruction administrative du dossier par les services de l'Etat. L'étude préalable est donc une forme d'implémentation des règles administratives et un outil indispensable à l'administration pour effectuer sa mission de contrôle. Cette étude permet, en outre, aux producteurs de boues de réaliser des économies sur les coûts récurrents de coordination avec les agriculteurs en instaurant un cadre à la coordination temporelle et spatiale des épandages.

Concrètement, pour réaliser une étude préalable, le producteur de boues doit d'abord estimer les volumes de boues produites (variable corrélée à la population raccordée au réseau) puis calculer la surface totale de terres agricoles destinées à recevoir les boues. Cette tâche ne comporte pas d'incertitudes particulières parce qu'elle s'appuie sur des références techniques nationales fournies par les Agences de l'eau et l'ADEME (2004). Même dans les cas où la STEP est en cours de construction ou d'agrandissement et que la collectivité locale doit réaliser l'étude préalable, cela ne présente pas de difficultés particulières dans la mesure où la population qui sera raccordée à la STEP est bien connue. Il s'agit ensuite de décrire, le plus précisément possible (taille, localisation), les îlots de parcelles agricoles définissant « *le périmètre d'épandage* » encore nommé plan d'épandage de la STEP. La sélection des parcelles doit d'abord tenir compte de « *l'aptitude du sol à recevoir les boues* »⁸¹ qui dépend de sa composition⁸² (i.e. teneur en cadmium, chrome, cuivre, mercure, nickel, plomb, zinc). L'objectif est d'éviter d'épandre des boues sur des sols déjà chargés naturellement en éléments métalliques (comme les sols volcaniques par exemple). La sélection doit ensuite tenir compte des règles portant sur la distance⁸³ des terres aux habitations et aux cours d'eau. En pratique, il existe une tension entre les intérêts privés du producteur de boues à minimiser les coûts de transport des boues en privilégiant les parcelles localisées à proximité de la STEP et le respect de normes environnementales qui obligent le plus souvent à sélectionner des parcelles éloignées des habitations et des cours d'eau.

⁸⁰ Article 8 du décret n° 97-1133 du 8 décembre 1997.

⁸¹ Ibidem.

⁸² L'annexe n°5 de l'arrêté du 8 janvier 1998 précise les modalités d'échantillonnage et d'analyse des sols. « *La préparation des échantillons de sols en vue d'analyse est effectuée selon la norme NF ISO 11464 (décembre 1994). L'extraction des éléments-traces métalliques Cd, Cr, Cu, Ni, Pb et Zn et leur analyse est effectuée selon la norme NF X 31-147 (juillet 1996). Le pH est effectué selon la norme NF ISO 10390 (novembre 1994)* ».

⁸³ L'annexe n°2 de l'arrêté du 8 janvier 1998 précise les « *distances d'isolement minimales et les délais à respecter pour réaliser les épandages* ».

1.1.1.2 La procédure d'instruction de l'étude préalable par les services de l'Etat

L'instruction de l'étude préalable est réalisée par les services déconcentrés de l'Etat, DDAF et DDE réunis ou non au sein d'une MISE (cf. chapitre 5 suivant qui revient plus en détail sur le rôle des services administratifs). Elle consiste à vérifier la validité des informations contenues dans l'étude préalable, en particulier que « *l'opération (d'épandage) envisagée est compatible avec les contraintes d'environnement recensées et toutes les réglementations et documents de planification en vigueur, notamment les plans prévus à l'article 10-2 de la loi du 15 juillet 1975 relative aux déchets, et les schémas d'aménagement et de gestion des eaux prévus dans le cadre de la loi sur l'eau de 1992* »⁸⁴. Les modalités de l'instruction sont différentes selon la taille des STEP. Pour davantage de précision sur ce point, il est possible de se reporter à l'annexe n°2 du présent document.

- **Pour les STEP de grande taille**, en général supérieure à 50 000 équivalent-habitants (quantité de boues supérieures à 800 t/MS/an), une « autorisation » est nécessaire : elle requiert alors le déroulement d'une enquête publique dans toutes les communes concernées par les épandages. Cette enquête est conçue pour permettre une large information des mairies et des riverains. De plus, le producteur de boues doit obligatoirement demander l'avis du conseil départemental d'hygiène (CDH). A l'issue de cette procédure, le préfet prend un arrêté préfectoral d'autorisation des épandages.

- **Pour les STEP de plus petite taille**, une « déclaration » suffit, l'administration vérifiant si le dossier est complet et conforme avant de délivrer un récépissé. Une copie du récépissé est adressée aux maires des communes concernées. L'avis du CDH n'est pas obligatoire.

L'obligation d'étude préalable répond avant tout à une logique d'internalisation des effets externes négatifs de l'épandage et d'encadrement des comportements privés. En raison des difficultés à spécifier *ex-ante* la disponibilité effective des terres, l'étude préalable s'en tient à la sélection d'un périmètre au sein duquel pourront avoir lieu les épandages. D'autres obligations réglementaires complètent alors le dispositif d'étude préalable.

1.1.2 L'obligation d'une programmation annuelle

Chaque année, le producteur de boues est tenu⁸⁵ de rédiger un document de planification des opérations d'épandage appelé « *programme prévisionnel annuel* ». Le document doit être transmis au préfet au plus tard un mois avant le début de la campagne d'épandage. L'objectif est de prévoir pour l'année à venir la répartition temporelle et spatiale du volume de boues

⁸⁴ Décret n° 97-1133 du 8 décembre 1997.

⁸⁵ Cette disposition concerne uniquement les STEP dont la capacité d'épuration est supérieure à 2000 EH.

produit par la station d'épuration et la liste précise des parcelles agricoles destinées à recevoir ces boues (surfaces, localisation, numéro cadastral). Ce document décrit « *les parcelles réceptrices, la qualité et les quantités de boues prévues par parcelle, un calendrier prévisionnel des épandages mais aussi les dates et fréquences d'analyses des boues et des sols, ainsi que les divers intervenants en charge du stockage, du transport et des épandages* »⁸⁶. Les parcelles réceptrices sont choisies au sein du périmètre d'épandage validé lors de l'étude préalable mais la sélection des parcelles doit également tenir compte :

- des conditions d'accessibilité des terres lors des périodes d'épandage qui dépendent principalement du couvert végétal de la parcelle,
- des besoins nutritionnels des cultures en place afin d'éviter les apports excédentaires d'éléments minéraux et une éventuelle pollution des eaux souterraines,
- des quantités de boues déjà épandues sur les parcelles concernées afin de ne pas dépasser le plafond réglementaire fixé à 30 tonnes de MS de boues épandues par hectare de terre agricole sur une période de 10 années.

La programmation annuelle précise en début de campagne annuelle les volumes prévisionnels de production de boues, la sélection des parcelles destinées à recevoir effectivement ces boues et les périodes d'épandage envisagées. Ainsi, cette procédure permet de spécifier certaines dimensions qui n'avaient pu l'être lors de la réalisation de l'étude préalable comme le type et le stage végétatif des cultures qui conditionnent la coordination du service d'épandage. Dans la plupart des cas, la réalisation du programme annuel ne pose pas de difficultés. Il permet de tenir compte d'un certain nombre d'aléas sur la disponibilité des terres inscrites au plan d'épandage. Par exemple, un événement climatique non prévu comme un hiver particulièrement long, un épisode pluvieux ; ou encore d'autres types de perturbations engendrées, par exemple à Saint-Yriex-la-Perche dans la Haute-Vienne en 2003, par les dégâts causés par du gibier sur les cultures destinées à recevoir les boues. En revanche, d'autres sources d'incertitudes comme le retrait d'un ou plusieurs agriculteurs du plan d'épandage oblige généralement le producteur de boues à revoir en profondeur l'étude préalable. Ce fut le cas en 2000, à Cournon d'Auvergne, commune du département du Puy-de-Dôme où le désistement de 6 des 9 agriculteurs du plan d'épandage (suite à des craintes relatives à la commercialisation de leurs céréales) a rendu impossible la réalisation de programme annuel et entraîné la mise en CSDU d'une partie des boues pour un surcoût estimé à 140.000 euros par la collectivité. Le plan d'épandage est donc « *un document qui évolue assez rapidement en fonction du contexte, des acteurs impliqués* » et « *cela induit de trouver une certaine souplesse* »⁸⁷.

⁸⁶ Article 3 du décret n°97-1133 du 8 décembre 1997.

⁸⁷ Circulaire DE/SDPGE/BLP n°9 du 18 avril 2005.

1.1.3 Les dispositions prévues pour adapter le plan d'épandage dans le temps

Depuis 2005, un certain degré de souplesse a effectivement été introduit puisqu'il est prévu que l'étude préalable soit « *remise à jour en fonction des modifications dans la liste des parcelles mises à disposition ou des modifications des contraintes recensées initialement* », et « *le caractère notable des modifications hors du périmètre initial est apprécié en fonction du contexte local* ». En pratique, cela signifie que la procédure tient compte de la taille du plan d'épandage (cf. tableau n°15 ci-après) et que les coûts sont d'autant plus élevés que les modifications apportées sont importantes. Trois seuils sont définis par la réglementation :

1) Le premier seuil est un seuil d'information en dessous duquel les informations relatives aux modifications apportées au plan d'épandage sont simplement communiquées aux services de l'Etat sans qu'il soit nécessaire d'obtenir une autorisation de leur part. Ces données relatives à l'aptitude à l'épandage des nouvelles parcelles, incluses dans la campagne d'épandage, doivent être précisées dans le bilan agronomique correspondant.

2) Le deuxième seuil est un seuil de modification qui oblige le producteur de boues à obtenir une nouvelle autorisation des services de l'Etat. La modification doit être entendue ici comme le dépôt d'une nouvelle étude préalable avec instruction par les services départementaux compétents, mais sans enquête publique. La question de l'enquête publique doit être envisagée sur les seules communes nouvellement incluses dans le périmètre.

3) Le troisième seuil est un seuil de révision. La révision du plan d'épandage doit être entendue ici comme le dépôt d'un nouveau dossier avec instruction par les services départementaux compétents et nouvelle enquête publique dans le cadre des procédures d'autorisation. Compte tenu de la durée de la procédure de révision (plusieurs mois), les autorisations d'épandage sont suspendues par la préfecture et le producteur de boues doit être en mesure soit de stocker temporairement les boues, soit de trouver une solution alternative de traitement. Les communes s'orientent alors le plus souvent vers la mise en décharge.

Ainsi, plus les modifications apportées au plan d'épandage sont de grande ampleur, plus les procédures d'adaptation imposées par la réglementation sont longues et coûteuses pour le producteur de boues.

Tableau n°15 : Modalités réglementaires relatives à l'adaptation des plans d'épandage

Périmètre	0 à 100 ha	100 – 500 ha	500 - 1.000 ha	1.000 - 2.000 ha	> 2.000 ha
Seuils (1) de révision	> 30%	> 25% + 5 ha	> 20% + 30 ha	> 15% + 80 ha	> 10% + 180 ha
Seuils de modifications	> 15%	> 15%	> 10% + 25 ha	> 5% + 75 ha	> 3% + 115 ha
Seuils d'information	< 15%	< 15%	< 10% + 25 ha	< 5% + 75 ha	< 3% + 115 ha

Source : circulaire du ministère en charge de l'environnement du 18 avril 2005

(1) Les variations en % s'entendent à l'échelle du plan d'épandage hors du périmètre initial.

1.1.4 Les coûts de coordination des acteurs locaux et leur répartition

Le dispositif de coordination multilatérale vise d'abord à contraindre les producteurs à épandre leurs boues en tenant compte d'un ensemble de critères environnementaux et sanitaires. Le dispositif n'a pas pour objectif affiché de réduire les coûts de coordination entre acteurs locaux : l'examen des dispositions devrait nous permettre d'apprécier si certaines répondent toutefois à ce souci. Les coûts de transaction dépendent principalement de la taille des STEP et des caractéristiques des systèmes agricoles en place.

Les coûts *ex-ante* comprennent :

- les coûts d'évaluation des besoins (quantités de boues produites, surfaces agricoles nécessaires) et de rédaction du plan d'épandage qui dépendent de la taille des STEP ;
- les coûts de négociation avec les agriculteurs qui dépendent de leur nombre et de leur hétérogénéité ;
- les coûts de vérification comprenant le temps passé à vérifier le respect des normes environnementales ainsi que les frais d'analyse des sols afin de définir leur aptitude à l'épandage.

Les coûts *ex-post* comprennent :

- les coûts de programmation annuelle ;
- les coûts d'adaptation du plan d'épandage qui comprennent les coûts de recherche/négociation avec de nouveaux agriculteurs (si désistement), les coûts de

révision de l'étude préalable (nouvelles analyses de sols, temps de validation administrative),

- les coûts de gestion des plaintes et des litiges notamment pour cause de nuisances olfactives,

Les coûts *ex-post* dépendent ainsi principalement des incertitudes qui pèsent sur la disponibilité effective des terres inscrites au plan d'épandage. Le fait que la réalisation de l'étude préalable s'accompagne obligatoirement de « *l'accord écrit des utilisateurs de boues [les agriculteurs] pour la mise à disposition de leurs parcelles et une liste de celles-ci selon leurs références cadastrales* »⁸⁸ ne change rien au fait qu'il existe chaque année des incertitudes sur la disponibilité effective des terres inscrites au plan d'épandage. En effet, il n'est pas demandé aux agriculteurs de s'engager sur l'utilisation précise dans le temps de leurs parcelles, c'est-à-dire la rotation⁸⁹ des cultures. Et même si cela leur était demandé, il est très probable que la plupart d'entre eux ne le feraient pas, parce que les décisions d'allocation qu'ils prennent sont elles-mêmes soumises à des incertitudes de diverses natures : événements climatiques non prévus (épisodes pluvieux par exemple, fortes chaleurs), évolutions des conditions des marchés agricoles se traduisant par des variations des prix et/ou des subventions accordées par l'Etat selon les orientations technico-économiques des exploitations. Ces incertitudes conduisent les agriculteurs à modifier fréquemment leurs assolements. Cela a pour conséquence de perturber les anticipations des producteurs de boues sur la disponibilité effective des parcelles inscrites dans les plans d'épandage des boues d'épuration. Cependant, tous les systèmes agricoles n'engendrent pas les mêmes perturbations.

Le premier facteur d'incertitude sur la disponibilité effective des terres est le système de production parce qu'il détermine les rotations culturales mises en place par les agriculteurs. Selon les cas étudiés, les producteurs de boues sont susceptibles de connaître avec plus ou moins d'exactitude la succession des cultures sur les parcelles agricoles inscrites au plan d'épandage. Dans certains cas comme dans les régions d'élevage (à dominante herbe) ou les régions de monoculture (de maïs/blé par exemple), les systèmes de rotations sont simples et les incertitudes sont réduites. En revanche, dans d'autres cas comme à Riom (département du Puy-de-dôme), les exploitations céréalières fonctionnent avec des rotations plus complexes. Les modifications d'assolement sont plus fréquentes et nécessitent des arrangements plus

⁸⁸ Ibidem (article 2).

⁸⁹ La plupart des agriculteurs ont l'habitude d'opérer une planification, sur plusieurs années, de l'allocation de leurs terres entre différentes cultures/spécifications qu'ils choisissent de produire compte tenu des conditions du marché, de leur disponibilité en travail et des caractéristiques agronomiques des sols. Cette planification renvoie à ce que les agronomes appellent l'assolement qui consiste en la division des terres d'une exploitation agricole en soles consacrées à des cultures différentes. La succession des cultures sur une même parcelle forme la rotation (Brossier, Chia et al., 1997).

flexibles⁹⁰. Il en découle l'hypothèse suivante selon laquelle plus les rotations sont complexes et impliquent un nombre élevé de cultures, plus le producteur de boues a des difficultés à prévoir avec précision (et sans erreur) la couverture du sol et plus il est soumis à une incertitude élevée sur la disponibilité effective des terres.

Le deuxième facteur est le système de commercialisation parce qu'il détermine les contraintes qui pèsent sur les décisions d'épandage des agriculteurs. A Besse (63) par exemple, tous les agriculteurs impliqués dans le plan d'épandage sont des éleveurs. Il n'existe donc pas de difficultés particulières à prévoir la couverture du sol (car le parcellaire est implanté en totalité en herbe) mais l'incertitude provient du fait que tous les agriculteurs produisent du lait pour l'AOC Saint-Nectaire. Cette incertitude nécessite également des arrangements plus flexibles. Il en découle l'hypothèse suivante : le producteur de boues est confronté à une incertitude d'autant plus élevée sur la disponibilité effective des terres inscrites au plan d'épandage que les agriculteurs concernés sont engagés dans des systèmes labellisés de commercialisation (type AOC).

Le niveau des coûts de transaction varie donc selon les caractéristiques agricoles de la région dans laquelle la STEP est située. Selon les contextes locaux, on peut alors s'attendre à ce que, les économies de coûts de production que les producteurs de boues réalisent en recourant à l'épandage (par rapport aux autres solutions disponibles) soient compensées par les coûts de transaction que cette solution engendre. La question de la réduction mais également celle de la répartition de ces coûts sont centrales dans la suite de la thèse : existe-t-il des arrangements plus aptes que d'autres à les réduire ? Quel rôle jouent les micro-institutions de ce point de vue ?

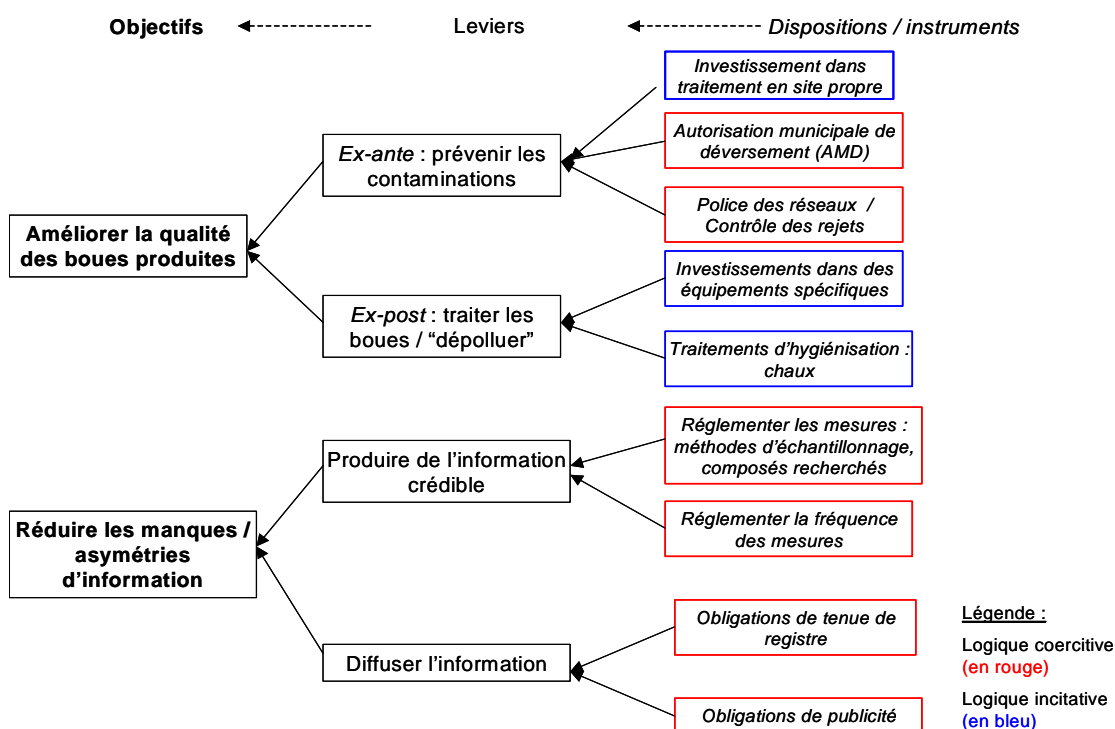
1.2 Les dispositions prises pour réduire les incertitudes relatives à la qualité des boues et des épandages

Le second objectif affiché du dispositif administratif est de contrôler la qualité des boues produites. Pour cela, le réglementeur a pris deux séries de dispositions complémentaires qui relèvent d'une logique à la fois coercitive et incitative (cf. graphique n°11). La première série de dispositions vise à améliorer la qualité des boues produites en jouant à la fois sur des leviers *ex-ante* de prévention des contaminations des boues et des leviers *ex-post* de « traitement » des boues brutes produites. La seconde série de dispositions vise à réduire les manques et les asymétries d'information dans une logique qui consiste à obliger le producteur de boues à signaler la qualité de la boue aux autorités réglementaires ainsi qu'aux

⁹⁰ Cette affirmation est à nuancer car des systèmes de rotation plus complexes facilitent la coordination en rendant possible les opérations d'épandage sur des plages temporelles plus larges (par exemple cultures de printemps et d'hiver).

agriculteurs. Tous les producteurs de boues doivent alors « *mettre en place un dispositif de surveillance de la qualité des boues et des épandages* » et « *tenir à jour un registre qu'ils communiquent régulièrement aux utilisateurs* »⁹¹. La mise en place de ce dispositif obligatoire représente une autre source de coûts pour le producteur de boues.

Graphique n°11 : La réglementation de la qualité du service d'épandage (enquêtes Cemagref 2004)



1.2.1 Les dispositions prises pour améliorer la qualité des boues

1.2.1.1 Les dispositions ex-ante

Les dispositions *ex-ante* relèvent essentiellement d'une logique coercitive visant principalement à contrôler les rejets d'effluents. Ce contrôle est indispensable parce que le caractère collectif du service de collecte des eaux usées favorise les comportements opportunistes des agents raccordés aux réseaux d'assainissement. Ainsi, les dispositions

⁹¹ Article 9 du décret n°97-1133 du 8 décembre 1997.

réglementaires suivantes ont été prises. Pour les entreprises industrielles et artisanales, « *tout déversement d'eaux usées, autres que domestiques, dans les égouts publics, doit être préalablement autorisé par la collectivité* »⁹². L'autorisation de déversement est un acte administratif unilatéral, délivré par le maire ou par le président du syndicat intercommunal. Il prend la forme d'un arrêté de la collectivité concernée. Elle fixe les critères de qualité de l'eau avant rejet dans le réseau collectif (en concentration et en débit). Pour autoriser ou non le déversement dans le réseau collectif, la collectivité prend en compte l'étude de la composition des effluents (quantité et qualité) et la capacité de traitement de la STEP. L'arrêté d'autorisation de déversement peut fixer des exigences de pré-traitement, par exemple la mise en place d'un bac à graisse, d'un séparateur hydrocarbures, d'une analyse des eaux avant rejet. Les pré-traitements prévus par l'autorisation de déversement peuvent faire l'objet d'une aide financière de l'Agence de l'eau. En contrepartie du service d'assainissement fourni par la collectivité, celle-ci perçoit une redevance d'assainissement. Le respect de l'arrêté est assuré par la police des réseaux qui est de la responsabilité du maître d'ouvrage en charge du réseau de collecte⁹³.

1.2.1.2 Les dispositions ex-post

Les dispositions *ex-post* visent à traiter les boues produites pour réduire la teneur de certains de leurs composés indésirables. Une fois extraites du système d'épuration, les boues subissent un ensemble de pré-traitements dits liminaires. Ces traitements visent à limiter la dangerosité des déchets, les rendre plus homogènes et plus aisément transportables. Les boues subissent, après extraction du décanteur, des traitements qui visent à (1) augmenter la siccité de la boue afin de réduire les coûts de transport, de stockage et d'incinération, (2) limiter le pouvoir fermentescible des boues afin de réduire les nuisances olfactives, (3) augmenter l'acidité de la boue afin d'accroître sa vitesse de dégradation dans le sol ($\text{pH} > 6$) et la biodisponibilité de sa composante minérale (NPK) à destination des cultures (si le recyclage a été choisi). Trois techniques peuvent être mises en oeuvre.

La première technique est la concentration des boues par **déshydratation** qui est obtenue par trois procédés différents dont les coûts sont croissants : mécanique, chimique et thermique. Les procédés mécaniques consistent en un épaissement obtenu par des mécanismes gravitaires (tables d'égouttage) ou des mécanismes de déshydratation alimentés par une source d'énergie extérieure (centrifugeuses, filtres à bandes et filtres-presses). Les procédés chimiques consistent en l'ajout de flocculants, tels les polymères ou le chlorure ferrique, facilitant l'agglomération des boues. Les procédés thermiques procèdent par chauffage et évaporation de l'eau contenue dans les boues.

⁹² Article L 1331-10 du Code de la santé publique.

⁹³ Circulaire DE/SDPGE/BLP n°9 du 18 avril 2005.

La deuxième technique est le **chaulage** des boues : l'ajout de chaux limite le pouvoir fermentescible des boues et permet d'accroître leur valeur agronomique, jouant indirectement un rôle incitatif pour les agriculteurs.

La troisième technique est le **compostage** des boues qui est un procédé de dégradation aérobie (hors sol) de la matière organique contenue dans la boue. En France, en 2001, 6% des volumes de boues ont été compostés et ce pourcentage tend à augmenter (IFEN, 2004b). Le compostage des boues réduit le pouvoir olfactif et fermentescible du produit et favorise, sur le plan agronomique, la biodisponibilité de la composante minérale de la boue. Enfin, la boue compostée présente d'autres avantages comme son aspect (couleur, odeur) la rendant mieux acceptée par les agriculteurs (ADEME et RECYVAL, 2000). En revanche, ce procédé ne résout pas les risques associés à la présence d'éléments traces métalliques ou polluants organiques dans les boues. Depuis 2004, les composts de boues bénéficient d'une norme⁹⁴ d'application obligatoire qui permet de se soustraire aux dispositions de la réglementation sur les épandages de boues, en particulier l'obligation de réaliser un plan d'épandage. Or la question se pose de ce qui justifie que l'Etat accepte un relâchement du contrôle administratif sur l'utilisation d'un produit qui n'offre pas *a priori* de meilleures garanties que les boues sur certaines catégories de risques.

Au final, retenons que l'intérêt du traitement liminaire des boues est limité du point de vue environnemental parce que les boues ne peuvent être dépolluées. Cela dépend toutefois des composés en jeu. Pour les métaux lourds et les composés organiques non dégradables, les techniques d'extraction n'existent pas ou ont des coûts prohibitifs. Mais concernant les micro-organismes pathogènes responsables de nuisances olfactives ou de contaminations des animaux, les traitements d'hygiénisation (par chaulage ou déshydratation) sont indispensables parce que la prolifération des bactéries pathogènes a lieu principalement au sein de la STEP et non en amont lors du rejet des eaux usées. Les investissements nécessaires à ces traitements sont subventionnés par les Agences de l'eau à hauteur de 40%.

L'intérêt respectif des dispositions *ex-ante* et *ex-post* repose sur le type de composés en jeu. Lorsque les sources de contamination sont peu nombreuses (notamment pour les EMT), bien identifiées (les rejets industriels), alors il est possible de prévenir efficacement les contaminations par exemple par la signature d'une autorisation municipale de déversement (AMD) et la mise en place d'une police des réseaux⁹⁵. En revanche, les comportements des ménages qui sont responsables notamment de rejets médicamenteux, de solvants et composés

⁹⁴ Arrêté du 18 mars 2004 de mise en application obligatoire de la norme NF U 44-095 « Composts contenant des matières d'intérêt agronomique issues du traitement des eaux ».

⁹⁵ Actuellement, d'après le ministère en charge de l'environnement, de nombreux industriels déversent encore des effluents dans les réseaux collectifs sans avoir obtenu l'autorisation des autorités communales (circulaire DE/SDPGE/BLP n°9 du 18 avril 2005).

organiques non dégradables ne peuvent être encadrés de la même manière en raison du nombre élevé des sources de contamination et du coût prohibitif qu'aurait un tel dispositif de surveillance. Ainsi, le nombre important et non connu avec précision des éléments qui entrent dans la composition des boues ainsi que les multiples sources de contamination des effluents rendent indispensables les dispositions *ex-post* visant à traiter mais surtout à signaler/surveiller la composition des boues produites et le respect des normes d'épandage : dates, quantités, distances aux habitations, etc. (Barbier et Lupton, 2003).

La section suivante examine comment les producteurs de boues signalent la qualité des boues qu'ils produisent ainsi que la qualité des épandages parce que « *l'enjeu n'est pas uniquement de contrôler la qualité des boues mais l'activité 'épandage' elle-même* »⁹⁶. Ces mesures informationnelles complètent le dispositif réglementaire.

1.2.2 Les dispositions prises pour signaler la qualité des boues

Ces dispositions relèvent d'une logique essentiellement coercitive et reposent sur la production et la diffusion d'une information liée à un principe d'auto-surveillance et destinée à réduire les manques et les asymétries entre les acteurs concernés. La signalisation porte sur certains attributs « d'expérience » ou « de croyance » de la qualité des boues comme leur valeur agronomique ou leur dangerosité sanitaire. L'objectif est de les transformer en attributs de « recherche » directement observables et contractualisables en fournissant une information réglementée aux agriculteurs et aux autorités administratives.

1.2.2.1 L'obligation de surveillance de la qualité des boues et des épandages

Depuis 1998, les producteurs de boues doivent mettre en place « *un dispositif de surveillance de la qualité des boues et des épandages* » afin de « *pouvoir justifier à tout moment sur support écrit de la localisation et de l'utilisation des boues produites en référence à leur période de production et aux analyses réalisées* »⁹⁷. La surveillance porte sur « *la provenance et l'origine des boues, les caractéristiques de celles-ci, et notamment les principales teneurs en éléments fertilisants, en éléments traces et composés organiques traces, les dates*

⁹⁶ Circulaire DE/SDPGE/BLP n°9 du 18 avril 2005.

⁹⁷ Article 17 de l'arrêté du 8 janvier 1998.

d'épandage, les quantités épandues, les parcelles réceptrices, et les cultures pratiquées »⁹⁸. Cette procédure consiste à obliger les producteurs de boues à surveiller le respect d'un ensemble de normes de qualité des boues et de règles relatives à la réalisation des opérations d'épandage.

Les agents réglementés (les collectivités locales et/ou leurs délégataires) collectent eux-mêmes les informations nécessaires à la réalisation des contrôles. Cela évite aux agents administratifs de se rendre systématiquement sur les sites des STEP. Les coûts du contrôle sont donc en partie à la charge des producteurs de boues qui doivent saisir, conserver la mémoire et transmettre l'information collectée correspondant à la fois aux prévisions et aux réalisations effectives. Du point de vue de l'Etat, cette procédure d'auto-surveillance a l'intérêt de réduire les coûts du contrôle administratif. En revanche, elle présente des risques accrus de fraudes ou de saisie incorrecte (même involontaire) des informations.

1.2.2.2 La production d'une information obligatoire liée au principe d'auto-surveillance

Les données saisies par le producteur de boues dans le cadre du dispositif de surveillance font l'objet de la rédaction de deux documents : le registre des épandages et sa synthèse ainsi que le bilan agronomique annuel.

Le registre des épandages enregistre de façon systématique les informations relatives aux opérations d'épandage afin de conserver la 'mémoire' des réalisations passées sur une période d'au moins 10 ans. Dans le registre, le producteur consigne les données suivantes :

- les quantités de boues produites dans l'année (volumes bruts, quantités de matière sèche hors et avec ajout de réactif) ;
- les méthodes de traitement des boues ;
- les quantités épandues par unité culturale avec les références parcellaires, les surfaces, les dates d'épandage, les cultures pratiquées ;
- l'ensemble des résultats d'analyses pratiquées sur les sols et les boues avec les dates de prélèvements et de mesures et leur localisation ;
- l'identification des personnes physiques ou morales chargées des opérations d'épandage et des analyses.

Le bilan agronomique annuel enregistre de façon systématique toutes les informations permettant de justifier, auprès de l'administration décentralisée et des agriculteurs, l'intérêt agronomique de l'épandage des boues sur les sols agricoles. L'objectif est d'améliorer la

⁹⁸ Article 9 du décret du 8 décembre 1997.

valorisation économique des boues par les agriculteurs et d'éviter les pratiques de sur-fertilisation à l'origine de « lessivage » des éléments minéraux contenus dans les boues. Dans le bilan agronomique, le producteur consigne les données suivantes⁹⁹ :

- un bilan qualitatif et quantitatif des boues épandues ;
- les quantités d'éléments fertilisants apportées par les boues sur chaque unité culturale et les résultats des analyses de sols ;
- les bilans de fumure réalisés sur des parcelles de référence représentatives de chaque type de sols et de systèmes de culture, ainsi que les conseils de fertilisation qui en découlent. Il est également recommandé d'enregistrer, pour chaque parcelle, les fumures complémentaires, minérales ou organiques.

1.2.2.3 La diffusion de l'information produite par les producteurs de boues

L'information produite est d'abord destinée aux autorités préfectorales puis aux agriculteurs. L'information des autres acteurs concernés (riverains, associations) ne relève pas de dispositions réglementaires mais de circulaires ministérielles¹⁰⁰ venant préciser ou compléter les textes réglementaires. Ainsi, en fin d'année civile, le producteur de boues doit adresser au préfet un compte-rendu sur le déroulement des opérations : c'est la synthèse du registre d'épandage. Cette synthèse doit également être adressée au service chargé de la police de l'eau et aux utilisateurs de boues (agriculteurs) selon un format réglementaire défini par l'annexe 6 de l'arrêté du 8 janvier 1998. Le bilan agronomique doit aussi être adressé aux mêmes destinataires, au plus tard, en même temps que le programme annuel d'épandage de l'année suivante. Le préfet peut ensuite communiquer ces documents sur demande écrite de leur part aux personnes privées et morales, riverains, associations, agriculteurs. Ce plan de diffusion relève d'une logique de réduction des asymétries information. Pour le réglementeur, il s'agit de disposer des données nécessaires pour suivre les flux quantitatifs d'éléments indésirables dans les sols, notamment les métaux lourds. Pour les agriculteurs, il s'agit de connaître précisément les valeurs fertilisantes des boues de manière à pouvoir intégrer les épandages dans leur plan de fertilisation de l'année.

La section suivante examine les carences du dispositif de signalisation, en particulier le fait que les informations produites sont parfois insuffisantes ou ne parviennent pas à l'ensemble

⁹⁹ Article 4 de l'arrêté du 8 janvier 1998.

¹⁰⁰ La circulaire DE/GE n° 357 du 16 mars 1999 invite les préfets à mettre en place des comités locaux de concertation soit au niveau départemental, soit au niveau infra-départemental. La circulaire DE/SDPGE/BLP n°9 du 18 avril 2005 précise qu'il est « indispensable qu'une [plus] large information soit mise en place pour que les épandages de boues sur terres agricoles soient acceptés par tous ».

des acteurs concernés ainsi que les problèmes de fiabilité des données produites et transmises par les producteurs de boues.

1.2.2.4 Le niveau des réclamations révélateur de problèmes qui demeurent

Nos études de cas montrent que de nombreux producteurs de boues sont confrontés, à des degrés divers, à des réclamations et plaintes portant sur le stockage des boues (nuisances olfactives, visuelles) et les opérations d'épandage (nuisances olfactives et sonores le plus souvent mais également risques sanitaires). Dans le Puy-de-Dôme et la Haute-Vienne, ces réclamations émanent le plus souvent des populations riveraines organisées parfois en association. Elles émanent également des élus (1 cas dans le Puy-de-Dôme), d'une association de protection de la nature (1 cas dans le Puy-de-Dôme), de propriétaires fonciers (1 cas dans le Puy-de-Dôme) et de l'industrie agroalimentaire (1 cas toujours dans le Puy-de-Dôme). Elles sont destinées, selon les cas, aux maires, aux gestionnaires des STEP et aux autorités administratives départementales (DDAF le plus souvent). Ces réclamations renvoient, selon nous, à trois problèmes distincts :

- 1) L'information produite est jugée insuffisante par certains groupes d'acteurs concernés par les épandages : les associations de protection de la nature contestent par exemple les études d'impacts, les riverains contestent les règles de distance d'épandage.
- 2) L'information produite par les producteurs de boues peut être erronée de manière volontaire ou non : cela pose la question de la crédibilité de l'ensemble du dispositif réglementaire de signalisation de la qualité des boues et des épandages. Il peut, en effet, être moins coûteux pour un producteur de frauder sur les données qu'ils consignent plutôt que de porter à la connaissance de l'administration certaines informations qui impliqueraient des procédures longues et coûteuses. On comprend alors qu'il peut être moins coûteux d'épandre ponctuellement des boues dont la composition ne respecte pas les normes de qualité plutôt que de recourir temporairement à une autre solution d'élimination comme la mise en décharge des boues. De la même façon, il peut être moins coûteux d'épandre des quantités excessives de boues sur certaines parcelles (ce qui n'est pas vérifiable *ex-post*) plutôt que de s'engager dans une procédure de modification du plan d'épandage. Ces fraudes sont facilitées par le fait que le rédacteur sait pertinemment que les informations contenues dans le registre et le bilan agronomique sont difficilement vérifiables par les services de l'Etat pour des raisons de temps de contrôle (effectif insuffisant) et de compétences (agronomiques). On peut s'attendre à ce qu'en l'absence d'un dispositif permettant de s'assurer de la validité des données saisies par les producteurs, les documents transmis aux autorités réglementaires ne reflètent pas exactement, au moins dans certains cas, la réalité des opérations d'épandage.
- 3) L'information produite n'est pas toujours diffusée de manière suffisante. Rappelons par exemple que seules les STEP de grande taille sont soumises à enquête publique. Les plaintes que nous avons examinées montrent que des asymétries d'information demeurent

notamment chez les populations riveraines, les propriétaires fonciers ou encore chez les consommateurs de produits agricoles.

A l'issue de cette section, il nous apparaît que pour rendre compte de l'efficacité des mécanismes réglementaires dont l'objectif est de signaler la qualité du service rendu (qualité des boues produites et qualité des épandages), il faut examiner la capacité des autorités administratives à (1) définir le niveau pertinent d'information à produire, (2) crédibiliser les signaux informationnels fournis par les producteurs de boues et (3) diffuser l'information produite à tous les acteurs concernés par l'épandage. Ces éléments devraient relever de dispositions d'ordre micro-institutionnel dont l'analyse est au centre de notre chapitre 5 suivant.

Retenons aussi que l'objectif principal du réglementeur est la protection de la qualité des sols et la sécurité sanitaire des matières premières agricoles cultivées sur des sols destinés à recevoir des boues. Les coûts de coordination entre acteurs locaux ne constituent pas vraiment une préoccupation de l'Etat même si cette préoccupation n'est pas complètement absente des dispositions réglementaires adoptées. Examinons maintenant en quoi les arrangements contractuels destinés à encadrer les transactions permettent de minimiser les coûts (de production et de transaction), une fois l'objectif environnemental fixé par l'Etat. Ces arrangements spécifient un certain nombre de dimensions du service qui ne relèvent pas du cadre réglementaire. De leur adaptation aux problèmes posés, va dépendre l'efficacité de la fourniture du service.

2 Section 2 - Les caractéristiques des arrangements contractuels

L'organisation du service environnemental étudié constitue un cas de gouvernance que nous qualifions de mixte parce que les transactions sont coordonnées à la fois des mécanismes réglementaires et des mécanismes concurrentiels. Comme la fourniture du service s'organise généralement en plusieurs transactions impliquant différents prestataires juridiquement autonomes, on peut s'attendre à la coexistence de plusieurs types d'arrangements contractuels (spot, long terme, administré) pour la fourniture du service. La question du caractère adéquat ou non de l'arrangement contractuel est à examiner en fonction de la nature du problème posé (ie. les caractéristiques des transactions). La section commence par examiner la question du choix de l'arrangement pour gérer la STEP parce qu'il s'agit du premier problème auquel sont confrontées les collectivités locales. Elle aborde ensuite les arrangements adoptés par les producteurs de boues pour transporter les boues. Elle traite enfin et plus longuement des contrats d'épandage entre producteurs de boues et agriculteurs.

2.1 Les arrangements pour la gestion des STEP

En France, une vaste littérature traite de la question de la délégation de service public en général (Défeuilly, 2000). Dans le domaine des services d'eau et d'assainissement les travaux soulignent tantôt l'efficacité (Garcia et Thomas, 2001; Guérin-Schneider, Bonnet et al., 2003), tantôt les failles de ce mode de gestion (Cour des comptes, 1997; Tavernier, 2001). Toujours dans ce domaine, les travaux portaient jusqu'à présent essentiellement sur le problème de la qualité de l'eau (Ménard et Saussier, 2000; Carpentier, Nauges et al., 2004), alors que nous nous intéressons à celui de la qualité des boues et de leur élimination. Bien que la question de l'efficacité des différents modes de gestion de ce point de vue soit tout à fait importante, nous ne l'avons pourtant pas vraiment traitée. L'absence de base de données et l'ampleur des investigations empiriques nécessaires pour traiter la question de l'organisation de la fourniture du service considéré dans son ensemble nous ont contraint à faire des choix. Ainsi, nous avons mis l'accent sur l'analyse de l'arrangement contractuel entre les producteurs de boues et les agriculteurs, ainsi que sur le rôle des dispositifs micro-institutionnels à l'échelle départementale (cf. chapitre 5).

Concernant la question des modes de gestion des STEP, nous faisons donc surtout état des enseignements tirés de travaux réalisés par des économistes sur ce sujet, notamment ceux portant explicitement sur la question de l'efficacité de la gestion déléguée par rapport à la gestion en régie dans le domaine étudié. Notre contribution porte seulement sur la question des effets que peut avoir l'obligation d'élimination des boues sur l'efficacité des modes de gestion choisis par les collectivités locales. Nous chercherons à donner des éléments de réponse à deux questions : l'obligation d'élimination des boues constitue-t-elle un motif pour les collectivités locales de déléguer la gestion des STEP ? Le changement réglementaire de 1997-98 est-il susceptible d'avoir perturbé (« désaligné »), au moins dans certains cas, les arrangements entre les collectivités locales et leurs délégataires ?

2.1.1 Les contrats de délégation : des arrangements administrés

Deux modes de gestion des STEP sont possibles : la régie municipale et la délégation de service public (DSP). Dans les cas de régie municipale, ce sont les services techniques (employés municipaux) qui font fonctionner la STEP, assurent l'entretien du réseau et des équipements. Dans les cas de délégation, le service d'assainissement est confié à une entreprise privée dans le cadre de contrats de délégation, lesquels sont des arrangements de moyen ou long terme dont la durée est généralement comprise entre 8 et 12 ans. En France, en 2001, 64% des STEP étaient gérées sous forme de régies municipales ou intercommunales et représentaient 46% de la population tandis que la délégation du service concernait 36% des communes et 54% de la population française. Ces dernières sont donc des STEP de taille plus importante (Institut Français de l'Environnement, 2006).

Du point de vue de la TCT, les contrats de délégation de service public sont des contrats administrés (Huet et Saussier, 2003; Saussier, Ménard et al., 2004). En effet, dans la tradition française de la délégation de service public, les collectivités locales qui souhaitent déléguer la gestion des services à la population dont elles ont la charge sont soumises à des règles bien précises. Une délégation de service public est « *un contrat par lequel une personne morale de droit public confie la gestion d'un service public dont elle a la responsabilité à un délégataire public ou privé, dont la rémunération est substantiellement liée aux résultats de l'exploitation du service. Le délégataire peut être chargé de construire des ouvrages ou d'acquérir des biens nécessaires au service* »¹⁰¹. La DSP est réglementée par deux lois principales qui encadrent les comportements de l'entité délégante et de son délégataire : la loi Sapin¹⁰² (1993) instaure notamment une procédure de publicité permettant la présentation de plusieurs offres concurrentes ; la loi Barnier¹⁰³ (1995) qui instaure une limitation de la durée des contrats et l'obligation pour le délégataire de produire chaque année à l'autorité délégante un rapport comportant notamment les comptes retraçant la totalité des opérations afférentes à l'exécution de la délégation de service public et une analyse de la qualité de service. Les contrats de délégation précisent donc l'ensemble des tâches que le délégataire doit assurer. Ils précisent également la répartition des investissements nécessaires.

Les tâches déléguées sont les suivantes :

- l'entretien des réseaux d'assainissement,
- le fonctionnement des STEP,
- l'évacuation des boues¹⁰⁴ et leur transport au lieu de dépôt ou de traitement (dans les cas d'épandage des boues, la collectivité établit le projet de plan d'épandage). Mais la délégation de la STEP n'exonère pas la collectivité de responsabilités en cas de dommages causés par les épandages.

La réglementation encadre également la répartition des responsabilités entre la collectivité et son délégataire. Ainsi, la circulaire du 16 mars 1999 précise à ce propos que « *sans préjudice des responsabilités civiles susceptibles d'être retenues, la responsabilité de l'exploitant peut être engagée en cas de non respect des obligations contenues dans le décret* ». *La responsabilité du propriétaire de l'ouvrage (collectivité) reste engagée, notamment pour tous*

¹⁰¹ Article 38 de la Loi n°93-122 du 29 janvier 1993 relative à la prévention de la corruption et à la transparence de la vie économique et des procédures publiques, dite « Loi Sapin »

¹⁰² Ibidem.

¹⁰³ La loi du 2 février 1995 relative au renforcement de la protection de l'environnement (dite « Loi Barnier »).

¹⁰⁴ Conformément au code général des collectivités territoriales, l'élimination des sous-produits de l'assainissement fait partie intégrante du service public d'assainissement (circulaire du 16 mars 1999).

les cas qui ne correspondent pas directement à un manquement aux dispositions du décret. À titre d'exemple, si la vérification de la qualité des boues avant épandage relève de la responsabilité de l'exploitant, l'autorisation de raccordement des rejets non domestiques dans les réseaux au titre de l'article L. 35-8 du code de la santé publique reste bien de la responsabilité du propriétaire du système d'assainissement. De même, si la gestion agronomique des boues relève de l'exploitant, la construction des capacités de stockage suffisantes pour permettre cette gestion peut relever soit du propriétaire de l'unité de traitement soit de l'exploitant selon les dispositions prévues dans le contrat de délégation de service public ».

2.1.2 Le choix du mode de gestion

Nous reprenons ici les arguments développés par Carpentier, Nauges et Reynaud (2004) sur la question des performances de la régie et de la délégation avant de passer à la contribution de Ménard et Saussier (2003) qui adopte l'approche théorique privilégiée dans la thèse. Le choix entre régie et délégation est d'abord déterminé par les caractéristiques du service de distribution et traitement de l'eau, car c'est cette question qui a d'abord été traitée par les collectivités locales. Comment alors situer les modifications qu'introduit la montée des préoccupations touchant à la qualité des boues et leur traduction réglementaire ? Vont-elles dans le même sens que pour la distribution et le traitement de l'eau ou pas tout à fait ?

2.1.2.1 Les déterminants du choix entre régie et délégation

Un peu plus de la moitié des communes françaises délègue actuellement la gestion du service de l'eau à des entreprises privées. L'incidence de ce choix du mode de gestion sur le coût du service et l'ampleur des différences observées entre modes de gestion privée ou publique sont des questions d'actualité. Une évaluation des effets sur le niveau des prix de la délégation des services de l'eau potable en France montre que les conditions d'exploitation de ces services permettent d'expliquer en grande partie l'écart de prix existant entre la moyenne des prix pratiqués par les délégataires privés et celle constatée pour les régies en 1998. Ces résultats confortent l'idée que les communes ont tendance à choisir la gestion privée si elles font face à des conditions d'exploitation difficiles (Carpentier, Nauges et al., 2004).

Pour leur part, Ménard et Saussier (2003) utilisent le cadre théorique de la TCT pour rendre compte des choix contractuels des collectivités locales. Concernant l'impact des évolutions réglementaires sur les contrats de distribution et d'assainissement, en particulier sur la durée des contrats, les mécanismes de contrôle, l'évolution de la répartition des investissements, les auteurs avancent l'idée de forte présomption que les collectivités locales ont de réels problèmes contractuels en raison de comportements opportunistes des délégataires. Elles cherchent alors à résoudre ces problèmes, par exemple en reprenant en mains les

investissements les plus difficilement observables et vérifiables, dans la mesure où ils ont un effet sur la qualité du service.

Autrement dit, le raisonnement de Ménard et Saussier (2003) sur la distribution et le traitement de l'eau peut-il être transposé au cas étudié ? Les investissements relatifs au traitement des boues, et qui sont spécifiques, n'ont-ils pas tendance à être réalisés par les collectivités et non par les délégataires, pour des raisons qui peuvent être similaires ou différentes, par exemple le refus des délégataires d'investir dans ces actifs compte tenu des incertitudes sur la relation avec le « monde agricole » ?

Afin de répondre à ces questions, nous disposons d'une base de données des 461 STEP du département du Puy-de-Dôme. Cette base de données n'a pas été construite dans l'objectif unique de notre travail de thèse. Elle constitue un élément d'un programme de recherche piloté par le Cemagref entre 2003 et 2005 avec le soutien de l'ADEME et de l'Agence de l'eau Loire-Bretagne. L'encadré n°4 ci-dessous présente les caractéristiques de cette base de données.

Encadré n°4 : La base de données communales du Puy-de-Dôme

Dans le département du Puy-de-Dôme, nous avons mobilisé une base de données constituée en 2004 par le Cemagref et portant sur toutes les STEP (461) du département (Massardier, 2004). La collecte a été effectuée à l'aide d'un questionnaire comportant principalement des questions fermées. Le questionnaire a été adressé aux élus communaux en charge des questions d'assainissement : soit le président de la commission environnement, soit le président du syndicat d'assainissement. Dans les cas des STEP gérées en régie, le questionnaire a également été envoyé aux services techniques des communes ou des syndicats d'assainissement. Dans les cas des STEP en délégation, le questionnaire a été envoyé aux délégataires. Le questionnaire a été administré par voie postale et par téléphone. Des informations complémentaires ont été fournies par le SATESE ainsi que les services de la DDAF. Les variables concernent les choix techniques et organisationnels en matière d'assainissement et de traitement des boues. Les données sont soit qualitatives et donc codées avec p modalités (mode de gestion STEP, type de traitement de l'eau, destination des boues) soit quantitatives (taille de la STEP). En fait, peu de variables quantitatives ont été recueillies dans cette base, principalement le volume de boues produites annuellement. Les données se présentent sous la forme d'un fichier Excel.

2.1.2.2 Une analyse descriptive sur données communales du département du Puy-de-Dôme

Dans le Puy-de-Dôme, la délégation concerne 32% des STEP (cf. tableau n°16). Quatre principaux opérateurs se partagent l'exploitation des STEP du département : Véolia (7%), Suez (11%), SAUR (6%) et SEMERAP (société d'économie mixte). Ces opérateurs représentent 63% des STEP dont la gestion a été déléguée. Les contrats de délégation sont signés pour des durées qui vont de 6 à 25 ans. On constate que la propension à déléguer est d'autant plus forte que la taille de la STEP est importante (cf. tableau n°16). On peut supposer

que les économies d'échelle compensent largement les coûts de transaction qui ont tendance à augmenter avec la taille de la station (Aznar, Brétière et al., 2005).

Tableau n°16 : Mode de gestion et taille des STEP

Nombre de STEP (% en ligne) Classe de taille STEP	Mode de gestion		
	Régie	Délégation	Total
<i>inférieur à 200 EH</i>	183 (76%)	58 (24%)	241 (53%)
<i>de 200 à 2000 EH</i>	121 (65%)	65 (35%)	186 (40%)
<i>de 2000 à 10000 EH</i>	9 (40%)	14 (60%)	23 (5%)
<i>supérieur à 10000 EH</i>	1 (9%)	10 (91%)	11 (2%)
Total	314	147	461
%	68%	32%	100%

Source : enquête Cemagref, 2004

La taille de la station et son mode de gestion (régie, délégation) ont-ils un impact sur la destination des boues produites par la STEP ? Pour traiter cette question, nous retenons uniquement les STEP (289) pour lesquelles nous disposons d'une information sur la destination des boues. Nous avons exclu les STEP (165) équipées de systèmes d'épuration par lagunage parce qu'elles ne produisent pas de boues régulièrement et celles (7) qui fonctionnaient mal et ne produisaient pas de boues. A noter également qu'il n'existe pas de capacité d'incinération dans le Puy-de-Dôme, aucune collectivité n'y a recours pour le traitement de ses boues.

Examinons d'abord séparément s'il y a un lien entre la destination des boues et la taille de la station (cf. tableau n°17), puis son mode de gestion (cf. tableau n°18).

Tableau n°17 : Destination des boues produites en fonction de la taille des STEP

Nombre de STEP (%) Classe de taille STEP	Destination des boues				
	Epandage	CSDU	CSDU/Epandage	Pompage	Total
<i>inférieur à 200 EH</i>	76 (50%)	6 (4%)	3 (2%)	67 (44%)	152
<i>de 200 à 2000 EH</i>	69 (65%)	7 (7%)	-	30 (28%)	106
<i>de 2000 à 10000 EH</i>	17 (85%)	2 (10%)	-	1 (5%)	20
<i>supérieur à 10000 EH</i>	8 (73%)	2 (18%)	1 (9%)	-	11
Total	170	17	4	98	289
%	59%	6%	1%	34%	100%

Source : enquête Cemagref, 2004

Du tableau n°17 (page précédente), il ressort en premier lieu que l'épandage des boues est pratiqué par un peu moins des deux tiers des stations, que la solution du pompage des boues liquides est loin d'être marginale puisqu'elle concerne un tiers des STEP tandis que l'enfouissement des boues (CSDU) est une destination marginale dans le département. Une précision s'impose sur le recours à la solution du pompage qui consiste à transporter les boues d'une STEP vers une autre STEP de plus grande capacité. Les boues repassent ainsi dans les différents bassins de décantation de la nouvelle STEP et se mélangent à ses effluents. Or le réglementeur n'a rien prévu concernant cette solution qui a pour conséquence de mélanger des effluents provenant de plusieurs STEP alors que le mélange de boues (une fois extraites) est strictement interdit. En second lieu, il s'avère que les STEP de petite taille ont moins souvent recours à l'épandage et beaucoup plus souvent à la solution du pompage et, dans une moindre mesure, à la mise en décharge, que les grandes STEP dont la quasi-totalité épandent leurs boues.

Tableau n°18 : Mode de gestion et destination des boues produites par les STEP

Nombre de STEP (% en colonne) Destination des boues	Mode de gestion				
	Régie		Délégation		Total
<i>Epandage</i>	123	(66%)	47	(46%)	170 (89%)
<i>CSDU</i>	11	(6%)	6	(6%)	17 (9%)
<i>CSDU/Epandage</i>	2	(1%)	2	(2%)	4 (2%)
Sous-Total	136	(73%)	55	(54%)	191 (66%)
<i>Pompage</i>	51	(27%)	47	(46%)	98 (34%)
Total	187	(100%)	102	(100%)	289 (100%)

Source : enquête Cemagref, 2004

L'examen du tableau n°18 met en évidence que les stations en régie épandent plus souvent leurs boues (les 2/3 d'entre elles) que les délégataires (à peine la moitié d'entre eux), lesquels recourent davantage à la mise en décharge et surtout à la solution du pompage (près de la moitié d'entre eux).

Cependant, comme le mode de gestion varie en fonction de la taille de la station, y a-t-il une différence significative de comportement entre les stations en régie et celles en délégation à taille de station identique (cf. tableaux n°19 et n°20) ?

Tableau n°19 : Destination des boues produites par les STEP gérées en délégation en fonction de leur taille

Nombre de STEP (% ligne) Classe de taille STEP	Destination des boues				
	Epandage	CSDU	CSDU/Epandage	Pompage	Total
<i>inférieur à 200 EH</i>	14 (33%)	1 (2,5%)	1 (2,5%)	26 (62%)	42 (100%)
<i>de 200 à 2000 EH</i>	15 (40%)	2 (6%)	-	20 (54%)	37 (100%)
<i>de 2000 à 10000 EH</i>	11 (85%)	1 (7,5%)	-	1 (7,5%)	13 (100%)
<i>supérieur à 10000 EH</i>	7 (70%)	2 (20%)	1 (10%)	-	10 (100%)
Total	47	6	2	47	102 (100%)

Source : enquête Cemagref, 2004

Tableau n°20 : Destination des boues produites par les STEP en régie en fonction de leur taille

Nombre de STEP (% ligne) Classe de taille STEP	Destination des boues				
	Epandage	CSDU	CSDU/Epandage	Pompage	Total
<i>inférieur à 200 EH</i>	62 (56%)	5 (5%)	2 (2%)	41 (37%)	110
<i>de 200 à 2000 EH</i>	54 (78%)	5 (7%)	-	10 (15%)	69
<i>de 2000 à 10000 EH</i>	6 (86%)	1 (14%)	-	-	7
<i>supérieur à 10000 EH</i>	1 (100%)	-	-	-	1
Total	123	11	2	51	187

Source : enquête Cemagref, 2004.

Il se confirme ainsi qu'à tranche de taille égale, les stations en régie ont davantage recours à l'épandage de leurs boues alors que les délégataires recourent nettement plus souvent à la solution du pompage, qui permet à ces derniers de réaliser des économies d'échelle dans le cas où ils gèrent plusieurs stations du département. Une telle solution réduit certes les coûts mais pose problème sur le plan du respect des objectifs de traçabilité des boues produites.

2.1.3 Conclusion

On constate, dans le département du Puy-de-Dôme, un recours fréquent à la délégation pour la gestion des STEP. Ce constat va dans le sens de la tradition française de délégation des services publics locaux même si le mouvement est un peu moins marqué en raison, peut-être, des caractéristiques de ce département qui possède de très nombreuses STEP de petites tailles dispersées dans l'espace rural.

L'intérêt de la délégation est de permettre des économies d'échelle ou d'apprentissage parce que les compétences des délégataires (notamment SEMERAP) peuvent être en partie redéployées sur plusieurs STEP. Les délégataires cherchent généralement à privilégier l'épandage des boues mais évitent d'avoir à réaliser des épandages pour des volumes de boues trop faibles. Ils cherchent donc à concentrer la collecte d'effluents y compris en mélangeant les boues de plusieurs STEP par pompage. Mais une des limites de ce mode de gestion est justement que les délégataires sont incités à adopter des comportements de minimisation des coûts qui peuvent parfois se traduire une moindre attention aux considérations environnementales (cas du pompage par exemple).

L'impact du changement réglementaire de 1997-98 sur les contrats de délégation demeure une question ouverte à l'issue de notre thèse. Avant 1997, certains contrats de délégation étaient peu précis sur la répartition (entre la collectivité et le délégataire) de la charge des investissements nécessaires pour l'élimination des boues. Un exemple est celui signé entre la commune de Meymac en Corrèze et son délégataire qui stipule que *« le délégataire fait son affaire de l'évacuation des déchets, en assure la manutention et le transport au lieu de dépôt ou de traitement conforme à la législation en vigueur en accord avec la collectivité. Dans le cas de valorisation agricole, la collectivité établit le projet de plan »*. Il est donc probable que l'imprécision de certains contrats de délégation soit à l'origine de la réticence observée d'une partie importante des producteurs de boues à investir dans des actifs durables et coûteux comme les équipements de stockage et de traitement des boues. Ceci pourrait alors être interprétée comme la conséquence d'un désalignement des arrangements contractuels et de désaccords entre les collectivités et leurs délégataires sur la prise en charge des coûts. D'Arcimoles, Borraz et Salomon (2001) évoquent à ce propos que *« à partir du début des années 1990, l'épandage est la cible de critiques qui contestent l'utilisation des boues en agriculture et (...) obligent les traiteurs d'eau ainsi que les collectivités à repenser l'ensemble du système d'assainissement, de la collecte au traitement, avec des coûts importants à la clef. L'élimination des boues peut fragiliser la relation entre le délégataire et le maire, dès lors que des mobilisations hostiles aux épandages amènent le second à considérer que le premier n'a pas rempli son contrat »*. Un prolongement logique de notre travail consisterait à réaliser une comparaison des contrats de délégation signés avant et après 1998, date de parution de la réglementation qui limite les périodes d'épandage possibles et oblige les producteurs à traiter et stocker les boues durant 6 mois.

La délégation de la gestion de la STEP ne signifie pas que le délégataire réalise ensuite forcément lui-même toutes les opérations techniques nécessaires au traitement des eaux et à l'épandage des boues. Libre à l'exploitant de sous-traiter ensuite les tâches qui lui incombent dans le cadre du contrat de délégation. Examinons maintenant les arrangements choisis dans le domaine du transport des boues, en cherchant à savoir s'il existe des différences significatives de comportement entre les STEP gérées en régie et celles en délégation.

2.2 Les arrangements pour le transport des boues

2.2.1 Le choix du mode d'organisation du service

Rappelons l'hypothèse formulée dans le chapitre précédent qui s'appuie sur le fait que les matériels nécessaires pour le transport et l'épandage des boues sont génériques et que les actifs humains sont également peu spécifiques. Par ailleurs, les transactions sont récurrentes et ont lieu généralement plus d'une fois par an. Compte tenu de ces caractéristiques, on s'attend à une externalisation du service de transport parce qu'à l'échelle d'une STEP, surtout si elle est de petite taille, une internalisation n'est pas justifiée. Il est difficile de rentabiliser un matériel générique dont la fréquence d'utilisation est aussi faible. Il n'existe donc pas de raison *a priori* pour que les producteurs de boues s'équipent de ce genre de matériel.

Il s'ensuit la proposition testable suivante : *les transactions de transport et d'épandage des boues devraient être efficacement encadrées par des contrats spots de court terme.*

Des données recueillies sur les STEP du Puy de Dôme, il ressort qu'une très forte majorité de producteurs de boues externalisent effectivement l'activité de transport. En revanche l'activité de transport est internalisée dans certaines STEP, comme celles gérées par la SEMERAP. En effet, cette société a en charge de nombreuses petites STEP rurales de petite tailles dans le département.

Le mode de gestion a un impact sur le choix des prestataires de transport. Les STEP rurales de petites taille (<2000EH) gérées en régie font appel à des agriculteurs à plus de 90% alors que les délégataires font davantage appel aux entreprises de travaux agricoles comme le montre le tableau n°21.

Tableau n°21 : Mode de gestion de la STEP et mode d'organisation du transport

Nombre de STEP (% en colonne)	Mode de gestion		
	Régie	Délégation	Total
Prestataire du service de transport			
<i>Collectivité</i>	4 (3%)	1 (2%)	5
<i>Délégataire</i>	-	7 (15%)	7
<i>Agriculteur</i>	54 (44%)	15 (32%)	69
<i>ETA (Entreprise de travaux agricoles)</i>	9 (7%)	20 (43%)	29
<i>Autres entreprises privées</i>	28 (23%)	4 (8%)	32
<i>Non renseigné</i>	28 (23%)	-	28
Total	123	47	170

Source : enquête Cemagref, 2004

Enfin, comme on s'y attendait, les producteurs de boues recourent à des contrats à l'année pour encadrer la fourniture du service mais tendent à spécifier certains termes du contrat pour prévenir les sources d'opportunisme comme le montre le cas de Besse (cf. encadré n°5).

Encadré n°5 : Le transport des boues de la STEP de Besse (63) (enquêtes Cemagref 2004)

La STEP de Besse produit des boues liquides. La capacité de stockage de la STEP est faible (2 mois) et la fréquence des opérations est élevée, de 7 à 8 épandages par an. Les boues liquides ne nécessitent pas de matériel spécifique de transport (un épandeur pour lisier suffit), ce qui a permis d'externaliser la transaction encadrée par un contrat de court terme. Une entreprise de travaux agricoles (ETA) s'occupe du transport des boues, mais aussi de leur épandage chez les agriculteurs (est aussi réalisé par l'ETA qui transporte les boues). Les chantiers d'épandage sont organisés par un emploi jeune de la mairie, titulaire d'une maîtrise d'environnement (20 % de son temps). Son rôle est de contacter les agriculteurs avant chaque phase d'épandage et d'orienter l'ETA qui réalise celui-ci vers les parcelles aptes à recevoir les boues. Le cas de Besse est à ce titre intéressant puisque par le passé, la commune s'occupait de la reprise des boues, de leur transport et de leur épandage. Cependant, le matériel était utilisé pour d'autres activités et un manque de coordination interne rendait difficiles les phases d'épandage. Depuis 2003, la commune a fait appel à un prestataire extérieur. L'entrée en jeu d'un nouvel acteur pour cette étape du processus de production, a en contrepartie été la source d'une incertitude comportementale pour le producteur de boues car l'entrepreneur agricole risquait d'épandre les boues sur les terres les plus faciles d'accès en cherchant à minimiser les coûts de transport. Un contrat incitatif adéquat où la rémunération du prestataire dépend des quantités de boues épandues et des kilomètres parcourus a alors été proposé par la commune.

2.2.2 Conclusion

Le service de transport est généralement externalisé par les producteurs de boues et ne nécessite pas le recours à des arrangements contractuels complexes. Les contrats sont généralement de durée courte (1 an) et comportent peu de clauses. Mais les arrangements varient selon le type de prestataires. Les petites communes rurales gérées en régie sous-traitent aux agriculteurs la prestation de transport et d'épandage dans le cadre d'arrangements informels alors que les plus grosses STEP gérées en régie font appel à d'autres prestataires privés. Au total, les arrangements apparaissent alignés sur les caractéristiques des transactions et vont dans le sens de la recherche d'une minimisation des coûts (de production et de transaction) de fourniture du service.

2.3 Les arrangements contractuels entre producteurs de boues et agriculteurs

Rappelons l'hypothèse formulée dans le chapitre précédent qui s'appuie sur le fait que les producteurs de boues investissent dans des actifs spécifiques pour traiter et stocker les boues avant de les épandre. Pour leur part, les agriculteurs n'acquièrent aucun matériel dédié à la transaction et développent des compétences peu spécifiques. Quant aux terres agricoles inscrites au plan d'épandage, elles sont redéployables mais cela génère des coûts de révision de l'étude préalable pour le producteur de boues qui a donc tout intérêt à ce que les agriculteurs avec qui il contractualise demeurent les mêmes. Compte tenu de ces caractéristiques, on s'attend à des contrats de moyen à long terme. Cette section commence par présenter l'échantillon sur lequel nous travaillons (2.3.1.). Elle présente ensuite les caractéristiques du contrat (type) d'épandage (2.3.2). Certains aspects du service d'épandage sont réglementés par l'Etat parce qu'ils touchent à des considérations de protection de l'environnement et de sécurité sanitaire des produits agricoles. En revanche, d'autres aspects du service font l'objet d'une négociation décentralisée visant à adapter le contrat type lorsque les règles nécessitent de l'être au niveau local ou que la réglementation ne précise rien sur l'aspect en jeu (sections 2.3.3. et 2.3.4.). Nous cherchons à répondre aux questions suivantes : les adaptations observées visent-elle l'efficacité environnementale ? Ou alors visent-elles à réduire, et pour qui, les coûts de la fourniture du service ? Bien que l'analyse empirique menée se limite, en raison des difficultés d'accès aux données, au cas de la France, une tentative de comparaison avec le cas des Etats-Unis est proposée et consultable à l'annexe n°3 du présent document.

2.3.1 L'échantillon de STEP enquêtées

L'analyse empirique porte ici sur 50 STEP des départements du Puy-de-Dôme (30 STEP) et de la Haute-Vienne (20 STEP) dont toutes les boues sont épandues en agriculture. Rappelons que pour effectuer l'analyse de la coordination entre producteurs de boues et agriculteurs, les données disponibles dans la base du Puy-de-Dôme ne suffisaient pas (cf. encadré n°4). Une collecte complémentaire a donc été nécessaire. Les STEP dont la capacité d'épuration était supérieure à 2000 EH ont constitué la cible de l'enquête parce qu'elles étaient mieux connues des services de l'Etat et que nous avons pu disposer plus aisément des informations. Un autre objectif de cette collecte de données était de préparer l'analyse comparée des effets des dispositifs micro-institutionnels du Puy-de-Dôme et de la Haute-Vienne. C'est pourquoi, nous avons étendu la cible de notre enquête aux STEP de dernier département. Sur les 50 STEP

étudiées (cf. tableau n°22), seules 25 STEP disposaient en 2005 d'un contrat¹⁰⁵ d'épandage signé entre la collectivité locale et/ou son délégataire et les exploitants agricoles. Dans deux autres STEP, les contrats étaient en cours de signature en juillet 2005 lors de la réalisation de l'enquête. Les contrats étudiés ont tous été signés entre 2000 et 2005. Ce sont des contrats bilatéraux (cas de STEP en régie) ou trilatéraux (cas de STEP en délégation : dans ce cas, le délégataire est également signataire). Chaque producteur de boues a signé des contrats identiques avec chacun des agriculteurs qui disposent de parcelles agricoles faisant partie du plan d'épandage de la STEP. Au sein d'un même plan d'épandage, tous les agriculteurs signent des contrats strictement similaires. Les plans d'épandage étudiés impliquent entre 1 et 25 agriculteurs et en moyenne 4 agriculteurs.

Tableau n°22 : Caractéristiques de l'échantillon de STEP enquêtées en 2005

	Puy-de-Dôme	Haute-Vienne	Total STEP
Nombre de STEP enquêtées	30	20	50
Nombre de STEP en régie / délégation	8/22	12/8	20/30
Nombre de STEP ayant signé des contrats d'épandage	15	10	25
Nombre de STEP où des négociations se sont engagées pour adapter le contrat type	12	10	22
Durée moyenne des contrats	4 ans	3 ans	
Nombre de STEP pour lesquelles nous avons pu obtenir le contrat d'épandage	8	7	15

Source : Cemagref, enquête juillet 2005

2.3.2 Les contrats d'épandage : des contrats administrés

La réglementation encadre étroitement les comportements des producteurs de boues et les agriculteurs. Un certain nombre de dimensions du service relèvent néanmoins de la coordination décentralisée entre eux comme le déroulement de certaines opérations techniques (transport, épandage des boues), la rémunération du service rendu par l'agriculteur ou encore le choix de la durée du contrat.

¹⁰⁵ Depuis 2005, le réglementeur exige, au titre de la conditionnalité des aides de la Politique Agricole Commune (PAC), le respect de la directive 86/278/CEE par les producteurs de boues et la signature « *d'un contrat d'épandage liant les exploitants agricoles aux producteurs de boues* » (Circulaire DE/SDPGE/BLP n°9 du 18 avril 2005).

2.3.2.1 Les obligations réglementaires des parties

Le contrat d'épandage présente les caractéristiques d'un contrat administré dont les principales clauses ont été négociées avec les représentants de la profession agricole (APCA), des collectivités locales (AMF) et leurs délégataires (Véolia, Suez) et ont fait l'objet d'un texte réglementaire les rendant d'application obligatoire. L'arrêté ministériel du 8 janvier 1998 joue le rôle d'un contrat type. Il précise les modalités techniques de réalisation des épandages. Cela se traduit par l'existence de clauses types qui sont reprises dans tous les contrats signés par les producteurs de boues et les agriculteurs. Ces clauses types permettent aux acteurs de réaliser des économies de négociation et de rédaction des contrats. Ces clauses portent sur la répartition des tâches et des coûts associés à leur réalisation. Tous les contrats que nous avons étudiés comportent les clauses suivantes rédigées de façon similaire.

Les producteurs de boues ont l'obligation de :

- transporter les boues et les épandre ;
- stocker les boues en dehors des périodes d'épandage autorisées par la réglementation ;
- assurer la régularité des approvisionnements en boues des agriculteurs (en quantité et en qualité) ;
- suivre la composition des boues épandues selon les modalités prévues par la réglementation (composés recherchés, fréquence d'analyse) ainsi que prendre en charge l'ensemble des frais occasionnés par ce suivi ;
- produire l'information liée au principe d'auto-surveillance et transmettre les documents obligatoires (synthèse du registre des épandages, bilan agronomique) aux services en charge de la police de l'eau (MISE) ainsi qu'aux utilisateurs de boues.

Les agriculteurs ont l'obligation de :

- mettre à disposition les parcelles inscrites au plan d'épandage ;
- enfouir les boues après épandage.

2.3.2.2 L'instauration de négociations décentralisées

Notre étude montre que dans 22 STEP (88% des contrats signés) des négociations collectives se sont engagées entre les producteurs de boues et les agriculteurs pour adapter le contrat type. Les discussions se sont toujours déroulées en présence de l'ensemble des agriculteurs et d'un ou plusieurs représentants du producteur de boues : élu et représentant du délégataire. Dans 15 STEP, les négociations ont associé d'autres acteurs. Certains de ces acteurs comme les chambres d'agriculture représentent les intérêts des agriculteurs, d'autres comme le SATESE, les Agences de l'eau ou les cabinets d'étude privés en charge de la rédaction des

études préalables représentent plutôt les intérêts des collectivités locales. Certains intérêts privés ne sont pas représentés dans les négociations, comme ceux des propriétaires fonciers (non agriculteurs) dont des parcelles figurent dans les plans d'épandage. Il n'existe aucune obligation réglementaire de ce point de vue. A notre connaissance, les négociations n'ont jamais associé de représentants de la société civile : consommateurs, population locale.

2.3.2.3 Les clauses sur lesquelles porte la négociation

Ces négociations ont porté sur les clauses suivantes (par ordre de fréquence décroissante) :

- le choix de la durée des contrats d'épandage car elle n'est pas encadrée par la réglementation. 100% des contrats présentent une limitation de durée : entre 1 et 6 ans. Dans les négociations, les collectivités locales souhaitent généralement un engagement de longue durée des agriculteurs au regard des investissements durables réalisés alors que les agriculteurs souhaitent généralement des arrangements courts et/ou les plus flexibles possibles afin de tenir compte des incertitudes qui pèsent sur leurs décisions d'utilisation des terres et les risques commerciaux qu'ils craignent subir.
- des engagements spécifiques des producteurs de boues à améliorer la qualité agronomique des boues (la moitié des cas) et la réduction des nuisances olfactives qui affectent les riverains (à l'origine des plaintes) : chaulage des boues, investissements dans des équipements de déshydratation et des équipements de stockage couverts, conseils de fertilisation à destination des agriculteurs.
- des clauses relatives à un engagement du producteur de boues à diffuser des informations aux autres acteurs concernés par l'épandage (riverains, syndicats agricoles) ont été observées dans 9 des 25 cas étudiés : par exemple la commune de Besse (63) s'est engagée à informer régulièrement les habitants par l'intermédiaire de son bulletin municipal ; d'autres communes comme celles de Limoges (87) se sont engagées à mettre en place un comité local de concertation.
- la résolution des conflits par d'autres modalités que le recours au juge (tribunal) : dans 7 contrats (sur 25 observés) des clauses de conciliation ont été prévues pour régler les éventuels conflits : arbitrage par des tiers (chambre d'agriculture, services déconcentrés de l'Etat) ou arbitrage par une commission de conciliation dont la composition est connue à l'avance.
- les engagements des agriculteurs : alors que la réglementation prévoit que le producteur de boues doit prendre en charge l'ensemble des frais relatifs aux opérations d'épandage, les arrangements observés prévoient, dans 20% des cas, que les agriculteurs (s'ils sont éleveurs et disposent du matériel adéquat) doivent se charger du transport et de l'épandage des boues sur leurs propres parcelles et sur celles des autres agriculteurs du plan d'épandage. Une rémunération spécifique de la prestation de transport est alors prévue dans le contrat.

2.3.2.4 Les participants à la négociation des contrats d'épandage

Nous avons distingué deux cas polaires en matière d'adaptation des contrats au niveau local.

Le cas d'Ambazac (87) est représentatif de ce qui se déroule dans une grande partie des petites communes rurales situées en zone d'élevage où les contrats sont peu adaptés. La STEP (régie) produit des boues de faible qualité agronomique (boues liquides) qui sont épandues sur des parcelles appartenant à quatre éleveurs. Des contrats bipartites ont été rédigés par le cabinet d'étude en charge de la réalisation de l'étude préalable et signés par la commune et les agriculteurs. Ces contrats comportent uniquement les clauses obligatoires. Deux réunions ont suffi pour mener les négociations. Les contrats comportent une seule clause spécifique à la filière d'Ambazac : le chaulage des sols (art. 3 et 4). Aucun dispositif de contrôle n'est mentionné, les contrats stipulent uniquement le recours au tribunal administratif en cas de litiges.

En revanche, dans les cas étudiés où les arrangements contractuels ont été adaptés au niveau local, de longues négociations ont été conduites, associant très souvent d'autres acteurs que la collectivité locale, son éventuel délégataire et les agriculteurs. Le cas de Besse dans le département du Puy-de-Dôme illustre l'impact de ces acteurs sur le contenu des contrats. Il s'agit d'une STEP (régie) qui produit des boues de faible qualité agronomique (boues liquides) épandues exclusivement sur des prairies destinées à l'alimentation des vaches laitières (AOC Saint-Nectaire). La commune a chargé un cabinet d'études de réaliser l'étude préalable et d'initier des négociations avec les agriculteurs. Les élus de la commune (maire et adjoints) et les agriculteurs se sont réunis en présence du responsable des services techniques de la commune et du président du SATESE du département. Un contrat type a été proposé par le bureau d'étude en charge de la réalisation de l'étude préalable d'épandage, puis ce contrat a été mis en discussion. Lors d'une seconde réunion, les agriculteurs ont précisé leurs revendications qui portaient sur (1) la faible valeur agronomique des boues, (2) les dégradations causées aux chemins ruraux par les opérations d'épandage, (3) le risque de perte de réputation des agriculteurs auprès des riverains et de leurs clients (coopérative agricole, syndicat du Saint-Nectaire). Une année s'est écoulée entre le début des négociations et la signature des contrats par tous les agriculteurs. La commune s'est engagée sur chacune des demandes des agriculteurs. Quatre clauses ont été ajoutées aux contrats d'épandage :

- l'engagement de la commune à améliorer la valeur agronomique des boues par un chaulage,
- l'engagement de la commune à réduire les dégradations des chemins ruraux, d'une part, en augmentant la capacité de stockage de la STEP pour éviter d'épandre des boues en saison hivernale et/ou pluvieuse, d'autre part, en prenant en charge un entretien annuel des chemins empruntés,
- l'engagement de la commune à dédommager les agriculteurs en cas de pertes commerciales consécutives aux épandages,

- l'engagement de la commune à informer les habitants de l'intérêt d'une valorisation agricole des boues afin de prévenir certaines réclamations provenant des riverains.

En contrepartie, la commune a demandé aux agriculteurs de s'engager sur une durée d'au moins trois ans et à donner un préavis d'au moins 6 mois en cas de résiliation anticipée du contrat. Pour le moment, aucun désistement d'agriculteur ni aucun manquement aux engagements n'a été recensé bien que les conditions de résiliation du contrat soient très souples et que le contrat ne mentionne aucune modalité de contrôle. En outre, l'imprécision de certaines clauses comme celle relative aux dédommagements des pertes commerciales pourrait poser des problèmes d'exécution : comment attester par exemple du lien de causalité entre l'épandage des boues et les pertes commerciales ? Quel mode de calcul des dommages causés ? Anticipant peut-être les difficultés du juge à apprécier ces éléments, les parties ont prévu qu'en cas de litige, le SATESE, la Chambre d'agriculture et le cabinet d'étude seraient contactés afin de jouer un rôle de médiation.

2.3.3 La rémunération du service assuré par les agriculteurs

Cette section présente l'arrangement choisi concernant la rémunération du service rendu par les agriculteurs. Nous commençons par exposer le fait que les relations d'échange établies entre les producteurs de boues et les agriculteurs ne s'accompagnent pas de flux monétaire. Il s'ensuit que les dispositions (contractuelles) prises ne sont toujours pas suffisantes pour inciter les agriculteurs à rendre le service. Cela a alors un impact sur la durée des contrats et la fréquence de désistement des agriculteurs. Pour effectuer notre démonstration, nous utilisons des données issues d'un récent travail d'enquêtes (Amon, Aznar et al., 2006) qui décrit les motivations d'un échantillon de 58 agriculteurs (33 céréaliers et 25 éleveurs) du Massif Central à épandre des boues d'épuration.

2.3.3.1 Le principe de « gratuité »

La réglementation¹⁰⁶ s'en tient à prévoir que les producteurs de boues doivent prendre en charge la totalité des frais relatifs aux opérations d'épandage et n'aborde pas la question de la rémunération des agriculteurs. Le décret (sus-cité) change le statut juridique de la boue (caractère de déchet) mais ne fait pas de l'exploitation agricole une « installation classée » au sens de la loi sur les déchets de 1992 et donc ne reconnaît pas dès lors son aptitude à traiter des déchets. S'il est possible de rémunérer un exploitant d'installation classée de traitement des déchets (CSDU ou UIOM) pour le service de traitement rendu, cela pose problème pour le

¹⁰⁶ Décret n°97-1133 du 8 décembre 1997.

cas de l'agriculteur. La profession agricole a préféré s'entendre sur un principe¹⁰⁷ national de « gratuité » car elle a préféré que les agriculteurs ne soient pas rémunérés pour le service d'épandage afin de ne pas courir le risque de voir le contrat d'épandage qualifié de contrat commercial de vente, rendant ainsi les agriculteurs responsables des dommages environnementaux et sanitaires potentiellement causés par les épandages de boues. Ce principe vise donc à réduire les risques contractuels pour les agriculteurs. Cependant, l'absence de « prix » prive les acteurs d'un signal informationnel sur la qualité du produit : sa valeur agronomique pour l'agriculteur, d'une part, sa dangerosité potentielle pour l'environnement, d'autre part.

Dans plusieurs départements, des « chartes qualité » relatives au recyclage agricole des boues d'épuration ont largement repris la formulation du projet d'accord national. Ces chartes ont fait l'objet d'arrêtés préfectoraux dans l'Aveyron (12) ou encore les Landes (40). Elles précisent que « *les boues doivent être livrées et épandues sur les parcelles agricoles mises à disposition, à la charge financière du producteur* ». L'épandage ne donne lieu à « *aucune rémunération des agriculteurs concernés* » (charte de l'Aveyron) dans la mesure où les éléments minéraux présents dans les boues contribuent à satisfaire les besoins nutritifs des plantes et génèrent des économies de fertilisation pour les agriculteurs. Le bénéfice économique ainsi retiré par l'agriculture constitue selon les termes de l'ADEME (2001) « *une contrepartie de la mise à disposition gratuite des terres agricoles pour l'épandage des boues* ».

2.3.3.2 Un bénéfice économique variable pour les agriculteurs qui dépend de la qualité des boues et des caractéristiques agricoles

Le principe de « gratuité » masque le fait que le bénéfice économique de l'épandage est très variable pour l'agriculteur et dépend des économies de fertilisation effectivement réalisées. En outre, on peut logiquement s'attendre à ce que les comportements des agriculteurs, que l'on appréciera par la fréquence des désistements des plans d'épandage et la durée des engagements contractuels, dépendent de la taille de ce bénéfice.

Le bénéfice retiré par l'agriculteur dépend de plusieurs facteurs (Amon, Aznar et al., 2006). Le premier facteur est la qualité agronomique des boues épandues. La variable QUAL_BOUES comporte les modalités suivantes : 'Qual_haute' correspondant aux boues de qualité haute (boues activées, chaulées, compostées) et 'Qual_basse' correspondant aux boues

¹⁰⁷ Un projet d'accord national a effectivement été rédigé par les ministères en charge de l'agriculture et de l'aménagement du territoire mais cet accord n'a finalement pas été ratifié par l'ensemble des partenaires de la négociation nationale. Cet accord prévoyait que la contrepartie que les producteurs de boues devaient accorder aux agriculteurs pour leur engagement à mettre à disposition leurs terres, était la « gratuité » de la livraison/épandage des boues et ce, quelle que soit la qualité des boues épandues (Circulaire DE/GE n° 357 du 16 mars 1999 relative à la réglementation relative à l'épandage des boues de stations d'épuration urbaines).

de qualité basse (boues liquides). Il faut alors s'attendre à ce que la modalité 'Qual_haute' influence, de manière positive, le bénéfice économique de l'épandage, toutes choses égales par ailleurs. En outre, lorsque la qualité des boues est haute, les communes ont moins de difficulté à se coordonner avec les agriculteurs : désistements moins fréquents, durée des contrats plus longue. En conséquence, lorsque la qualité des boues produites est basse, alors les producteurs chercheront à les améliorer.

Ensuite, certaines cultures comme les céréales nécessitent des apports minéraux et organiques plus importants que les cultures de légumineuses (pois, luzerne) et d'herbe (prairies pâturées ou non) et sont donc susceptibles de faire réaliser des économies de fertilisation supérieures aux agriculteurs. Le bénéfice économique que retirent les agriculteurs de l'épandage dépendra également du système de production agricole parce qu'il détermine les rotations culturales. Dans nos enquêtes, la variable SYSTEM_PROD comporte les modalités suivantes : 'Cereal' et 'Elev'. Il faut alors s'attendre à ce que la modalité 'Cereal' influence, de manière positive, le bénéfice économique de l'épandage, toutes choses égales par ailleurs.

Enfin, l'habileté des agriculteurs est variable dans leur capacité à valoriser les boues sur le plan agronomique parce qu'afin de maximiser la valeur agronomique de la boues et éviter les sur-fertilisation des cultures qui génèrent des effets négatifs pour l'environnement, les agriculteurs doivent tenir compte de deux éléments. Premièrement, les boues d'épuration présentent des compositions variables et relativement déséquilibrées pour certains éléments minéraux (abondance de phosphore et pauvreté en potassium). Les agriculteurs doivent adapter les fertilisations complémentaires apportées à chaque culture en fonction de la composition des boues épandues (ADEME et INA PG, 1996). Deuxièmement, la matière organique contenue dans les boues présente une vitesse de minéralisation différente de celles des engrais minéraux usuels (Grimaud, 1996). Les agriculteurs doivent tenir compte des reliquats azotés sur les cultures en année (n+1). Nous supposons alors que le bénéfice économique que retirent les agriculteurs de l'épandage dépendra de leur niveau de technicité ainsi que de la précision des informations dont ils disposent sur les boues épandues : analyses de boues, suivi et conseil agronomiques réalisés par la chambre d'agriculture. Dans leurs enquêtes, Amon, Aznar et Vollet (2006) ont supposé que la formation technique initiale reçue par l'agriculteur constituait un « bon » indicateur de leur niveau de technicité. La variable FORM_INI comporte les modalités suivantes : 'Sans_dipl', 'Dipl_Gene', 'Dipl_Agri'. Il faut alors s'attendre à ce que les modalités 'Dipl_Gene' et 'Dipl_Agri' influencent, de manière positive, le bénéfice économique de l'épandage, toutes choses égales par ailleurs. La variable INFO_AGRO comporte les modalités suivantes : 'Sans-info' correspondant aux cas où les agriculteurs ne disposent d'aucune information précise sur la composition des boues épandues, 'Analyse_boues' correspondant aux cas où les agriculteurs connaissent la composition des boues épandues et 'Conseil_agro' correspondant aux cas où les agriculteurs reçoivent un conseil individualisé pour adapter la fertilisation des cultures sur lesquelles des boues ont été épandues. Il faut alors s'attendre à ce que, toutes choses égales par ailleurs, la

modalité 'Sans_info' influence de manière négative le bénéfice économique de l'épandage et que les modalités 'Analyse_boues' et 'Conseil_agro' l'influencent positivement.

2.3.3.3 *Les observations empiriques*

Tous les contrats étudiés comportent une clause précisant que les boues sont livrées et épandues gratuitement chez les agriculteurs et que tous les frais sont à la charge du producteur de boues. Certains arrangements cherchent à accroître le bénéfice économique que les agriculteurs retirent de l'épandage, par exemple en chaulant les boues ou en les compostant.

Le fait que les clauses contractuelles observées tiennent compte de la qualité des boues produites par la STEP mais aussi du type d'agriculteurs et des contraintes spécifiques qui pèsent sur leurs systèmes de production et de commercialisation semble avoir un effet positif sur la stabilité des arrangements entre les collectivités qui introduisent de telles clauses et les agriculteurs avec lesquelles elles sont en contrat : ces collectivités s'avèrent en effet moins fréquemment confrontées à des problèmes de désistements des plans d'épandage ou de rupture anticipée des contrats d'épandage.

Ainsi, concernant la qualité des boues, les producteurs de boues disposent de plusieurs moyens d'améliorer leur valeur agronomique. Les boues chaulées ou les boues compostées se substituent mieux que d'autres aux engrais minéraux et organiques. Nos observations montrent que les producteurs de boues essaient de tenir compte des besoins agronomiques des agriculteurs. Lorsque la STEP produit une boue de qualité basse, alors un chaulage des boues est généralement proposé de même que des prestations d'enfouissement immédiatement à la suite de l'épandage afin de réduire les nuisances olfactives. On note également une tendance de plus en plus marquée des producteurs de boues à rechercher une amélioration de la qualité des boues produites par une déshydratation poussée des boues ou un compostage.

Concernant l'influence de l'habileté des agriculteurs à incorporer les boues dans leur plan de fertilisation, il apparaît que le niveau de formation des agriculteurs n'a pas d'impact significatif.

Concernant l'influence du système de production agricole, il apparaît que les économies d'engrais réalisées en dépendent fortement et que les collectivités essaient d'en tenir compte dans les contrats d'épandage. Nos observations sont, sur ce point, convergentes avec celles de l'ADEME qui indiquent que sur une rotation culturale comprenant du maïs et du blé, l'agriculteur peut réaliser une économie de fertilisation qui peut aller de 100 à 150 euros par hectare et par an. A l'inverse, les économies générées par les épandages de boues sont limitées pour les exploitations d'élevage. Reprenant les données d'enquêtes de Vigreux (2004) auprès d'un échantillon de 25 éleveurs du Massif central, nous concluons que dans la grande majorité des cas, les éleveurs tiennent peu compte des apports minéraux des boues la première année de l'épandage et aucun cas des reliquats azotés de la seconde année. L'épandage de boues se traduit souvent chez les éleveurs, par des baisses limitées (voire

aucune baisse) de la consommation des engrais minéraux et à une (sur)fertilisation quasi-systématique des cultures.

Ainsi, au moins deux cas polaires peuvent être distingués. Dans les STEP qui produisent des boues de qualité haute destinées à être épandues sur des parcelles implantées en céréales (souvent des STEP grande taille), le bénéfice économique que retirent les agriculteurs est élevé et les arrangements plus stables. En revanche, dans les STEP qui produisent des boues de qualité basse destinées à être épandues sur des prairies (plutôt des STEP de petite taille et situées en zone rurale), le bénéfice économique est faible et une partie des producteurs de boues prennent des dispositions pour accroître les incitations des agriculteurs. C'est par exemple le cas à Ambazac (87) où la commune a mandaté la Chambre d'agriculture pour délivrer des conseils individualisés de fertilisation aux quatre agriculteurs du plan d'épandage, pour un coût annuel de 2500 € équivalent à 5 ou 6 journées de travail par an.

2.3.4 Le choix de la durée des contrats d'épandage

Cette section revient plus précisément sur le cadre d'analyse de la TCT afin de rendre compte des déterminants de la durée des contrats d'épandage. Puis, nous déclinons les hypothèses théoriques en un ensemble de propositions testables que nous confrontons à nos observations empiriques présentées sous la forme d'une analyse descriptive des caractéristiques des contrats d'épandage. Les éléments empiriques ne font l'objet d'aucune estimation économétrique dans cette thèse mais nous jetons les bases d'un futur travail sur ce point.

2.3.4.1 La durée des contrats selon la TCT

A partir du cadre théorique fourni par la TCT, on peut s'attendre à ce que la durée des contrats d'épandage soit positivement affectée par le montant des actifs spécifiques (dédiés) investis dans la transaction et affectée négativement par l'incertitude qui entoure sa réalisation.

Pour tester ces hypothèses théoriques, nous nous inspirons de l'étude empirique de Saussier (1998) portant sur la durée des contrats interentreprises. Dans ce travail, l'auteur précise qu'il faut alors estimer une équation de la forme :

$$DUREE_i = \alpha SPE_i + \mu INC_i + \text{erreur}_i$$

Avec DUREE : durée du ième contrat d'épandage

SPE : le montant des investissements spécifiques pour réaliser la ième transaction

INC : l'incertitude entourant la réalisation de la ième transaction d'épandage

Afin de mettre à l'épreuve cette représentation du choix de la durée des contrats d'épandage, il est nécessaire de la décliner au cas étudié sous la forme de propositions testables.

2.3.4.2 La formulation de propositions testables

Selon la TCT, c'est d'abord la spécificité des actifs qui détermine le degré de dépendance bilatérale entre les partenaires d'une transaction. C'est pourquoi nous rappelons ici l'analyse faite dans le chapitre 3 sur le caractère spécifique ou non des actifs investis par les deux partenaires. Nous avons mis en évidence que les producteurs de boues investissent dans des actifs physiques spécifiques alors que ce n'est pas le cas des agriculteurs. Nos enquêtes ont, en effet, montré qu'aucun des agriculteurs rencontrés n'avait réalisé d'investissements physiques durables et ancrés sur le sol (donc à forte spécificité de site). Par contre, il est probable que certains d'entre eux acquièrent des connaissances spécifiques à l'utilisation des boues, renvoyant par exemple à leur habileté à établir un plan de fertilisation qui combine des apports fertilisants de différents types : boues d'épuration, effluents d'élevage, engrais chimiques de synthèse.

La question de la durée des contrats d'épandage dépend donc d'abord du caractère spécifique des actifs physiques investis par les producteurs de boues. Ainsi, la durée des contrats d'épandage devrait être alignée sur la durée d'amortissement des investissements réalisés par les producteurs pour le traitement (chaulage, déshydratation) et le stockage des boues. C'est ce que semble également penser l'Association des Maires de France (AMF) pour qui « *les contrats d'épandage sont généralement de courte durée (deux ans) alors que les collectivités qui s'impliquent dans la voie du recyclage construisent des ouvrages et acquièrent des matériels dont les durées d'amortissement sont beaucoup plus longues* »¹⁰⁸. Il s'ensuit alors la proposition testable selon laquelle *la durée des contrats d'épandage est d'autant plus grande que des actifs dédiés à l'épandage sont investis par les producteurs de boues, toutes choses égales par ailleurs : le fait de chauler les boues, de les déshydrater ou d'investir dans des capacités de stockage devrait donc avoir un impact positif sur la durée des contrats observés parce que ces investissements dans des actifs spécifiques indiquent un effort réalisé par le producteur pour tenir compte des besoins spécifiques des agriculteurs relatifs à la valorisation agronomique des boues.*

A l'inverse, les incertitudes sur la disponibilité effective des terres devraient entraîner un besoin de flexibilité des arrangements, affectant négativement la durée des contrats. Comme mis en évidence précédemment, les caractéristiques des exploitations sont de bons indicateurs

¹⁰⁸ Propos recueillis lors de la 1^{ère} conférence des citoyens sur les épandages de boues, MEDD, Paris, 2003.

de cette incertitude. Il s'ensuit la proposition suivante selon laquelle *la durée des contrats d'épandage est d'autant plus faible que l'incertitude qui pèse sur la disponibilité effective des terres est élevée, toutes choses égales par ailleurs : la nature des systèmes de production (céréales ou élevage) de même que la nature du système de commercialisation (insertion ou non dans une filière « labellisée » comme les AOC) sont des indicateurs de cette incertitude.*

Enfin, comme déjà formulé dans cette section, la stabilité de l'arrangement contractuel, appréciée par la propension des parties à rompre leurs engagements avant terme, dépend du bénéfice économique qu'ils en retirent. Nous avons montré précédemment que le bénéfice économique que les agriculteurs retirent de l'épandage dépendait de la qualité des boues épandues et des caractéristiques des exploitations.

Il s'ensuit alors les propositions suivantes selon lesquelles :

- *le fait d'épandre des boues de qualité haute (boues chaulées, compostées) devrait avoir un impact négatif sur la fréquence des désistements des agriculteurs des plans d'épandage et de ruptures anticipées des contrats, toutes choses égales par ailleurs.*
- *le fait d'épandre des boues chez des éleveurs (par rapport à des céréaliers) devrait se traduire par une fréquence plus élevée des désistements des plans d'épandage et de rupture anticipée des contrats, toutes choses égales par ailleurs.*

2.3.4.3 L'analyse descriptive : des arrangements instables et de courte durée

Nous confrontons nos propositions à partir de la base de données portant sur 50 STEP des départements du Puy-de-Dôme et de la Haute-Vienne, mais dont seulement 25 STEP avaient signées des contrats d'épandage.

La durée des contrats observés est très variable, de 1 à 6 ans mais plus des $\frac{3}{4}$ des contrats sont de durées comprises entre 1 et 3 ans. Nous avons toutefois rencontré des cas de STEP (mais situées dans d'autres départements) où la durée était portée jusqu'à 12 ans (cas de la STEP de la ville de Moulins dans l'Allier). Contrairement à ce à quoi on pouvait s'attendre, les durées sont relativement courtes en comparaison des durées d'amortissement des actifs spécifiques acquis par les communes. Il existe donc un « désalignement » en défaveur des producteurs de boues qui se traduit pour eux par des coûts de renégociation plus élevés.

Une analyse plus fine du problème montre que les agriculteurs hésitent à s'engager sur une longue période et souhaitent que les contrats se renouvellent annuellement par tacite reconduction. En effet, l'incertitude qui pèse sur les décisions des agriculteurs les conduit à privilégier des engagements plus courts et à négocier des clauses de rupture anticipée des contrats très peu contraignantes. Aucun des contrats étudiés ne prévoit de pénalité financière en cas de rupture anticipée des engagements. Les préavis sont relativement courts,

généralement de 6 mois. Ces éléments témoignent des nombreuses sources d'incertitudes qui pèsent sur les acteurs notamment les agriculteurs. L'exemple de la commune de Besse (63) est révélateur des comportements des agriculteurs. A Besse, ils sont tous éleveurs et produisent du lait pour le Saint-Nectaire. Bien que l'arrêté d'AOC ne comporte aucune restriction relative aux épandages de boues, les éleveurs anticipent de futures évolutions ou pertes de réputation. Ils ont donc souhaité limiter la durée de leur engagement à trois années et négocier des clauses très souples de rupture des contrats pour faire face à un éventuel durcissement des conditions de production de l'AOC Saint-Nectaire.

Lorsque les durées des contrats sont plus longues, comme dans les cas de la STEP d'Aix-sur-Vienne (87) ou de Saint-Eloy-les-Mines (63) cela n'empêche paradoxalement pas les producteurs de boues d'être confrontés à des ruptures anticipées des contrats par les agriculteurs. En effet, en l'absence de modalités contraignantes de rupture anticipée des contrats (pénalités financières par exemple), la durée formelle des contrats ne constitue pas une garantie crédible de l'engagement des agriculteurs.

Dans la moitié des cas étudiés, les contrats ne prévoient aucune procédure d'arbitrage. Ils se bornent à stipuler que le tribunal administratif est la juridiction compétente à saisir en cas de conflit. Dans l'autre moitié des cas, des procédures d'arbitrage sont cités. Plusieurs communes du Puy-de-dôme ont par exemple défini une procédure de recours dont les modalités (saisie, arbitrage par une commission) sont fixées dans le cadre d'une « charte de qualité » signée par l'ensemble des parties du contrat. D'autres communes prévoient de saisir une commission de conciliation ou une instance composée de représentants de l'administration.

2.3.5 Conclusion

Des résultats présentés ci-dessus, retenons que les contrats d'épandage concernent seulement certaines collectivités (50% des cas étudiés). L'adaptation des contrats types se heurte, d'une part, à la réticence des agriculteurs à s'engager durablement dans la pratique d'épandage et, d'autre part, à la réticence des gestionnaires de STEP à investir dans des actifs spécifiques (stockage, équipements de déshydratation, de chaulage) permettant d'améliorer la qualité agronomique des boues. Il en découle des arrangements de courte durée et soumis à une forte instabilité. Il s'avère ainsi qu'il y a bien un « désalignement » des contrats (durée observée plus courte que la durée d'amortissement des investissements spécifiques) qui se traduit par des coûts de négociation plus élevés pour les producteurs de boues.

Conclusion : la fourniture du service environnemental entre efficacité environnementale et efficacité économique

La poursuite des objectifs environnementaux/sanitaires se traduit par un encadrement réglementaire du comportement des collectivités locales, coûteux à la fois pour les acteurs privés et les services déconcentrés de l'Etat en charge du contrôle. Plus l'encadrement administratif est strict et les règles différenciées localement, plus l'objectif environnemental a de chances d'être atteint mais en contrepartie un encadrement plus strict se traduit par des coûts plus élevés. La fourniture du service d'épandage fait donc clairement apparaître un arbitrage entre les considérations environnementales et sanitaires et celles relatives à la minimisation des coûts (de production et de transaction) de fourniture du service d'élimination des boues.

Afin de minimiser les coûts, l'Etat ne contraint pas les acteurs locaux à une configuration unique et laisse une liberté de choix aux collectivités locales pour organiser la fourniture du service. Notre analyse empirique montre alors qu'elles ont recours à l'externalisation de nombreuses des tâches voire de la totalité des tâches. Il y a lieu de s'intéresser tout particulièrement à l'efficacité des choix contractuels. En mobilisant l'approche de la TCT, nous avons montré qu'il y avait des problèmes de désalignement des contrats par rapport aux caractéristiques des transactions (spécificité des actifs, incertitude) un désalignement coûteux en négociation pour les producteurs de boues.

Cependant, la recherche de la minimisation globale des coûts de fourniture du service ne se limite pas à la minimisation des coûts privés (efficacité des arrangements contractuels) mais intègre aussi les coûts supportés les autorités administratives dont le rôle est d'adapter au niveau local certaines règles et normes ainsi que de faire respecter la réglementation. Ainsi, on peut s'attendre à ce qu'en fonction du contexte micro-institutionnel, les coûts globaux de fourniture du service soient plus ou moins élevés.

Chapitre 5 : Le rôle et l'efficacité des dispositifs micro-institutionnels : une analyse comparative dans deux départements français

CHAPITRE 5 : LE ROLE ET L'EFFICACITE DES DISPOSITIFS MICRO- INSTITUTIONNELS : UNE ANALYSE COMPARATIVE DANS DEUX DEPARTEMENTS FRANÇAIS

Introduction

Dans le chapitre précédent, nous avons appliqué la démarche traditionnelle de la TCT pour rendre compte des caractéristiques des différents arrangements contractuels. Cependant, pour analyser l'aptitude des arrangements contractuels administrés à encadrer efficacement la fourniture du service d'épandage, l'examen des caractéristiques des transactions ne suffit pas. Il faut également s'intéresser à la capacité des autorités administratives à :

- d'une part, assurer la crédibilité des engagements des opérateurs privés en contrôlant et sanctionnant les comportements opportunistes,
- d'autre part, maintenir une certaine flexibilité des arrangements au niveau local lorsque cela présente un intérêt d'ordre environnemental et/ou économique.

L'idée défendue dans ce chapitre est que cette capacité relève de dispositions micro-institutionnelles visant à compléter et rendre effectives les règles générales. Nous y analysons le dispositif départemental de suivi des épandages en montrant qu'il présente des caractéristiques d'ordre micro-institutionnel.

Dans une première section, nous analysons les caractéristiques du dispositif de suivi des épandages prévu par les textes¹⁰⁹. Nous cherchons à savoir dans quelle mesure les dispositions prévues vont ou non dans le sens de l'adaptation des règles générales au niveau local, d'une part, du contrôle des engagements en vue d'assurer leur crédibilité, d'autre part. Ces dispositions visent-elles l'efficacité environnementale et/ou l'efficacité du point de vue économique, c'est-à-dire la réduction des coûts de production et de transaction ?

Dans une seconde section, nous réalisons une analyse comparative des dispositifs mis en place dans deux départements du Massif Central : la Haute-Vienne caractérisée par la mise en place d'un organisme indépendant (OI) et le Puy-de-Dôme où cet organisme n'existe pas. Notre objectif est de réaliser une analyse qualitative des rôles de chacun des dispositifs départementaux puis d'essayer de quantifier les « effets » comparés des deux dispositifs sur les coûts de transactions supportés par les producteurs de boues et les autorités administratives.

¹⁰⁹ Article 18 de l'arrêté du 8 janvier 1998.

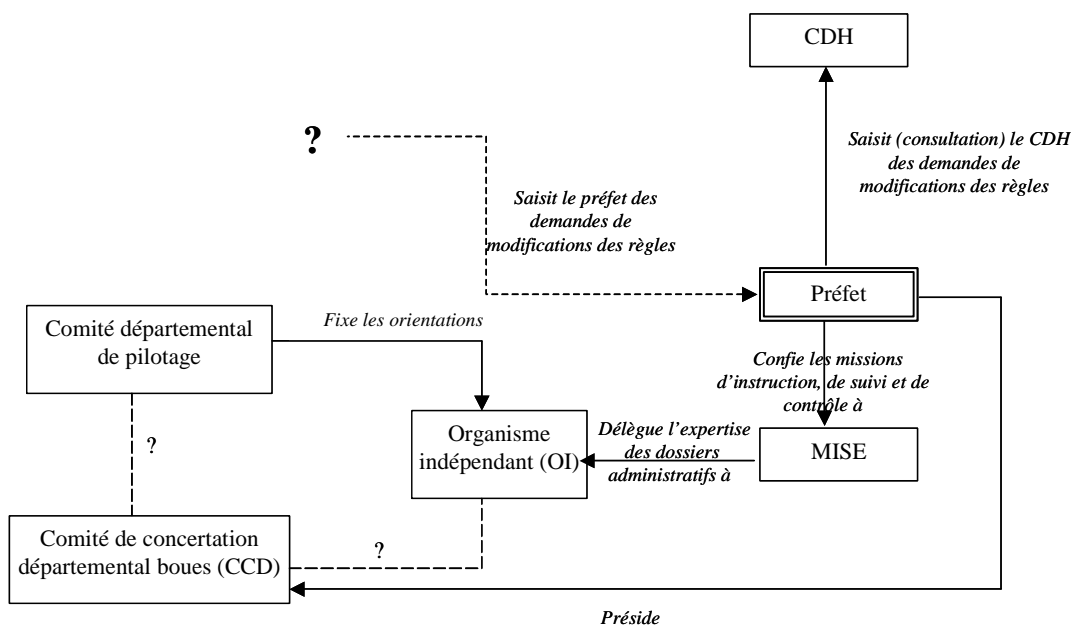
1 Section 1- Le dispositif départemental prévu par le réglementeur

Cette section est consacrée à la présentation des dispositions prises par le ministère en charge de l'environnement pour assurer le respect de la réglementation et pour adapter (si nécessaire) les règles au niveau local. Les textes (cf. encadré n°6) prévoient la mise en place d'un organisme indépendant (OI) en appui aux services préfectoraux (cf. graphique n°12 ci-dessous). Dans ce contexte, se pose la question de l'articulation entre, d'une part, ce qui peut être confié à une structure indépendante et bien informée, d'autre part, les missions (notamment de police) d'une administration d'Etat (préfet et MISE) *a priori* moins bien informée mais pouvant bénéficier de l'appui et des compétences techniques de la structure indépendante. En effet, « *l'organisme indépendant joue un rôle complémentaire à celui des services préfectoraux qui conservent leurs missions de contrôle et d'instruction des dossiers et de police* ». Nous portons alors une attention particulière à l'analyse des rôles respectifs de l'administration d'Etat et de l'OI dans le pilotage d'ensemble du dispositif micro-institutionnel.

Encadré n°6 : Les textes supports de l'analyse institutionnelle

Cette section repose sur l'analyse des textes réglementaires (décret n°97-1133 du 8 décembre 1997 et arrêté ministériel du 8 janvier 1998) ainsi que les deux circulaires ministérielles (du 16 mars 1999 et du 18 avril 2005) précisant les conditions de mise en oeuvre du dispositif de suivi des épandages et de l'OI. Afin de compléter l'analyse des textes, nous avons mené plusieurs entretiens auprès d'acteurs « majeurs » qui ont participé à l'élaboration des textes : personnels administratifs du MEDD (direction de l'eau, bureau de la lutte contre la pollution), responsables de la politique nationale de l'ADEME et responsables de l'APCA. La liste des personnes interviewées est consultable à l'annexe n°4 du présent document.

Graphique n°12 : Schéma formel du dispositif départemental prévu par les textes



Légende : MISE : Mission interservices de l'eau ; CDH : Comité départemental d'hygiène ; ? : non précisé dans les textes.

Sources : Arrêté interministériel du 8 janvier 1998, Circulaire ministérielle du 18 mars 2005

1.1 Les missions confiées aux services administratifs départementaux

1.1.1 Les rôles confiés au préfet

Les textes confèrent au préfet de département la responsabilité de l'exécution de la réglementation ainsi que le pouvoir de tenir compte des conditions locales spécifiques dans lesquelles se déroulent les épandages.

Concernant l'exécution de la réglementation, il est prévu que les 7 ministères¹¹⁰ signataires *se chargent* « chacun en ce qui les concerne, de l'exécution du décret relatif à l'épandage des boues issues du traitement des eaux usées »¹¹¹. Le préfet est alors le seul à disposer du

¹¹⁰ Ministères en charge de l'emploi, environnement, santé, agriculture, intérieur, réforme de l'Etat et intérieur.

¹¹¹ Article 23 du décret n°97-1133 du 8 décembre 1997.

pouvoir de délivrer les arrêtés (préfectoraux) d'autorisation d'épandage (instruction des dossiers généralement confiée à la MISE). Le préfet doit également s'assurer de « *la validité des données fournies dans le cadre de l'auto-surveillance* ». En outre, le préfet « *peut faire procéder à des contrôles inopinés des boues ou des sols* ». Les contrôles effectués par le préfet sur les sols ou les boues peuvent porter sur « *l'ensemble des paramètres mentionnés dans la réglementation* ».

Concernant l'intérêt de spécifier certaines règles au niveau local, l'action du préfet consiste, afin de tenir compte de « *la nature particulière des sols et sous-sols, des milieux aquatiques, du milieu environnant et sa climatologie* »¹¹², à mettre en place des « conditions spécifiques » (à l'échelle départementale ou d'une seule STEP) concernant à la fois la réalisation et la révision des études préalables et l'emploi des boues. Pour prendre sa décision, le préfet s'appuie sur l'avis du CDH dont le rôle est de dire si les « conditions spécifiques » envisagées sont susceptibles de « *procurer un niveau de protection au moins équivalent à celles prévues par le décret* ». Les « conditions spécifiques » sont ensuite rendues d'application obligatoire par arrêté préfectoral si elles concernent tout le département ou font l'objet d'une arrêté préfectoral d'autorisation d'épandage si elles concernent une STEP en particulier.

Bien que très encadrée par la réglementation, la procédure d'adaptation des règles manque de précision sur plusieurs points importants, laissant craindre la possibilité de décision discrétionnaire du préfet et soumise à des intérêts particuliers. D'abord les textes ne précisent rien sur les modalités de saisie du préfet : est-ce une auto-saisine ? Est-ce aux services instructeurs (MISE) de saisir le préfet ou alors les demandes émanent-elles directement des producteurs de boues ? Les textes sont également peu diserts sur l'instruction des demandes de mise en place de « conditions spécifiques » : quelles sont les pièces justificatives que doivent comporter les dossiers ? Sur quels éléments de preuve doit s'appuyer le CDH ? A-t-il le pouvoir de faire procéder à des études complémentaires ? Les réponses à ces questions ne relèvent manifestement pas de l'analyse des seuls textes. Nos investigations de terrain chercheront alors à savoir dans quelle mesure le besoin de flexibilité des arrangements locaux (se traduisant par la possibilité de mettre en place des « conditions spécifiques ») demeure soumis à un encadrement des comportements et des intérêts particuliers.

1.1.2 La création des missions (départementales) inter-services de l'eau (MISE)

En France, les services déconcentrés de l'Etat sont chargés de l'application des réglementations issues de leur ministère de tutelle. Les directions départementales de l'agriculture et de la forêt sont en charge des réglementations élaborées par le ministère en charge de l'agriculture. De même les directions départementales des affaires sanitaires et

¹¹² Ibidem (art.11).

sociales sont en charge du respect des réglementations du ministère en charge de la santé. Pour sa part, le ministère en charge de l'environnement ne possède pas sa propre administration déconcentrée au niveau départemental. La direction régionale de l'environnement (DIREN) joue au niveau régional un rôle de coordination des politiques menées (par le MEDD) mais elle ne dispose pas de moyens de contrôle comparables aux directions départementales. C'est donc l'absence d'une administration départementale qui conduit le ministère en charge de l'environnement à déléguer le contrôle de ses propres réglementations à des services appartenant à d'autres ministères, en particulier le ministère en charge de l'agriculture pour ce qui concerne l'eau et l'assainissement. Ainsi, en la matière, trois services déconcentrés de l'Etat sont impliqués :

- la Direction Départementale de l'Agriculture et de la Forêt (DDAF),
- la Direction Départementale de l'Équipement (DDE),
- la Direction Départementale des Affaires Sanitaires et Sociales (DDASS).

Afin de remédier à cette dispersion des compétences et aux éventuels conflits d'intérêts entre les ministères, des missions uniques de coordination des différentes directions ministérielles ont été prévues dès 1993¹¹³ et progressivement généralisées à l'ensemble des départements à partir de 1996¹¹⁴. Il fut décidé, d'une part, de créer, au niveau national, une mission interministérielle chargée de coordonner l'action des ministères concernés par les politiques de l'eau, d'autre part, de décliner localement le dispositif. Ainsi, les Missions (départementales) Inter Services de l'Eau (MISE) réunissent en leur sein, et dans chaque département, l'ensemble des services déconcentrés de l'Etat en charge de la police administrative de l'eau – Préfecture, DDAF, DDE, DDASS, DSV, CSP – mais aussi l'Agence de l'Eau, la DIREN, la DRIRE et les services techniques du conseil général (SATESE). La coordination des actions de la MISE est généralement confiée par le préfet à la DDAF et fait l'objet d'un arrêté préfectoral.

Tous les départements français sont aujourd'hui dotés d'une MISE mais le plus souvent les personnels ne sont pas réunis géographiquement et demeurent physiquement dans leurs services de tutelle respectifs : DDAF, DDE, DDASS, ce qui ne facilite pas la collaboration

¹¹³ Circulaire du 22 janvier 1993 relative à la généralisation de la coordination des interventions des directions départementales de l'équipement et des directions départementales de l'agriculture et de la forêt (Ministère en charge du logement, des transports et de la mer). Cette circulaire précise qu'après un an d'expérimentation, l'opération des missions uniques « est une réussite dans la mesure où elle a permis, dans les quinze départements concernés, des progrès significatifs en matière de service à l'utilisateur, de lisibilité et de cohérence de l'action de l'Etat et d'efficacité des interventions des services ».

¹¹⁴ Circulaire du 2 juillet 1996 relative à la mise en oeuvre de la politique de l'eau et traitant de la mise en place des Missions Inter-Services de l'Eau (Ministère en charge de l'environnement).

entre les services. En novembre 2004¹¹⁵, une circulaire du ministère en charge de l'environnement a prévu que la police de l'eau devait désormais être « *unifiée sans délai au sein de directions départementales clairement identifiées* » afin que les agents de la police de l'eau soient sous l'autorité hiérarchique d'un seul chef de service. Cette réorganisation concerne 900 agents (équivalents temps plein) répartis actuellement entre les différents services déconcentrés. En outre, les moyens humains ont été augmentés dès 1999 par le ministère en charge de l'environnement : « *création de 28 postes de garde-pêche au Conseil Supérieur de la Pêche, augmentation de 21 M€ des moyens de fonctionnement des services de police de l'eau, création de postes en DIREN et dans les missions interservices de l'eau* »¹¹⁶. On peut alors s'attendre à ce que ces efforts se traduisent par une meilleure coordination des services de l'Etat en charge de la police ainsi qu'une fréquence accrue des contrôles.

1.1.3 Les missions confiées à la MISE par le préfet

Dans le domaine des épandages, il est prévu que les MISE assument les rôles suivants (cf. tableau n°23 ci-dessous) :

1. L'instruction des études préalables consiste à vérifier le contenu strictement réglementaire des dossiers déposés par le producteur de boues. L'avis donné par la MISE est alors transmis aux services de la préfecture qui délivrent un arrêté préfectoral d'autorisation d'épandage. Dans la mesure où l'objectif des études préalables est de démontrer la faisabilité des épandages, les informations qu'elles contiennent sont des données prévisionnelles. Ces données servent pour l'administration à vérifier que le plan d'épandage respecte un ensemble de règles et de normes environnementales. Les services de l'Etat doivent alors accorder une certaine importance aux éléments de preuve que peut apporter le demandeur. A titre d'exemple, l'administration veillera à ce que le demandeur a correctement pris en compte l'évolution démographique probable de la commune dans ses estimations des volumes de boues produits.
2. Le suivi annuel des épandages consiste à vérifier la validité des informations contenues dans les documents annuels transmis par les producteurs de boues aux autorités administratives. Concrètement, il s'agit de vérifier que les éléments obligatoires sont formellement présents : fréquence d'analyse des boues, doses d'apport, etc. Cette étape est jugée « *indispensable avant d'aller sur le terrain* ». Les documents suivants doivent faire l'objet du suivi : synthèse du registre des épandages de chaque station, programmes

¹¹⁵ Circulaire du 26 novembre 2004 relatif à la déclinaison de la politique de l'Etat en département dans le domaine de l'eau et organisation de la police de l'eau et des milieux aquatiques.

¹¹⁶ Intervention de Dominique Voynet, ministre en charge de l'environnement, devant le conseil des ministres du 27 octobre 1999.

prévisionnels et bilans agronomiques pour les stations dont la taille dépasse 2000 EH. Ce suivi est réalisé à partir des données saisies par les producteurs de boues au titre de l'auto-surveillance des épandages rendue obligatoire par la réglementation en 1998.

3. Les contrôles inopinés sur le terrain peuvent porter sur « *l'ensemble des paramètres mentionnés dans l'arrêté de 1998* » mais les modalités du contrôle (nombre et fréquence par exemple) ne sont pas détaillées dans les premiers textes réglementaires. En fait, il faut attendre deux circulaires ministérielles de 2004 et 2005 pour qu'elles soient précisées. La direction de l'eau (MEDD) y rappelle que « *la mise en oeuvre d'un programme de contrôle est indispensable à la crédibilité de cette filière et de son suivi par l'Etat* »¹¹⁷. La circulaire précise que « *la police de l'eau ne saurait être crédible sans une présence des agents de l'Etat sur le terrain. Les services de police (MISE) devront réaliser au moins 5 actions de contrôle sur les épandages au niveau départemental* ». La circulaire prévoit également que « *au moins 10% de l'activité des MISE doivent être dédiés aux contrôles* » afin de « *rechercher et constater des comportements contrevenants et dresser des procès verbaux* »¹¹⁸. Les contrôles doivent porter en priorité sur les éléments suivants : le respect du périmètre et des périodes d'épandage, les capacités de stockage des boues (6 mois minimum) et le respect de l'auto-surveillance. Dans les faits, la sélection des STEP à contrôler ne se fait pas au hasard. Les agents disposent d'informations sur l'état du respect de la réglementation par les producteurs de boues. Cette information est obtenue en bénéficiant de l'information d'une autre structure mieux informée : selon les départements, le SATESE ou la chambre d'agriculture peuvent remplir cette fonction. Les réclamations et les plaintes reçues en préfecture ou formulées lors des enquêtes publiques sont également l'occasion pour les services de l'Etat de disposer d'informations sur le respect de la réglementation par les producteurs de boues.
4. La prise de sanctions consiste en une action de police¹¹⁹ administrative et judiciaire conférée aux services déconcentrés départementaux (MISE). Dans ce domaine, selon la direction de l'eau, « *les procédures doivent être engagées si une infraction est constatée* ». Les procédures sont graduelles : il convient d'abord de rappeler la réglementation (par exemple les échéances) par l'envoi d'un courrier, puis mettre en demeure les contrevenants avant d'envisager des sanctions administratives et/ou judiciaires. Le non

117 Circulaire DE/SDCRE/BASD du 26 novembre 2004 et circulaire DE/SDPGE/BLP n°9 du 18 avril 2005.

¹¹⁸ Ibidem.

¹¹⁹ La mission de police administrative assurée par les administrations déconcentrées des ministères concernés est à distinguer de la mission de police judiciaire qui est exercée sous l'autorité du procureur de la République pour la recherche et la constatation des infractions. Cette mission est en priorité assurée par les officiers de police judiciaire dont le maire, la gendarmerie et le conseil supérieur de la pêche (CSP). Cependant, « *les agents du service de police de l'eau doivent s'impliquer, sous l'autorité du procureur de la République, dans ces missions de police judiciaire (et notamment la recherche et la constatation des faits par procès verbal)* » (circulaire DE/SDCRE/BASD du 26 novembre 2004).

respect de la réglementation par les producteurs de boues est ainsi « *puni de l'amende prévue pour les contraventions de la 5^{ème} classe* »¹²⁰. Mais la question se pose du caractère dissuasif d'une telle disposition et de sa capacité à contraindre les acteurs locaux à adopter le comportement attendu de la part du réglementeur.

Tableau n°23 : Les indicateurs de l'efficacité administrative

Missions	Indicateurs de réalisation
<i>Instruction</i>	<ul style="list-style-type: none"> - Nombre de STEP dont les dossiers ont été instruits - Nombre de STEP bénéficiant d'un AP d'autorisation des épandages - Nombre d'enquêtes publiques menées - Temps d'instruction (en mois) des dossiers d'étude préalable
<i>Suivi</i>	<ul style="list-style-type: none"> - Nombre de STEP ayant fait parvenir un programme prévisionnel - Nombre de STEP ayant fait parvenir un registre des épandages - Nombre de STEP ayant fait parvenir un bilan agronomique
<i>Contrôle</i>	<ul style="list-style-type: none"> - Nombre de STEP contrôlées inopinément (annuellement) et ayant fait l'objet d'une visite sur le terrain d'un agent assermenté
<i>Sanction</i>	<ul style="list-style-type: none"> - Nombre de STEP ayant fait l'objet d'un courrier de rappel - Nombre de STEP ayant fait l'objet d'une mise en demeure - Nombre de STEP ayant fait l'objet d'une sanction

1.1.4 La nécessité de mettre en place un dispositif de contrôle des informations saisies et transmises par les producteurs de boues

Une grande partie des informations nécessaires à la réalisation des missions (instruction, suivi et contrôle) des services de l'Etat sont fournies par les producteurs de boues eux-mêmes dans le cadre de la procédure obligatoire d'auto-surveillance. Cette procédure a l'avantage d'éviter aux agents de l'Etat de procéder à des relevés d'information sur chaque STEP et de leur permettre de réaliser leurs missions à partir des informations transmises par les producteurs. Cependant, la procédure a l'inconvénient de fournir des informations dont la validité doit être contrôlée. En effet, rien n'empêche *a priori* les producteurs de boues de fournir des informations erronées afin d'éviter les sanctions associées à un manquement au respect de la réglementation. Les périodes réelles d'épandage, les volumes de boues réellement apportés sur les sols, les apports complémentaires de fertilisation sont des informations facilement manipulables par les producteurs de boues et difficilement vérifiables *ex-post*, notamment pour les services administratifs de l'Etat qui ne disposent pas forcément « *des compétences*

¹²⁰ Article 21 du décret n°97-1133 du 8 décembre 1997.

agronomiques nécessaires ni des effectifs suffisants pour être présents sur le terrain »¹²¹. Ni le préfet, qui selon les textes « *doit s'assurer de la validité des données fournies dans le cadre de la surveillance* », ni les agents des services déconcentrés de l'Etat (en particulier les agents des DDE et dans une moindre mesure les agents des DDAF) ne disposent de telles compétences. Dès lors, à la demande de la direction de l'eau (MEDD), les préfets sont invités à « *mettre en place un dispositif de suivi agronomique*¹²² *des épandages et faire appel à un organisme indépendant du producteur de boues, choisi en accord avec la chambre d'agriculture* »¹²³.

1.2 Les missions confiées aux OI et leur fonctionnement

La mise en place des OI relèvent de deux circulaires émanant de la Direction de l'eau (MEDD) en date du 16 mars 1999 et du 18 avril 2005. Ces circulaires ont une valeur interprétative¹²⁴ des textes réglementaires notamment de l'article 18 qui prévoyait l'implication d'un OI en appui au rôle joué par le préfet. Dans cette section, les citations en italique proviennent toutes et exclusivement de ces deux circulaires. Nous commençons par présenter les missions précises confiées aux OI en cherchant à savoir quels sont les objectifs poursuivis par le réglementeur : s'agit-il de permettre l'adaptation au niveau local des règles définies au niveau national, volontairement générales et incomplètes ? S'agit-il d'améliorer la réalisation des contrôles ? Les dispositions prises visent-elles l'amélioration de l'efficacité

¹²¹ Entretien avec le chef de MISE du département de la Haute-Vienne, juillet 2005.

¹²² Le terme agronomique a par la suite disparu dans les textes. Cela peut s'expliquer par le fait que le terme était trop restrictif et que les informations transmises ne sont pas toutes de nature agronomique mais concernent plus largement la production de boues et l'organisation des épandages.

¹²³ Article 18 de l'arrêté interministériel du 8 janvier 1998.

¹²⁴ La circulaire est un texte qui permet aux autorités administratives (ministre, recteur, préfet...) d'informer leurs services. Il peut s'agir par exemple de faire passer l'information entre les différents services d'un ministère ou du ministère vers ses services déconcentrés sur le terrain. Ces circulaires peuvent prendre d'autres noms, par exemple « note de service » ou encore « instruction ». On compte chaque année plus de 10 000 circulaires rédigées au sein des différents ministères. Le plus souvent, la circulaire est prise à l'occasion de la parution d'un texte (loi, décret...), afin de le présenter aux agents qui vont devoir l'appliquer. Mais la circulaire doit se contenter de l'expliquer, et ne peut rien ajouter au texte. Le Conseil d'État a été amené à faire une distinction importante : (1) les « circulaires interprétatives » qui se contentent de rappeler ou de commenter le texte (loi, décret surtout). Elles ne constituent pas une décision, puisqu'elles ne créent pas de règle nouvelle et les administrés ne peuvent pas les attaquer devant le juge administratif ; (2) les « circulaires réglementaires » qui ajoutent des éléments au texte qu'elles devraient seulement commenter et ainsi créent des règles nouvelles. Les administrés peuvent alors attaquer ces circulaires devant le juge administratif. Très souvent, elles sont annulées, car l'autorité qui les a rédigées pouvait commenter la loi ou le décret, mais n'était nullement compétente pour ajouter des éléments complémentaires aux textes existants.

environnementale ? De l'efficacité économique ? La réduction des coûts de transaction supportés par les agents de l'Etat et/ou les producteurs de boues ? Nous exposons ensuite le mode de pilotage de l'OI (orientation et contrôle de l'action de l'OI) ainsi que la question des moyens de fonctionnement de l'OI notamment financiers.

1.2.1 Les missions des OI

Les textes définissent les OI comme des structures capables « *d'assurer localement une expertise technique publique au service de différents intervenants (dont les services déconcentrés de l'Etat) des filières de recyclage en agriculture des effluents urbains et industriels et une transparence de la filière épandage agricole des boues* ». Trois missions sont confiées aux OI : l'expertise technique qui consiste à rendre un avis motivé sur la qualité et la conformité des dossiers réglementaires remis par les producteurs de boues au préfet, la synthèse des informations et leur centralisation par la rédaction d'une synthèse départementale des épandages, l'information et le conseil aux différents acteurs de la filière notamment aux producteurs de boues et aux agriculteurs afin qu'ils prennent connaissance des 'bonnes' pratiques d'épandage, préservant les intérêts de l'agriculture et de l'environnement.

1.2.1.1 L'expertise technique

La première mission des OI est de « *s'assurer de la validité des données transmises au préfet par les producteurs de boues dans le cadre de la procédure d'auto surveillance* ». La mission consiste « *à examiner le contenu réglementaire* » et à « *émettre un avis technique sur les dossiers devant être réalisés par le producteur de boues* » : études préalables, synthèses des registres d'épandage, programmes prévisionnels, bilans agronomiques. Les textes précisent le contenu des avis rendus par l'OI. Ainsi, l'expertise d'un bilan agronomique doit, par exemple, contenir « *une synthèse comportant les parcelles ayant reçu des boues, les analyses réalisées sur les sols et les boues ainsi que l'identification des parcelles sur lesquelles les teneurs maximales sur les sols sont atteintes ou dépassées* ». Les avis doivent être transmis aux autorités administratives compétentes, le préfet et les services déconcentrés de l'Etat. Afin de remplir sa mission, l'OI « *peut également faire effectuer des analyses complémentaires de sols, de boues ou d'effluents* » de manière à s'assurer de la véracité des informations qui figurent dans les documents transmis par les producteurs de boues.

1.2.1.2 La centralisation des informations collectées par les producteurs de boues et leur synthèse

Cette mission consiste à centraliser et archiver les informations transmises annuellement par les producteurs de boues à l'OI. Ces données comprennent des informations sur l'origine de la production d'effluents, la nature des effluents, la localisation des épandages, les quantités d'effluents épandues annuellement par hectare. L'OI est chargé d'en faire la synthèse et de

rédiger un rapport annuel qui comporte « *une synthèse des flux de boues et d'effluents sur les sols, les bilans des flux en éléments traces métalliques et organiques et composés minéraux, les bilans des concentrations en éléments-traces métalliques des sols, les bilans des flux en azote et phosphore, inventaire et cartographie des sols recevant des boues* ». Les textes prévoient que cette synthèse annuelle départementale soit mise à disposition de tous les partenaires de la filière. Toutefois, les modalités d'accès aux données sont différentes selon le statut des partenaires. Les services chargés de la police de l'eau et l'Agence de l'Eau ont accès à l'ensemble des données issues des producteurs de boues et connues des OI. Les représentants des industries agroalimentaires et les experts ne peuvent avoir accès qu'aux informations publiques. Par ailleurs, si, comme il y est autorisé, le préfet met fin aux missions confiées à l'OI, ce dernier n'est pas habilité à conserver d'autres données que les données publiques. Les autres données seraient alors transmises au préfet.

1.2.1.3 La production et la diffusion de connaissances nouvelles

Cette mission consiste à « *sensibiliser, conseiller et informer les partenaires de la filière notamment les producteurs et les agriculteurs afin qu'ils aient des pratiques d'épandage de qualité, préservant les intérêts de l'agriculture et de l'environnement et respectueuses de la réglementation* ». A ce titre, les textes précisent que l'organisme indépendant doit rechercher « *une harmonisation des pratiques et acquérir des références techniques nécessaires par l'élaboration ou participation à l'élaboration de cahiers des charges, des documents que le producteur doit réaliser (étude préalable, bilan...) en concertation avec les différents partenaires, de méthodologies d'échantillonnage et d'analyses, d'interprétation des données, de référentiels et de guides de bonnes pratiques* ». L'organisme peut acquérir des références en synthétisant les données de terrain et les données issues de la veille scientifique. Il peut aussi réaliser ou participer à la réalisation d'expérimentations telles que le suivi de site pilote de la qualité des produits agricoles et des sols.

1.2.2 Les instances de pilotage du dispositif et leur composition

Les textes prévoient la mise en place de deux instances distinctes des OI : un comité départemental de pilotage et un comité de concertation départemental boues (CCD).

1.2.2.1 Le comité départemental de pilotage

D'après les textes l'OI est piloté par « *un comité départemental de pilotage réunissant tous les acteurs de la filière et placé sous l'autorité du préfet qui en assure la présidence* ». Les objectifs assignés à ce comité sont les suivants :

- Entendre les rapports annuels d'activité de l'OI.

- Fixer les orientations et les directives générales de l'OI.
- Assurer un rôle de médiation en cas de conflits entre un producteur de boues et un utilisateur (un agriculteur).
- Contribuer à l'élaboration d'un schéma départemental des épandages.

La composition du comité de pilotage est réglementée. Il doit réunir notamment un représentant des producteurs de boues, de la chambre d'agriculture, de l'organisme indépendant, du conseil général, des membres intéressés du comité de bassin, de l'ADEME, des administrations de l'Etat concernées et de l'Agence de l'Eau. Il se réunit au moins une fois par an à l'initiative du préfet (qui préside) et son secrétariat est assuré par l'OI. En tant que de besoins, le comité départemental de pilotage peut solliciter le concours d'experts.

1.2.2.2 Le comité de concertation départemental boues (CCD)

Les textes¹²⁵ prévoient que les préfets peuvent mettre en place des structures de concertation au niveau départemental. Les CCD associent « *les différents acteurs de la filière en particulier la profession agricole* ». La présidence du CCD est assurée par le préfet ou son représentant (le secrétaire général de la préfecture). Les textes envisagent que l'OI en tant que pôle d'expertise puisse appuyer l'initiative du préfet. Dès lors, on peut imaginer qu'en pratique, la Chambre d'agriculture sera probablement consulté au moment de la sélection des membres des CCD.

1.2.2.3 Intérêts et limites de ces deux instances

L'intérêt de ces deux structures est d'avoir des rôles complémentaires. L'une est une instance de pilotage, c'est-à-dire une instance « politique » et l'autre une instance de concertation (CCD). Le rôle du CCD est « *de permettre à tous les acteurs de prendre position en connaissance de cause sur la pratique de l'épandage des boues* ». Aucune disposition particulière n'est toutefois prise pour y parvenir (en particulier sur le type d'information à diffuser et auprès de qui) hormis les dispositions relatives à la composition des CCD. Les règles de la concertation ne sont nullement exposées. A noter que les textes ne voient pas le CCD comme une instance qui exclut les autres lieux de concertation puisque la constitution de comités locaux de concertation est également encouragée par les textes. Il est probable que le comité départemental constitue une configuration plus adaptée à une concertation entre acteurs institutionnels que les comités locaux dont un des objectifs peut être par exemple de sensibiliser les riverains et les agriculteurs aux enjeux de l'épandage pour les communes. Le rôle du comité de pilotage est « *de prendre la responsabilité de mettre en place une politique active sur le sujet* ». Cela signifie que les objectifs de la politique départementale (menée par

¹²⁵ En particulier, la circulaire ministérielle du 18 mars 2005 (pages 6 à 8).

l'Etat) en matière de recyclage des boues sont définis en concertation avec les acteurs locaux, en particulier la chambre d'agriculture et le conseil général. De ce point de vue, il est recherché une articulation plus étroite entre les actions de l'Etat (Agences de l'Eau, Services déconcentrés) et des Conseils Généraux dans la mesure où le CCD est également chargé de veiller à ce que « *la question des boues soit intégrée dans la politique locale des déchets via le PDEDMA outil de programmation et d'orientation, élaboré sous la responsabilité des Conseils Généraux* ». Ainsi, la politique départementale s'appuie sur les dispositions nationales mais les adapte ou les précise lorsque le contexte local pose un problème spécifique insuffisamment traité par la réglementation. L'OI joue un rôle central dans ce processus dans la mesure où c'est lui qui centralise, synthétise et diffuse les informations sur la situation départementale des épandages permettant la concertation entre les partenaires.

Leurs limites proviennent de l'imprécision des textes réglementaires. La question des modalités concrètes de mise en œuvre est très brièvement abordée dans les textes qui laissent une marge importante de manœuvre aux acteurs locaux concernant la composition et le fonctionnement des instances ainsi que l'établissement de règles pour le pilotage d'ensemble du dispositif micro-institutionnel. Le réglementeur a confié un rôle stratégique à la profession agricole (chambre d'agriculture), certainement pour répondre, dans ce domaine, aux sollicitations du ministère en charge de l'agriculture cosignataire des textes réglementaires préparés par le ministère en charge de l'environnement. Or, compte tenu de la place importante que les textes assignent aux OI dans l'organisation départementale d'ensemble, il nous semble que des dispositions plus précises auraient pu (dû ?) être prises en ce qui concerne la propriété d'indépendance de la structure à laquelle les missions sont confiées, les modalités de son pilotage et de son financement. De ce point de vue, les dispositions prises dans les premiers textes étaient très incomplètes¹²⁶ et le demeurent encore actuellement. Les textes ne font, par exemple, aucune référence aux structures autres que les chambres d'agriculture qui auraient la légitimité (technique et institutionnelle) pour être qualifiées d'OI. Notre interprétation est que, compte tenu des objectifs qui leur sont assignés, les OI devront très probablement être dotés de compétences techniques agronomiques et d'une bonne connaissance du cadre réglementaire. Dès lors, on peut supposer que dans de nombreux départements, les chambres d'agriculture demanderont à remplir directement ou par l'intermédiaire d'une structure qu'elle contrôlerait, les missions de l'OI (D'Arcimoles, Borraz et al., 2000). Dans les faits, d'après l'APCA (2001a), la volonté d'implication des chambres départementales d'agriculture est très variable, pouvant expliquer certaines difficultés de mise en place du dispositif. Enfin, un autre point sur lequel l'incomplétude des textes est évidente, concerne les règles relatives à la production et à la diffusion de l'information. Cet aspect

¹²⁶ Rappelons que les OI ont été prévus par l'article 18 de l'arrêté du 8 janvier 1998 et que c'est seulement la circulaire du 18 mars 2005 qui précise les modalités concrètes de mise en place du dispositif (la circulaire du 16 mars 1999 restant encore très évasive sur le sujet).

crucial dans le fonctionnement des instances de concertation semble avoir été délaissé (Soulignac, Gibold et al., 2003).

1.2.3 Les moyens de fonctionnement de l'OI

Les moyens de fonctionnement sont abordés dans les textes de manière partielle. Aucune évaluation prospective du coût du dispositif n'est proposée. Les textes posent le principe de l'indépendance financière des OI vis-à-vis des producteurs de boues mais aucune dotation spécifique n'est accordée par le réglementeur qui prévoit que les préfets « *sollicitent les acteurs publics comme les Agences de l'Eau, les Conseils Généraux, les Conseils Régionaux* ». Dans le cadre de leur 8^{ème} programme d'intervention (2003-2006), les Agences de l'Eau, sous la tutelle hiérarchique de la direction de l'eau (MEDD), avaient prévu d'allouer des crédits de fonctionnement aux OI. Il est maintenant acté que cette contribution financière sera prolongée après 2006 (cf. 9^{ème} programme d'intervention de l'Agence de l'eau Loire-Bretagne : 2007-2012), ce qui témoigne de l'intérêt renouvelé que porte le MEDD à la mise en place de ces structures. En pratique, l'implication financière des Agences de l'eau varie entre 50 et 100% du budget de fonctionnement des OI. Ainsi, l'Agence de l'Eau Rhône Corse Méditerranée (RMC) finance, depuis 2001, 70% du budget des OI dans chacun des départements de son bassin de compétence. L'Agence de l'Eau Loire Bretagne a été plus prudente et a financé seulement deux départements sur la même période de temps alors que son conseil d'administration avait décidé, dès octobre 2001, de réserver une part de son budget au financement de ces dispositifs.

D'autres sources de financement sont recherchées auprès des Conseils Généraux compte tenu de leurs compétences d'assistance technique des collectivités locales en matière de gestion de l'eau. En revanche, l'implication des Conseils Régionaux est peu probable en raison de l'absence de compétence formellement transférée dans ce domaine. Dans les faits, l'ADEME, autre agence sous la tutelle du réglementeur (MEDD), est également sollicitée par les préfets. Toutefois, la politique de l'Agence consiste à financer partiellement les dispositifs (au plus 1/3 du budget) et uniquement sur une période de temps limitée à la phase dite de démarrage (3 ans). En effet, c'est l'aspect prospectif de l'OI que l'ADEME accepte de financer dans une perspective d'innovation environnementale, conformément à ses propres missions. Enfin, l'ADEME reproche¹²⁷ au réglementeur de ne pas assumer une partie du financement d'un dispositif qui réalise des missions de service public et notamment d'appui à l'action des services de police.

Au final, il faut s'attendre à ce que le financement du dispositif pose des difficultés au niveau local. Probablement conscient de ce problème, le réglementeur envisage la possibilité d'un

¹²⁷ Entretien avec la responsable de la délégation régionale de l'ADEME (Limousin).

« *co-financement via une contribution des producteurs de boues, à la condition expresse que cette participation financière fasse l'objet d'une convention transparente et n'influe pas sur l'indépendance de l'organisme indépendant* ». Dans la pratique, aucun co-financement par les collectivités locales n'a été observé lors de nos investigations. Le vœu du réglementeur est donc très probablement pieux tant que les missions des OI demeurent étroitement liées aux objectifs du réglementeur de « *contrôle de la validité des données* » et donc d'appui aux services administratifs déconcentrés. De plus, l'AMF (Association des maires de France) et la direction du trésor (qui dépend du ministère en charge de l'économie et des finances) sont largement hostiles à toutes dispositions contraignantes qui tendent à accroître les coûts supportés par les communes comme le rapportent d'Arcimoles, Borraz et Salomon (2001).

1.3 Conclusion de la section

Le dispositif de suivi des épandages repose, d'une part, sur la réorganisation au niveau départemental des services déconcentrés de l'Etat en charge de l'instruction, du suivi et du contrôle de la réglementation, d'autre part, sur l'implication d'un OI et de deux instances associées de pilotage et de concertation. Le cadre territorial est celui du département, échelle de l'organisation de l'administration française.

1.3.1 L'objectif d'efficacité administrative privilégié

L'examen des missions confiées aux OI nous amène à penser que c'est d'abord un objectif d'amélioration de l'efficacité administrative qui est poursuivi par le réglementeur et non de réduction des coûts (de transaction) supportés par les producteurs de boues. En effet, on peut s'attendre à ce que les avis émis par les OI réduisent le temps passé par les services déconcentrés de l'Etat pour instruire et suivre les dossiers réglementaires. On peut également s'attendre à ce que les avis permettent de mieux cibler les contrôles inopinés menés par les services de police. Cependant, les missions confiées aux OI dans le domaine de la production et diffusion d'informations, donnent à penser que son champ d'action est beaucoup plus vaste. En effet, on peut s'attendre à ce que les OI et leurs instances associées (cf. section suivante) facilitent la concertation entre les acteurs de l'épandage et réduisent l'incertitude qui pèsent sur les producteurs de boues (désistements des agriculteurs, plaintes, etc.). Enfin, il est aussi probable que les OI joueront, en pratique (bien que pas explicitement indiqué dans les textes), un rôle important dans la procédure d'adaptation des règles générales en fournissant aux préfets une argumentation scientifique et technique (instruction ?) relative aux « conditions spécifiques » demandées par les producteurs de boues ou les agriculteurs.

1.3.2 Une imprécision des textes susceptible de conduire à une mise en oeuvre variable de certains aspects du dispositif

Le degré de précision des textes est très variable. Sur certains points, ils sont très précis, notamment la réorganisation des services déconcentrés. C'est aussi le cas des missions assignés au dispositif, de son architecture générale et des acteurs impliqués.

En revanche, sur d'autres points, les textes sont incomplets. Les interprétations que sont censées apporter les circulaires ministérielles manquent également de précision, laissant supposer qu'une partie de cette imprécision est volontaire. C'est le cas des modalités de mise en oeuvre concrète du dispositif en particulier le financement ou le rôle réel confié à la chambre d'agriculture dans le pilotage du dispositif. C'est pourquoi dans l'analyse empirique, nous porterons, par exemple, une attention particulière au pilotage du dispositif en distinguant le pilotage formel tel qu'il est prévu dans les textes et le pilotage réel probablement assuré, en partie, par les financeurs ou la chambre d'agriculture.

Un autre point sur lequel les textes manquent de précision concerne le rôle confié aux chambres d'agriculture. En effet, si les textes confèrent des prérogatives claires aux préfets, le rôle des chambres d'agriculture est moins clair : que signifie le fait que le préfet doit étudier la mise en place d'un OI « *en accord avec la chambre d'agriculture* » ? Cela signifie-t-il que sans une étroite collaboration entre les services de l'Etat et ceux de la profession agricole, la mise en place du dispositif départemental sera difficile ? Ou alors cela signifie-t-il que la chambre d'agriculture a seulement un rôle consultatif ? Seule l'analyse empirique peut apporter des réponses à ces questions.

Enfin, les textes ne prévoient pas d'obligation de mise en place du dispositif départemental mais se limitent à « *inviter* [les préfets] *à le mettre en oeuvre* » ou à leur rappeler l'importance « *d'étudier les conditions de mise en place de l'article 18 (...)* ». On peut alors s'attendre comme le remarquent D'Arcimoles, Borraz et Salomon (2000), à ce qu'en raison du caractère peu coercitif des mesures prises, « *la mise en oeuvre de l'article 18 contribue à un renforcement de l'hétérogénéité des configurations territoriales qui prennent en charge les épandages* ». Quelques années plus tard, les faits semblent leur donner raison puisqu'en juillet 2006, dans 56 départements métropolitains, les préfets n'ont pour l'instant pas sollicité l'intervention des OI ni la création des instances associées notamment de concertation départementale. Le tableau n°24 ci-dessous illustre la lente évolution du nombre d'OI mis en place en France.

Tableau n°24 : Évolution du nombre d'OI entre 2001 et 2006

	2001	2004	2005	2006
Nombre d'OI	20	27	30	40
Parution des textes	1ère circulaire (1999)		2ème circulaire (18 avril 2005)	

Sources : APCA (2001b) et inventaire Cemagref Clermont-Ferrand (2005 et 2006)

En juillet 2006, il existait dans 40 autres départements un dispositif de suivi caractérisé par l'intervention d'un OI. Mais la mise en œuvre varie également au sein de ces 40 départements, au regard notamment de la composition des instances, des modes de financement et de la place des chambres d'agriculture dans le pilotage d'ensemble. La question qui se pose maintenant est de savoir :

- si la mise en place d'un dispositif départemental de suivi des épandages (avec OI) se traduit, comme nous pouvons le penser, par une efficacité administrative accrue des services de l'Etat, comparativement à d'autres départements où le dispositif n'existe pas ;
- mais également si ce dispositif a un impact sur les coûts (de transaction) supportés par les producteurs de boues.

2 Section 2 - Etude comparative des dispositifs mis en œuvre dans deux départements français : Puy-de-Dôme et Haute-Vienne

Dans cette section, nous cherchons à mettre en évidence si les différences notamment en termes d'acteurs impliqués, de modalités de pilotage et de financement des dispositions d'ordre micro-institutionnel ont effectivement un impact sur la manière dont les comportements privés sont encadrés (contrôle et sanction) et les règles générales spécifiées au niveau local. Nous chercherons à apprécier dans quelle mesure ces dispositifs contribuent à réduire les coûts de transaction supportés par les producteurs de boues et les coûts administratifs supportés par les services de l'Etat. Pour conduire notre démonstration, nous effectuons une analyse comparative des dispositifs mis en place dans les départements de la

Haute-Vienne (dotée depuis 2002 d'un OI) et du Puy-de-Dôme (non doté d'OI) (cf. encadré n°7).

Encadré n°7 : Les sources de données mobilisées¹²⁸

Dans cette section, la démonstration repose principalement sur l'analyse des sources écrites : les arrêtés préfectoraux, les avis émis par les acteurs consultés, les conventions passées avec les partenaires financiers, les courriers échangés par les différents services administratifs ainsi que les documents internes à l'OI :

- Dans le département de la Haute-Vienne, nous avons cherché, dans la mesure du possible, à avoir accès aux comptes-rendus des réunions du comité de pilotage et aux rapports d'activité de l'OI. Parfois, nous avons eu accès à des documents internes de travail comme les 'fiches d'évaluation' utilisées par l'animateur de l'OI pour rendre un avis sur les STEP sur lesquelles il se rend chaque année. Ces archives sont malheureusement soit incomplètes, soit strictement confidentielles tout comme les comptes-rendus du comité technique qui réunit des experts. Le plus souvent cependant, les liens de confiance que nous avons tissés avec l'animateur de la mission en le rencontrant à plusieurs reprises et en l'associant dans une certaine mesure au programme de recherche, furent déterminants pour accéder à l'information, compte tenu de la 'sensibilité' extrême dont fait preuve la profession agricole à l'égard du sujet étudié.

- Dans le Puy-de-Dôme, l'information écrite disponible s'est révélée beaucoup moins riche. Notre travail a consisté à analyser le contenu de la « charte de qualité » mise en oeuvre dans le département et des avis émis par différents acteurs au moment de son élaboration.

Pour compléter l'analyse des 'écrits', nous avons mené une série d'entretiens avec les acteurs « majeurs » des deux dispositifs. Dans la Haute-Vienne, nous avons privilégié les interviewees de l'animateur de l'OI, des services déconcentrés de l'Etat et des principaux financeurs du dispositif : Agence de l'eau et ADEME. Dans le Puy-de-Dôme, nous avons interrogé en priorité les services de la DDAF, de la chambre d'agriculture et des collectivités locales (et/ou leurs délégataires) impliquées dans l'élaboration de la charte (cf. annexe n°4).

2.1 Les caractéristiques urbaines et agricoles des départements étudiés

A grands traits, les départements du Puy-de-Dôme et de la Haute-Vienne sont similaires sur le plan des structures urbaines et agricoles. Nous commençons par présenter les caractéristiques urbaines (localisation, concentration de la population) parce que cela a des conséquences sur l'organisation de l'assainissement et de la production de boues. Nous exposons ensuite les principales caractéristiques agricoles qui pèsent sur la disponibilité des terres agricoles pour l'épandage de boues d'épuration. Le tableau n°25 ci-dessous rassemble les principaux indicateurs mobilisés pour la comparaison.

¹²⁸ L'ensemble des sources d'information mobilisées pour la rédaction de cette section est consultable en annexe du présent document.

Tableau n°25 : Données de cadrage sur les départements du Puy-de-Dôme et de la Haute-Vienne

Départements	Puy de dôme	Haute-Vienne
Population départementale totale (RP 1999)	609 817 (estimation 01/01/2003)	353 788 (estimation 01/01/2003)
Densité de population(hbts/km ²)	76	64
Nombre de communes	470	201
Nombre total de STEP dont la taille > 200 EH	289	120
Nombre de STEP dont la taille > 2000 EH	29 (10%)	19 (16%)
Volume de boues produites en 2004 (en tonnes MS)	8 650	7 850
Terres labourables en ha (RA 2000)	145 938	154 433
Surfaces en céréales ¹²⁹ (RA 2000)	85 563	45 756
<i>Ratio surface nécessaire à l'épandage de la totalité des boues produites/ surface en céréales (en %)</i>	10%	17%
Concurrence effluents d'élevage	Moyenne	Moyenne à forte
Pression des industries d'aval (agroalimentaire)	Très forte	Moyenne
Taux d'épandage : vol. boues épandu/vol. total de boues	33%	30%
Technologie alternative	CSDU (67%)	CSDU (70%)
Principal pôle urbain	Clermont-Ferrand	Limoges
<i>Taille du pôle</i>	258 541	173 299
<i>Technologie actuelle</i>	CSDU	CSDU (autorisation d'épandage en cours)

Source : Agreste, Insee, SATESE du Puy de dôme et MESE de la Haute-Vienne (2004)

2.1.1 Les caractéristiques urbaines

Le Puy-de-Dôme et la Haute-Vienne sont deux départements à dominante rurale, beaucoup moins densément peuplés que la moyenne française (108 hbts/km²). Dans les deux départements, la production de boues est atomisée (surtout dans le Puy-de-Dôme) et se caractérise par un nombre élevé d'unités de production (STEP) et un nombre plus restreint de producteurs (communes ou syndicats d'assainissement) car on note une tendance au regroupement des communes au sein de syndicats d'assainissement¹³⁰. Ce regroupement renforce la concentration spatiale de la production de boues. Ainsi, les STEP de grande taille (> à 2000 EH) représentent dans le Puy-de-Dôme 10 % du total des STEP et près de 90% des

¹²⁹ Les surfaces en céréales comprennent les terres implantées en blé, orge, maïs grain et maïs fourrage.

¹³⁰ A noter qu'un producteur de boues peut avoir en charge plus d'une STEP, surtout en zone rurale, compte tenu de la faiblesse de la densité de population. En tendance, on assiste ainsi à une diminution du nombre de STEP pour des raisons d'économies d'échelle.

8650 tonnes de matière sèche de boues produites, tandis qu'en Haute-Vienne, elles représentent 16% des STEP et près de 95% des 7850 tonnes de matière sèche de boues produites. Du point de vue sanitaire, la qualité des boues produites par les STEP est conforme aux normes relatives à l'épandage dans les deux départements. Les sources de pollution industrielle des eaux usées sont limitées, excepté pour le bassin industriel d'Ambert, de Clermont-Ferrand et la ville de Thiers (coutellerie).

Dans le Puy-de-Dôme, 33% des boues produites dans le département sont épandues en agriculture et 67% sont mises en centre de stockage des déchets ultimes de classe II (CSDU). Dans la Haute-Vienne, 30% des boues sont épandues et 70% sont mises en CSDU. Il n'y a pas de possibilité d'incinération dans les deux départements. Les incinérateurs les plus proches se situent dans les départements de la Côte d'Or (Dijon) et de la Loire. Les taux d'épandage dépendent fortement des choix adoptés par les principaux centres urbains (Clermont-Ferrand et Limoges) qui concentrent respectivement 43% et près de 50% de la population totale de chaque département. Ainsi, la COMAC (Clermont-Ferrand communauté) envisage de construire un incinérateur dédié à l'incinération des boues de sa STEP mais l'implantation de l'usine pose encore problème. Actuellement les boues sont envoyées en CSDU de classe II. Dans la Haute-Vienne, la STEP de Limoges produit près de 50% des boues du département. Les boues sont actuellement stockées en CSDU de classe II mais fin 2005 un plan d'épandage était en cours d'instruction. En cas d'approbation de ce plan, le taux d'épandage sera de près de 80% (source : Mise de la Haute-Vienne, 2005).

2.1.2 Les caractéristiques agricoles

Les deux départements sont quasi également dotés en terres labourables, ce qui laisse supposer que les activités d'épandage de boues y sont favorables de façon égale. Une analyse plus fine montre que dans le Puy-de-Dôme les terres labourables sont implantées à près de 60% en céréales : elles constituent le support privilégié des épandages de boues. Ainsi, avec la Limagne, une des plus grandes plaines céréalières de France, ce département présente *a priori* des caractéristiques agricoles plus favorables aux épandages de boues que la Haute-Vienne, où les céréales occupent moins de 30% de la surface labourable du département, par ailleurs largement dédiée aux cultures herbagères à destination de l'alimentation des élevages. En rappelant que la norme réglementaire oblige à ne pas dépasser 30 tonnes de MS par ha au cours d'une période de 10 ans, l'épandage de la totalité de la production annuelle de boues d'épuration concernerait 10% de la surface céréalière du Puy de Dôme et 17% en Haute-Vienne, ce qui témoigne de la relative abondance des terres agricoles pouvant potentiellement servir de support à l'épandage de boues. Cependant, l'inégale répartition spatiale des terres labourables ainsi que la concurrence entre les épandages de boues d'épuration et les autres effluents (type lisier, fumier) conduisent à nuancer cette idée. En effet, en Haute-Vienne, les élevages bovins et ovins sont une activité dominante et les agriculteurs utilisent les terres labourables pour l'épandage des effluents de leur élevage. Par contre, dans le nord et l'ouest

du Puy-de-Dôme les terres labourables sont abondantes, il y a peu d'élevage et *a priori* davantage de possibilités d'épandage des boues.

Si la disponibilité des terres agricoles pour l'épandage de boues dépend d'abord des caractéristiques physiques des sols et des systèmes de production agricole, elle dépend aussi de l'attitude des responsables de la profession agricole et des entreprises agroalimentaires. Dans les deux départements, ces responsables sont partisans d'une stratégie sectorielle de différenciation marquée des produits, par la labellisation des productions agricoles au moyen des signes officiels de qualité (SOQ). Dans les deux départements, près d'un tiers des entreprises agricoles adhèrent à de telles démarches. Cette politique dite de 'qualité' est relayée par l'industrie agroalimentaire bien implantée dans les deux départements (Madrangé à Limoges et Feytiat, Charal ou Blédina, Limagrain et Domagri dans le Puy-de-Dôme) et par les associations de producteurs (fédération Limousin promotion).

En outre, dans les deux départements, la pression exercée par l'industrie agroalimentaire conduit les agriculteurs à se détourner parfois de l'épandage. Dans le Puy-de-Dôme, cette pression est particulièrement marquée dans la plaine céréalière de la Limagne¹³¹ qui présente pourtant des caractéristiques foncières favorables à la pratique de l'épandage. Les populations riveraines représentent également un autre groupe de pression renforcé par l'arrivée dans les campagnes de nouveaux résidents de diverses origines (Roussel et Mamdy, 2000). Les nuisances olfactives et sonores générées par les installations de traitement des eaux et des boues posent problème et sont sujettes à des réclamations fréquentes auprès des élus communaux et des services de l'Etat. Dans la Haute-Vienne, les pressions exercées par les filières de qualité (syndicats d'AOC, syndicat du label rouge de la viande bovine) sont fortes notamment dans les régions d'élevage alors qu'elles s'exercent davantage sur les plaines céréalières dans le Puy-de-Dôme.

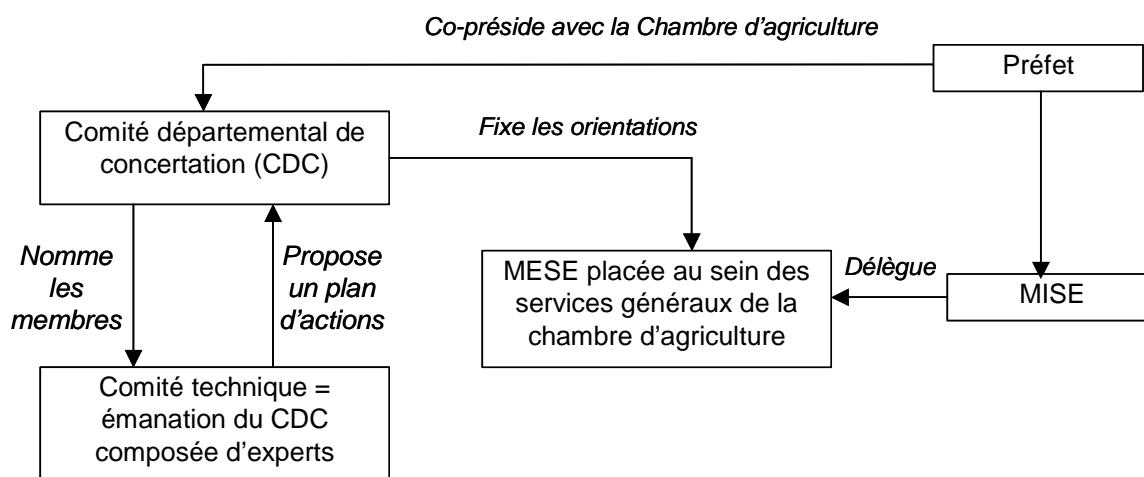
2.2 Le dispositif de la Haute-Vienne

Dans le département de la Haute-Vienne, le dispositif repose, d'une part, sur la création d'un service unique en charge de l'instruction, du suivi et de la police, d'autre part, sur la création d'une Mission d'expertise au service de l'épandage (MESE) dont l'action s'articule très étroitement avec celle des services déconcentrés de l'Etat (cf. graphique n°13). L'action de la MESE est pilotée par deux instances complémentaires nouvellement mises en place à cet effet : le comité départemental de concertation (CDC) et le comité technique. Le comité technique recherche des réponses concrètes aux problèmes soulevés par le CDC. Le CDC est

¹³¹ A noter dans cette partie du département, la présence forte de deux groupes coopératifs d'envergure internationale qui craignent davantage que d'autres structures que leur réputation soit entachée par la « mauvaise » image véhiculée par les épandages de boues.

chargé de piloter l'OI (MESE), c'est-à-dire orienter et contrôler son action. Contrairement à ce que les textes prévoyaient, le CDC et le comité de pilotage de la MESE ne sont pas des structures distinctes dans le département. Dans ce dispositif, le rôle actif de l'Etat, en la personne du préfet, est important dans la mesure où d'autres institutions qui dépendent de l'Etat en particulier l'ADEME et l'Agence de l'Eau, s'impliquent financièrement. Le rôle de la chambre d'agriculture apparaît également déterminant. En effet, l'initiative de la mise en oeuvre du dispositif revient à la chambre d'agriculture qui a sollicité explicitement le préfet par courrier à suite d'une session réunissant les administrateurs de la chambre d'agriculture et à l'issue de laquelle ils se déclarèrent favorables à l'épandage des boues d'épuration dans le département, à la condition qu'un OI soit créé conformément aux dispositions de la réglementation¹³². Cette initiative a conféré à la chambre d'agriculture une place centrale dans le pilotage du dispositif départemental probablement plus importante que ce que les textes avaient formellement prévu.

Graphique n°13 : Le dispositif du département de la Haute-Vienne



Source : MESE de la Haute-Vienne (2004)

¹³² Article 18 de l'arrêté du 8 janvier 1998.

2.2.1 Le rôle des services déconcentrés

En Haute-Vienne, la MISE réunit tous les services déconcentrés de l'Etat auxquels s'ajoutent l'Agence de l'Eau, le service technique du Conseil général (SATESE) et la Chambre d'agriculture en tant que membres consultatifs. Une réorganisation du fonctionnement de la mission interservice de l'eau (MISE) est intervenue en juin 2002¹³³ au moment de la création de la MESE puis en 2005 pour confier la responsabilité complète de la mission à la DDAF. Cela se traduit par le regroupement, depuis début 2005, des personnels (techniciens) DDAF et DDE en charge des dossiers d'épandage dans un même lieu (DDAF) et sous la même autorité hiérarchique (le chef de MISE).

1) L'instruction des dossiers de déclaration et de demande d'autorisation d'épandage déposés par les producteurs de boues est réalisée par un service unique (localisé à la DDAF) et composé de deux techniciens dont l'un est issu de la DDE. Dans la réalisation de sa mission, le service bénéficie de l'appui de la MESE qui certifie la validité des données transmises par les producteurs de boues.

2) Le suivi annuel des épandages : la procédure est similaire à l'instruction. La MESE vérifie la validité des informations transmises par les producteurs de boues (programmes prévisionnels d'épandage, synthèses des registres d'épandage, bilans agronomiques).

3) Les contrôles inopinés sur le terrain : avant 2005, la MISE ne réalisait aucun contrôle sur le terrain.

4) La prise de sanctions : aucune sanction administrative ou financière (amende de la classe 5 prévue par la réglementation) n'a été appliquée jusqu'ici dans le département concernant les épandages de boues. Depuis 2003, les services de l'Etat bénéficient des informations collectées par la MESE sur l'état réel des systèmes de stockage et sur les opérations d'épandage des boues (rapports de visites, photographies). Ces informations ont permis à la MISE en 2005 de mettre en place un programme d'envoi de courrier aux producteurs de boues afin de leur rappeler les exigences réglementaires.

¹³³ Source : Arrêté préfectoral N° 2002-447 portant constitution d'une mission interservices de l'eau (MISE) dans le département de la Haute-Vienne (21 octobre 2002).

2.2.2 La MESE et les instances associées

2.2.2.1 Une forte implication de la chambre d'agriculture dans la création de l'OI

Au début des années quatre-vingt-dix, le 'service environnement' de la chambre d'agriculture était régulièrement sollicité par les communes (dont la ville de Limoges) pour un appui à la conception des plans d'épandage de leurs boues en agriculture. La chambre d'agriculture apportait donc une assistance aux communes qui en faisaient la demande. Cette assistance prenait la forme d'une prestation de service rémunérée. C'est ainsi que la chambre d'agriculture a réalisé le plan d'épandage de la ville de Limoges et pris en charge l'épandage agricole des boues produites par sa STEP entre 1992 et 1998. L'apport financier que ces prestations de services représentent a permis à la chambre d'agriculture d'embaucher un ingénieur agronome à plein temps et disposant de compétences spécialisées en sciences du sol. Avant 1998, la chambre d'agriculture était destinataire de tous les grands projets de STEP dans le département. Son avis était sollicité sur les dossiers d'enquête publique. Depuis 1999, la chambre d'agriculture participe également au Réseau de Mesures de la Qualité des Sols (RMQS) ainsi qu'au programme intitulé « Qualité des sols et des récoltes » (QUASAR) conduits par l'INRA. Ainsi, dans le département de la Haute-Vienne, la Chambre d'agriculture s'est forgée une compétence et une réputation dans le domaine du recyclage agricole des matières organiques.

Fort de cette expérience, la Chambre d'agriculture a sollicité en 2002 auprès du préfet de département la création d'une mission d'expertise au service de l'épandage (MESE) sur le modèle de l'OI prévu par l'arrêté interministériel du 8 janvier 1998 (article 18). Les services déconcentrés de l'Etat, l'Agence de l'eau et l'ADEME se sont ralliés rapidement à l'idée de la constitution de la mission. En juin 2002, le préfet et le président de la chambre d'agriculture du département de la Haute-Vienne ont signé une convention pour la mise en place et le fonctionnement de la MESE. Cette convention prévoit que « l'OI est créé au sein des services généraux de la chambre d'agriculture ». Les locaux de la MESE sont donc ceux de la chambre d'agriculture. Le personnel de la MESE est employé par la chambre d'agriculture et le secrétariat de la MESE est également assuré par la chambre d'agriculture. D'un point de vue hiérarchique, le personnel de la MESE est sous l'autorité du président de la chambre d'agriculture. L'APCA juge qu'il s'agit d'une reconnaissance par l'Etat des compétences des chambres d'agriculture dans ce domaine (APCA, 2001b). Mais si la MESE est effectivement indépendante des producteurs de boues (collectivités locales), elle ne l'est pas totalement de la profession agricole. Cet aspect n'est pas spécifique au département de la Haute-Vienne. En 2005, sur les 30 organismes indépendants existants en France, 27 ont été créés au sein des services généraux des chambres d'agriculture (APCA, 2001b). Seuls trois départements ont désigné comme OI des structures associatives sans lien direct avec les chambres d'agriculture, notamment dans le département du Haut-Rhin. Dans ce département, la Mission de recyclage agricole (MRA) est, indépendante de la Chambre d'agriculture et a été reconnue par le préfet comme OI en janvier 2006.

Dans les textes, le terme d'OI désigne un organisme indépendant du producteur de boues, ce qui est bien le cas des chambres d'agriculture, mais pour remplir leurs missions, elles sont sous la dépendance des deux instances qui orientent et contrôlent son travail.

2.2.2.2 Les instances de pilotage de la MESE : rôle et composition

D'après la convention pour « *la mise en place et le fonctionnement de la MESE* », la chambre d'agriculture assure le secrétariat d'un comité départemental de concertation (CDC). Elle anime également un comité technique chargé de définir « *les axes de travail de la MESE conformément aux orientations définies par le comité de concertation, et assurera le suivi des actions* »¹³⁴.

2.2.2.2.1 Le comité départemental de concertation (CDC)

Dans le département de la Haute-Vienne, la position de la profession agricole est favorable aux épandages¹³⁵. Sur proposition du président de la chambre d'agriculture, le préfet a pris l'initiative de mettre en place un comité départemental de concertation (CDC). La présidence du CDC est formellement confiée au préfet. En pratique, le président de la chambre d'agriculture assure la co-présidence¹³⁶ du CDC au côté du secrétaire général de la préfecture. Ils réunissent l'instance au moins une fois par an et la chambre d'agriculture en assure le secrétariat. Le CDC a pour objet, d'une part, d'organiser la concertation, d'autre part d'orienter l'action de la MESE. Dans la Haute-Vienne, la concertation porte sur les épandages mais plus largement (à la demande de l'ADEME) sur tous les déchets biologiques d'origine non agricole. Le CDC assure également un rôle de médiation entre producteurs de boues et utilisateurs (agriculteurs). Les décisions prises sont le fruit d'une concertation entre les représentants de onze collègues différents qui se partagent 34 droits de vote (cf. tableau n°26).

¹³⁴ Convention du 3 juin 2002 entre le Secrétaire Général de la Préfecture de la Haute-Vienne et le président de la Chambre d'Agriculture de la Haute-Vienne. Cette convention est signée pour une durée indéterminée.

¹³⁵ Avis émis en session de la chambre d'agriculture de la Haute-Vienne du 4 juillet 2001 relatif à la création d'une mission d'expertise.

¹³⁶ Cela renvoie à une des caractéristiques de la 'cogestion' des instances de décision qui touchent à la politique agricole en France largement étudiée par ailleurs (Coulomb, Delorme et al., 1990; D'Arcimoles et Borraz, 2003).

Tableau n°26 : La composition du comité départemental de concertation en Haute-Vienne

Membres	Nombres de sièges	Pourcentage des droits de vote
Représentants de l'Etat	6	18%
Elus de collectivités locales	6	18%
Professionnels de l'assainissement	3	9%
Profession agricole	2	6%
Industriels (CCI)	1	3%
IAA	1	3%
GMD	1	3%
Propriétaires fonciers	1	3%
Experts	7	21%
Société civile	5	15%
Président du PNR Périgord Limousin	1	3%
Total des sièges	34	100%

Source : convention de création de la MESE de Haute-Vienne (2002), arrêté préfectoral portant composition d'un comité local de concertation (2 avril 2002 et modifié par arrêté préfectoral le 15 février 2005)

La sélection des membres siégeant au CDC ne repose pas sur des règles fixées au niveau national mais il apparaît que sa composition est assez proche de celle du Comité National des épandages de Boues (CNB)¹³⁷. Ainsi, comme au niveau national, les services de l'état, les élus (maires) des principales collectivités territoriales, les professionnels de l'assainissement (SYPREA) et la Chambre d'agriculture réunissent 50% des sièges du CDC en Haute-Vienne. L'autre moitié des sièges est répartie entre les associations de consommateurs et de défense de l'environnement (société civile), les représentants de la distribution, de l'industrie, de la propriété foncière et un collègue d'experts (comprenant les financeurs). Une place réduite est attribuée à la représentation de l'industrie agroalimentaire qui ne dispose que d'un seul droit de vote. En outre, le choix s'est porté sur un représentant d'un abattoir alors que de nombreux 'blocages' sont relatifs aux filières agroalimentaires dites de qualité qui commercialisent des produits agricoles sous signes officiels : labels, Agriculture biologique (AB), Appellation d'origine contrôlée (AOC). Un acteur clé comme le groupement de producteurs 'Limousin promotion' qui commercialise la viande bovine de ses adhérents sous 'label rouge' et qui s'est déclaré défavorable à l'épandage de boues d'épuration n'est pas représenté. Le CDC est également composé d'un important collègue d'experts comprenant l'Agence de l'Eau, l'ADEME, la MESE, le SATESE, un hydrogéologue, un commissaire enquêteur et le

¹³⁷ Cf. l'annexe 2 de la circulaire DE/GE n° 357 du 16 mars 1999 qui porte composition du comité national sur les épandages de boues (CNB).

Crideau¹³⁸. De notre point de vue, cela souligne l'aspect très 'technique' du problème des épandages et plus largement des problèmes qui touchent aux relations entre agriculture et environnement. Déjà mis en évidence lors de la mise en oeuvre d'autres dispositifs agri-environnementaux comme celui des Contrats territoriaux d'exploitation (CTE), cette 'barrière' technique peut constituer un frein à la participation active de certains membres comme les associations de consommateurs ou de défense de l'environnement (Berriet-Sollic, Déprés et al., 2003). Enfin, une analyse détaillée de l'identité des personnes physiques qui composent le CDC montre que plusieurs des représentants des collèges de la grande distribution (GMD) et de la propriété foncière sont en réalité des administrateurs ou d'anciens administrateurs de la chambre d'agriculture. Sans aller jusqu'à parler de contrôle 'implicite' de la profession agricole, on peut supposer que la chambre d'agriculture dispose en réalité d'un poids plus important dans le pilotage réel du dispositif par rapport à ce qui est formellement énoncé dans les textes. Plus largement, l'influence de la profession agricole est supérieure au nombre de droits de vote qui lui sont attribués puisque l'animateur de la MESE siège au collège des experts, que le secrétariat du comité est assuré par la MESE et que plusieurs des élus des collectivités locales exercent la profession d'agriculteurs. Ce constat rejoint les travaux traitant de la surreprésentation des acteurs agricoles dans les instances politiques du monde rural (Hervieu, 1996).

2.2.2.2 Le comité technique

Le comité technique permanent est formé (du CDC) sur le modèle du Comité Technique Permanent constitué au niveau national pour appuyer la concertation organisée dans le cadre du CNB. Il est composé de représentants de l'Agence de l'Eau Loire-Bretagne¹³⁹, de l'ADEME Limousin, des services déconcentrés de l'Etat, d'un commissaire enquêteur, d'un hydrogéologue, du SATESE (CG) et de la chambre d'agriculture. L'animateur de la MESE est également l'animateur du comité technique. Le comité technique est chargé de préparer les décisions que le CDC a en charge de voter. Il se réunit quatre fois par an. En réponse à des problèmes soulevés par le CDC, le comité technique propose des réponses concrètes qui vont « *dans le sens de la réglementation mais peuvent aller au-delà* » selon l'animateur du comité. Ensuite, le CDC valide ou non les propositions d'actions formulées par le comité technique.

2.2.3 Les moyens de fonctionnement de la MESE

Le budget annuel de la MESE est d'environ 80.000 euros hors mise à disposition des locaux par la Chambre d'agriculture. Ces ressources couvrent l'intégralité des frais de

¹³⁸ Laboratoire de droit de l'environnement de l'Université de Limoges.

¹³⁹ Le bassin versant Loire-Bretagne comprend le département de la Haute-Vienne.

fonctionnement de la mission, composés pour l'essentiel par les salaires des personnels de la MESE (cf. tableau n°27 ci-dessous).

La MESE emploie un ingénieur agronome de la chambre d'agriculture, possédant une expérience de plus de 10 ans dans le département. L'ingénieur assure l'animation de la MESE qui emploie également un géo-statisticien et une secrétaire à mi-temps. L'animateur de la MESE possède une double formation en agronomie et en sciences du sol (doctorat). Il est un interlocuteur jugé crédible à la fois par la profession agricole et par les autorités publiques dans la mesure où les personnes que nous avons interrogées s'accordent sur le fait que la réalisation des missions d'un OI suppose des compétences spécifiques : « *on ne peut être organisme indépendant sans expérience sur le sujet* »¹⁴⁰.

Le budget annuel représente de l'ordre de 1 à 2% du coût total estimé du traitement des boues dans le département de la Haute-Vienne (Ferry et Wiart, 2002). Le budget implique les principales agences publiques et les services de l'Etat mais ne parvient pas à réunir des financements en provenance des collectivités locales, région ou département. La chambre d'agriculture ne participe pas directement au financement de la MESE ce qui, selon les services de la DDAF, est de nature à « *garantir son indépendance vis-à-vis de la profession agricole* ».

A la demande de la Chambre d'agriculture, un financement a été accordé par l'ADEME pour trois ans à concurrence de 30% du budget de la mission de manière à « *amorcer la pompe et donner du temps au conseil d'administration de la structure pour trouver des financeurs relais* »¹⁴¹. Mais l'ADEME redoute les conflits d'objectifs entre les missions de la MESE et les intérêts de la chambre d'agriculture dans la mesure où celle-ci est étroitement associée au pilotage du dispositif. Pour sa part, l'Agence de l'eau Loire-Bretagne finance 50% de la mission afin de « *disposer d'un œil sur le terrain* »¹⁴² et de s'attacher les services d'une compétence qu'elle n'a pas en son sein. Pour la période 2002-2005, le financement complémentaire (20%) était apporté par l'Etat. Après 2005, des problèmes se posent. Le financement de l'ADEME est temporaire et devrait prendre fin. L'Agence de l'eau ne prend en charge que 50% du budget des OI. Alors que l'Etat ne fournit pas d'alternatives, des tensions sont envisageables entre les financeurs. Pour l'ADEME, la MESE devrait également s'intéresser aux autres déchets organiques comme les déchets verts alors que les compétences des Agences de l'eau se limitent aux déchets de l'assainissement.

¹⁴⁰ Entretien auprès du chef de la MISE (87).

¹⁴¹ Entretien auprès d'une personne responsable à l'ADEME Limousin.

¹⁴² Entretien auprès du responsable des OI à l'Agence de l'eau Loire-Bretagne.

Tableau n°27 : Le budget annuel de la MESE pour la période 2002 à 2005

Emplois	80.000 euros	Ressources	80.000 euros
<i>Salaires</i>		<i>Agence de l'Eau LB</i>	50%
- animateur	80%		
- géomaticienne		<i>ADEME Limousin</i>	30%
<i>Autres frais de fonctionnement</i>			
- secrétariat, publicité	20%	<i>ETAT (préfecture)</i>	20%
- organisation des comités			

Source : MESE de la Haute-Vienne (2004)

2.2.4 Les missions et réalisations de la MESE

En Haute-Vienne, l'OI assure plusieurs missions et réalisations qui relèvent, d'une part, du contrôle des comportements opportunistes (faciliter le travail d'instruction, de suivi et de contrôle des services de l'Etat), d'autre part, de l'adaptation locale de certaines règles générales.

2.2.4.1 Les missions confiées à la MESE par le préfet de la Haute-Vienne

En Haute-Vienne, le préfet confie quatre missions¹⁴³ à la MESE.

1) Une mission « *d'inventaire des différents plans d'épandage des boues et déchets au niveau du département : caractéristiques des déchets (volume, qualité), agriculteurs concernés, surfaces agricoles concernées* ». Cette mission se traduit par la mise en place d'une base de données informatisée et communicable aux services de l'Etat à des fins notamment de suivi des épandages et contrôle.

2) La MESE est également chargée d'une mission « *d'expertise* » qui consiste à rendre aux services administratifs de l'Etat des « *avis motivés et circonstanciés sur les documents réglementaires fournis par les producteurs de boues* ». Ces avis prennent la forme de fiches signalétiques standardisées qui résument les informations contenues dans les documents et indiquent les données manquantes. Ces avis portent sur : (i) les études préalables d'épandage des boues, (ii) le registre des épandages et sa synthèse, (iii) les programmes prévisionnels d'épandage et les bilans agronomiques en fin de campagne d'épandage des boues provenant des stations de taille supérieure à 2000 EH.

¹⁴³ Convention signée entre le préfet et le président de la chambre d'agriculture en juin 2002.

3) La troisième mission confiée à la MESE est un programme de « visites de terrain ». Le rythme des visites diffère « *selon la taille de la STEP* ». Elles ont lieu « *en moyenne tous les trois ans pour les épandages de boues provenant de STEP d'une capacité inférieure à 2.000 EH et un fois par an pour les STEP d'une capacité supérieure à 2.000 EH* ». Le programme annuel prévisionnel de visites doit faire l'objet d'une validation par le CDC. Ces visites ont pour objectif d'informer et sensibiliser les communes sur le respect de la réglementation notamment (i) la nécessité de disposer de capacités de stockage suffisantes (au moins égales à 6 mois), (ii) l'intérêt du chaulage des boues et de leur enfouissement rapide après épandage pour limiter les nuisances olfactives.

4) Une quatrième mission de « formation et d'information » est confiée à la MESE. Elle consiste à assurer « *l'information et la formation des agriculteurs, des organismes et collectivités concernés par l'épandage des boues en agriculture* ». Auprès des agriculteurs, il s'agit de les renseigner sur « *les précautions d'utilisation des boues : doses et dates d'apport* ». Auprès des collectivités locales, il s'agit de répondre « *aux sollicitations des élus pour réaliser les études préalables d'épandage* » : diffusion de références techniques, conseils sur les types de cultures à privilégier, les doses d'épandage à préconiser.

2.2.4.2 Un rapide bilan des réalisations de la MESE depuis sa création

Les deux premières années de fonctionnement de la MESE (2003 et 2004) ont été consacrées en priorité à la réalisation de l'inventaire départemental des épandages (mission 1) et l'expertise technique (mission 2).

L'expertise est pensée à l'échelle départementale et la MESE doit exercer ses compétences sur l'entité administrative du département de la Haute-vienne, soit un parc d'environ 400 STEP (mais 120 STEP de plus de 200 EH). La convention signée entre le préfet et la chambre d'agriculture précise que l'expertise de la mission doit être exhaustive. Si, en théorie, toutes les STEP sont concernées, en pratique, les STEP de taille supérieure à 2000 EH ont bénéficié d'une expertise plus approfondie. En 2004, la MESE a rendu un avis motivé sur 19 STEP de taille moyenne de plus de 2000 EH. La MESE a également rendu un avis sur le fonctionnement d'une sélection de 30 petites STEP sur la base d'une liste proposée par la MISE. Dans un premier temps, la volonté d'exhaustivité n'a pu être respectée complètement en raison de l'ampleur du parc d'équipement du département. En revanche, il est prévu pour les années 2005 et 2006, d'étendre l'action de la MESE à l'ensemble des 120 stations d'épuration de plus de 200 EH du département.

Depuis sa création, la MESE a conduit son action en étroite collaboration avec les services de l'Etat. Cette collaboration se traduit principalement par des échanges d'information pouvant porter sur « *des anomalies constatées par la MESE lors de ses visites sur les sites et mettant notamment en évidence la non conformité des boues ou une exécution des épandages contraire à la réglementation* ». L'action de la MESE a alors permis « *d'alerter les services de l'Etat compétents chargés du contrôle et des pouvoirs de police* ».

Le CDC a fait progressivement évoluer, en l'élargissant, l'action de la MESE et du comité technique en leur demandant de formuler différents avis sur des demandes émanant des membres du CDC. Un exemple de ces demandes est la volonté de la Chambre d'agriculture de la Haute-Vienne d'obliger¹⁴⁴ les cabinets d'études qui suivent les épandages des STEP à « réaliser des plans de fumure sur la totalité des parcelles présentes dans le plan d'épandage ». Selon la Chambre d'agriculture, les plans doivent être « basés sur les apports fertilisants réels des agriculteurs et non ce qui est indiqué dans le programme prévisionnel annuel ». Cette proposition (qui précise la règle nationale dans ce domaine) est de nature, d'une part, à améliorer le bénéfice économique que les agriculteurs retirent de l'épandage et, d'autre part, à limiter les apports superflus d'engrais minéraux nuisibles pour la qualité de l'environnement (des eaux notamment). La règle spécifique votée par le CDC en Haute-Vienne oblige les rédacteurs de plans d'épandage à annexer des plans de fumure aux bilans de suivi agronomique de chacune des STEP.

2.3 Le dispositif du Puy-de-Dôme

Dans le département du Puy-de-Dôme, le dispositif reposait entre 1987 et 1998, d'une part, sur plusieurs services déconcentrés (DDASS, DDAF et DDE) en charge de l'instruction, du suivi et de la police des épandages, d'autre part, sur une mission de valorisation agricole des déchets (MVAD) assurée par la chambre d'agriculture depuis 1987. La MVAD a joué le rôle d'interface entre les agriculteurs et les collectivités locales durant plus de dix ans. En 1998, la modification des règles qui encadrent les épandages a conduit la chambre d'agriculture¹⁴⁵ à abandonner les missions qui étaient les siennes. Le personnel de la MVAD a été réaffecté au sein de la chambre d'agriculture à des missions relatives à la gestion des effluents d'élevage. Depuis 1998, la chambre d'agriculture a donc cessé de jouer un rôle dans le dispositif départemental et n'a pas sollicité la création d'un OI (ni le Préfet, ni le Conseil Général). En l'absence d'OI, les acteurs locaux se sont organisés autrement en cherchant à mettre en place une « charte de qualité ». Dans cette section, nous commençons par présenter le rôle des services déconcentrés de l'Etat. Puis, nous présentons le projet de charte en cherchant à répondre aux questions suivantes : quels sont les problèmes auxquels les acteurs étaient

¹⁴⁴ Cette proposition découle de « l'imprécision des textes qui conduisent les bureaux d'études à avoir des approches différentes du suivi agronomique des épandages ». En pratique, « les conseils de fertilisation des bureaux d'études sont parfois calqués sur ceux du prévisionnel et non sur ce qu'a réellement fait l'agriculteur » (Compte rendu du CDC du 16 mai 2003). La proposition a été soumise au vote par le comité technique, lors de la réunion du CDC du 16 mai 2003 mais pour l'instant cette règle n'a pas été rendue d'application obligatoire par un arrêté préfectoral.

¹⁴⁵ Certains des administrateurs de la chambre d'agriculture sont également administrateurs de groupes coopératifs céréaliers qui refusent les épandages de boues chez ses fournisseurs.

confrontés et ont cherché à régler ? Le dispositif va-t-il dans le sens de l'efficacité environnementale et/ économique ? En particulier contribue-t-il ou non à réduire les coûts de transaction (ou pas) ? De quels acteurs ?

2.3.1 Le rôle des services déconcentrés

1) L'instruction des dossiers de déclaration et de demande d'autorisation d'épandage déposés par les communes.

Avant 1998, les services de la DDASS étaient en charge de l'instruction des dossiers relatifs aux STEP du département. Depuis 1998, ces compétences lui ont été retirées et confiées à la MISE. La DDASS conserve une partie de l'information sur de nombreuses STEP du département (notamment celles qui n'ont pas été remises aux normes depuis 1998). Une partition entre les services de l'Etat est instaurée. La DDAF est en charge d'une majorité des STEP du département, de petite taille et situées en zone rurale alors que la DDE est en charge des plus grandes unités de production de boues du département (cf. tableau n°28).

Tableau n°28 : La répartition de l'instruction des dossiers entre les services déconcentrés de l'Etat et en fonction de la taille des stations d'épuration dans le département du Puy de dôme

Taille des stations d'épuration faisant l'objet d'un suivi réglementaire (en EH)	< 2.000 EH	De 2.000 à 10.000 EH	> à 10.000 EH
DDAF	75%	65%	40%
DDE	25%	35%	60%

Source : MISE du Puy de dôme (2004)

2) Le suivi annuel des épandages n'est pas vraiment réalisé dans la mesure où dans le département du Puy-de-Dôme, la très grande majorité des communes (à une exception près en 2005) ne respectent pas l'obligation d'auto surveillance et font parvenir des informations incomplètes aux services de l'Etat concernant leurs opérations annuelles d'épandage. Sur certains points de la réglementation, comme l'obligation pour le producteur de boues de réaliser un bilan agronomique, les services de la MISE ne peuvent réaliser leur travail dans la mesure où aucune information ne parvient aux services. D'une manière générale, la DDAF et la DDE reçoivent des éléments partiels et de manière très ponctuelle. Les dossiers sont également très hétérogènes dans leur contenu. De nombreuses informations manquent et la 'qualité' des dossiers varie selon l'identité du rédacteur. En effet, il n'existe pas de format standard de ce que doivent être un bilan agronomique, un registre d'épandage ou un programme prévisionnel même si les textes indiquent les informations qui doivent obligatoirement figurer. Selon le technicien en charge du suivi de ces dossiers à la DDAF,

« les cabinets privés ont tendance à adopter leur propre format de rédaction et ces formats diffèrent souvent d'un cabinet à l'autre, ce qui ralentit le contrôle administratif ». Enfin, toujours selon le technicien, dans le cadre de l'auto surveillance, « la saisie des informations par les communes n'est pas toujours correctement réalisée, ce qui rend long et difficile le travail de contrôle de leur conformité ». Ainsi, les rédacteurs confondent souvent (à dessein ?) ce qui est du domaine de la 'théorie' (ce qu'il faudrait faire pour respecter la réglementation), ce qui est prévu par la commune (ce qui est mentionné dans l'étude préalable) et ce qui est réellement réalisé pour l'année en cours (ce qui devrait alors figurer dans les synthèses des registres d'épandage).

3) La mission de police des épandages (contrôle et sanction) n'a pas fait l'objet entre 1998 et 2004 d'un programme de contrôle s'accompagnant de sanctions administratives ou judiciaires, mais cela devrait changer compte tenu de la circulaire du 18 mars 2005. Or le problème est, selon le technicien de la DDAF en charge des épandages, que « de nombreuses stations épandent leurs boues mais sans en avertir les services de l'Etat ». Que font alors les services de l'Etat ? Une première réponse a été de mettre en place pour l'année 2004 une procédure de rappel systématique de la réglementation par courrier adressé aux maires des communes. Une seconde réponse a été d'établir (pour l'année 2005) une collaboration avec le SATESE pour aider le technicien de la DDAF à établir un programme de visites de cinq « stations qui posent problème ». En effet, le SATESE effectue une visite annuelle sur presque toutes les STEP du département et connaît donc très bien presque toutes les situations. Selon le SATESE, il est probable que de nombreuses STEP procèdent à des épandages ou des stockages non conformes à la réglementation sur des terrains privés, communaux ou en forêts, et que les services de l'Etat en charge de la police de l'eau ignorent ces pratiques. En outre, les contrôles inopinés sont rares : un seul procès verbal a été dressé par la DDAF depuis 1998. D'une manière générale, nos interlocuteurs de la MISE évoquent les problèmes d'effectifs avant 2004, date à laquelle la DDAF fut dotée d'un technicien 'boues', ainsi que les difficultés que peuvent susciter le fait de dresser un procès verbal à un élu local.

Il faut noter que cette situation n'est pas spécifique au département du Puy-de-Dôme : le respect des règles d'épandage pose problème dans la plupart des départements français (Aznar, Vollet et al., 2006). On peut également penser qu'avant la parution en avril 2005 (soit sept années avec la réglementation sur les épandages en janvier 1998) de la circulaire ministérielle précisant les modalités de réalisation des contrôles, les services déconcentrés de l'Etat n'avaient pas reçu d'incitation claire de la part de leur ministère de tutelle.

En conclusion, dans le département du Puy de dôme, la création de la MISE s'est traduite par une modification de la répartition des compétences entre les services déconcentrés de l'Etat. Les DDASS délaissent le suivi des dossiers au profit des DDAF et des DDE sans pour autant que cela entraîne une réaffectation immédiate des compétences et des moyens entre les services. Un regroupement géographique des personnels de la DDAF et de la DDE en charge

des dossiers relatifs à l'épandage des boues d'épuration devait intervenir à la fin de l'année 2005.

2.3.2 L'élaboration d'un dispositif de charte

En 1998, le retrait de la chambre d'agriculture s'est traduit par le retrait de nombreux agriculteurs des plans d'épandage. Les collectivités les plus touchées furent celles pour lesquelles la chambre d'agriculture prenait en charge le suivi de leurs épandages avant 1998, comme le Syndicat d'assainissement du Val d'Auzon. Sur ces STEP, la chambre d'agriculture a même refusé le rôle de médiation demandé par les élus locaux. Ce refus a conduit certaines collectivités du département à réfléchir à la mise en place d'un autre dispositif de suivi de leurs épandages en cherchant à établir une charte de qualité. Dans cette section, nous cherchons à savoir si les engagements pris par les signataires de la charte sont crédibles (sanctions, contrôle). Les engagements vont-ils ou non au-delà de ce qu'exige la réglementation ? Si oui, dans quels objectifs ? Efficacité environnementale et/ou minimisation des coûts ? Et si non, qu'apporte de plus la charte par rapport aux dispositions prises par l'Etat pour faire respecter la réglementation ?

2.3.2.1 Le projet de charte de qualité

A défaut d'OI, on assiste dans le Puy-de-Dôme à une initiative locale réunissant onze des plus importants producteurs de boues du département (maîtres d'ouvrage et exploitants des stations d'épuration) ainsi que l'Agence de l'eau Loire-Bretagne, la MISE, l'ADEME, l'UFC Que Choisir et la Confédération Paysanne. Cette initiative a permis l'élaboration et la signature d'une charte de qualité de l'épandage des boues de STEP. Le bureau d'études SEDE-Environnement, filiale de Véolia-Environnement a été chargé de l'élaboration de la charte et de l'animation d'un groupe de travail. L'Agence de l'Eau et l'ADEME ont apporté leur concours financier. La charte constitue un dispositif multilatéral qui confère des obligations à plusieurs acteurs juridiquement autonomes.

2.3.2.2 Les engagements des acteurs signataires de la charte

Les engagements pris n'excèdent pas, pour la plupart, les exigences réglementaires (cf. encadré n°8, ci-après). Les engagements sont peu contraignants dans la mesure où les moyens et les objectifs à atteindre ne sont pas spécifiés (chiffres, dates). En outre, les sanctions possibles apparaissent peu dissuasives.

Les maîtres d'ouvrage des STEP (communes ou syndicats d'assainissement) s'engagent à :

- mener les études préalables d'épandage,
- mettre en place les installations nécessaires de stockage des boues,

- établir des conventions d'épandage avec les agriculteurs,
- s'engager à donner suite aux réclamations concernant la filière de recyclage agricole.

Les exploitants des STEP s'engagent à :

- mettre en oeuvre le programme d'auto-surveillance des épandages,
- informer les maîtres d'ouvrage et les services de police de tout problème susceptible de remettre en cause l'épandage agricole des boues (en particulier les pollutions ponctuelles des boues),
- assurer la diffusion du bilan annuel des épandages auprès des acteurs directs de la filière (agriculteurs, administrateurs, maîtres d'ouvrage) et indirects tels que les collectivités concernées par le plan d'épandage.

Encadré n°8 : Les obligations de moyens prévues par la charte

Afin de permettre aux maîtres d'ouvrage et aux exploitants de stations d'épuration de satisfaire à leurs engagements, des dispositions concrètes sont prévues par la charte :

- une procédure présentant les étapes successives à suivre pour traiter un problème de lot de boues non conformes,
- une procédure qui présente les étapes successives à respecter pour traiter toutes réclamations concernant la filière de recyclage agricole quel qu'en soit l'auteur.

Les exploitants agricoles s'engagent à :

- mettre à disposition les terrains inclus dans les plans d'épandage,
- ajuster leur plan de fertilisation en fonction de la valeur agronomique des boues,
- informer le producteur de boues de toute modification de leur activité dans un délai suffisant pour lui permettre d'ajuster les campagnes d'épandage.

Le préfet et les services déconcentrés de l'Etat s'engagent à :

- instruire les dossiers de déclaration et d'autorisation concernant les épandages de boues,

- contrôler la conformité des boues et des opérations d'épandage sur la base des documents réglementaires fournis par les producteurs de boues ; dans cet objectif, le préfet se réserve le droit de « *s'adjoindre les compétences nécessaires en faisant appel à un organisme indépendant du producteur, choisi en accord avec la chambre d'agriculture* » conformément à l'article 18 de la réglementation¹⁴⁶.

L'Agence de l'Eau s'engage à :

- tenir un message en faveur du recyclage agricole des sous-produits d'épuration,
- participer au financement des études préalables élaborées dans le cadre de la charte, ainsi qu'aux suivis agronomiques de première année.

2.3.2.3 Les autres acteurs concernés

Certains acteurs départementaux majeurs comme le Conseil Général et la chambre d'agriculture ne veulent pas être en première ligne.

Le SATESE a participé à l'élaboration de la charte notamment sur les aspects techniques mais aucun rôle ne lui est explicitement conféré dans le texte de la charte. Le Conseil général dont il dépend le confine à un rôle de référent technique sur cette affaire.

La chambre d'agriculture ne participe pas à l'élaboration de la charte et ne la ratifie pas. Elle se prononce même en défaveur du processus. Les propos du président de la Chambre d'agriculture du Puy-de-Dôme adressés au maire de Cournon d'Auvergne suite à une sollicitation par ce dernier d'un avis relatif à la mise en place de la charte, illustre l'attitude de défiance de la chambre d'agriculture. Le président de la Chambre d'agriculture donnait une fin de non recevoir, tout en ajoutant qu'il trouvait particulièrement mal venue une telle initiative locale [la charte] alors que des négociations étaient en cours entre le ministère de l'agriculture et l'Assemblée permanente des chambres d'agriculture¹⁴⁷. La Chambre d'agriculture est aujourd'hui revenue dans le groupe de travail mais se contente d'un rôle d'observateur. Ainsi, il apparaît assez peu crédible qu'elle s'engage, ainsi que semblent l'espérer les rédacteurs de la charte, à « *être l'interface entre les agriculteurs et les collectivités, pour les représenter, voire pour leur garantir l'application et le respect de la charte* ».

¹⁴⁶ Cette formulation laisse penser que le dispositif départemental (OI) est complémentaire d'un dispositif de charte dans la mesure où les deux dispositifs ne répondent pas complètement aux mêmes objectifs.

¹⁴⁷ Extrait d'un courrier adressé par le président de la chambre d'agriculture au maire de la ville de Cournon d'Auvergne (63).

2.3.3 Synthèse : intérêts et limites de la charte

Le fait que la charte soit signée par onze des plus importants producteurs de boues du département (maîtres d'ouvrage et exploitants des stations d'épuration) et qu'elle soit soutenue par les services de l'Etat, l'Agence de l'eau et les agriculteurs, ne suffit pas à conclure au succès du dispositif.

Le point est que les engagements pris par les partenaires se limitent (presque exclusivement) aux exigences réglementaires. La charte propose un document unificateur dans le sens où elle se réfère à différents textes mais elle est relativement peu novatrice de ce point de vue. La deuxième est que les engagements pris par les acteurs signataires se traduisent par des « obligations de moyens » et non des « obligations de résultats » chiffrés et datés. La formulation imprécise et générale ne facilite pas *a priori* l'évaluation du respect des engagements. Enfin, les sanctions prévues dans le cadre de la charte sont décidées par un comité de pilotage composé de représentants de l'ensemble des partenaires. Ce comité se réunit une fois par an. Un acteur qui ne respecterait pas ses engagements pourrait être exclu de la charte par décision du comité. Or cette sanction est dissuasive uniquement si l'adhésion à la charte représente un 'gain' significatif pour les acteurs signataires. Pour les collectivités locales adhérentes à la charte, le gain pourrait correspondre au fait que les désistements des agriculteurs ou les plaintes des riverains seraient, compte tenu des dispositions de la charte, moins fréquents que dans les autres collectivités du Puy-de-Dôme, qui ne sont pas signataires de la charte. Le gain pourrait correspondre également au fait que l'Agence de l'Eau s'est engagée à participer au financement des études préalables et du suivi agronomique des communes signataires de la charte¹⁴⁸. C'est donc le risque de perte de l'avantage conféré par la charte qui rend la sanction d'exclusion dissuasive. Un des enjeux du travail d'évaluation du dispositif de charte serait alors de se pencher plus précisément sur l'aspect dissuasif de la sanction d'exclusion.

¹⁴⁸ Des questions demeurent sur la politique incitative développée par l'agence de l'eau. Par exemple, si une commune est exclue de la charte, se verra-t-elle dans l'obligation de rembourser cette subvention ? De la même façon, l'agence de l'eau est-elle réellement disposée à ne pas faire bénéficier les autres communes du département de ses subventions ? Les réponses que nous avons obtenues à ces questions lors d'enquêtes auprès des responsables de l'Agence de l'eau Loire-Bretagne montrent que la charte est sans incidence sur les modalités d'attribution des aides financières par l'Agence qui ne fait pas, des dispositifs de charte, un axe pivot de sa politique concernant les boues (cf. 8^{ème} programme de l'Agence de l'eau Loire-Bretagne).

Après avoir présenté l'analyse du dispositif dans chaque département (qui demeure essentiellement qualitative), la section suivante propose de quantifier les « effets » comparés des deux dispositifs sur les coûts de transactions supportés, d'une part, par les producteurs de boues et, d'autre part, par les services de l'Etat.

2.4 Conclusions de l'analyse qualitative comparée des deux dispositifs et essai de quantification de leurs effets sur les coûts de transaction privés et publics

De l'analyse qualitative comparée précédente se dégagent de grandes différences entre les départements dans la mise en oeuvre du dispositif départemental de suivi des épandages (cf. tableau n°29 ci-dessous). Dans le département de la Haute-Vienne, le choix a été fait de mettre en oeuvre le dispositif prévu dans les textes (article 18). La création de la MESE a permis d'encadrer l'action de la Chambre d'agriculture, contribuant à accroître l'entente et les échanges d'informations entre les services de l'Etat, du conseil général, la profession agricole et les acteurs locaux. En revanche, dans le département du Puy-de-Dôme, il n'existe pas de dispositif départemental similaire ou du moins le dispositif en place en 2005 demeure largement incomplet par rapport à ce que les textes prévoient. Il se limite en réalité à un regroupement encore partiel des services de l'Etat et une recherche de complémentarité entre la MISE et le service technique du conseil général (SATESE) qui bénéficie d'une grande connaissance technique des situations réelles. Les services déconcentrés de l'Etat remplissent leurs missions de manière davantage isolée que dans la Haute-Vienne. L'absence totale de participation de la chambre d'agriculture conduit à la défiance de certains agriculteurs. En outre, les procédures de concertation se révèlent quasi inexistantes tant au niveau départemental qu'au niveau local. On peut alors s'attendre à ce que les producteurs de boues du Puy-de-Dôme supportent des coûts de négociation avec le monde agricole plus élevés, comparativement au département de la Haute-Vienne.

Tableau n°29 : La comparaison des dispositifs du Puy-de-Dôme et de la Haute-Vienne

Types de dispositions prises en matière de :		Département de la Haute-Vienne	Département du Puy-de-Dôme
Organisation de la police de l'eau	Création des MISE : circulaires de 1993 et 1996. Regroupement des services déconcentrés : circulaires de 1996 et de 2004	- AP de 1995 portant création de la MISE - AP 2002 prévoyant les relations MISE/OI - AP du 1 ^{er} avril 2005 prévoyant le regroupement des agents des services DDAF et DDE en charge de la police de l'eau	- AP de création de la MISE
Organisation de la concertation	Création des CDC par les circulaires de 1999 et de 2005	- Arrêté préfectoral en 2002 - Mise en place de commissions locales de concertation dans les deux plus importantes stations d'épuration du département	- Mise en place d'un comité de pilotage de la charte intercommunale de qualité des boues (2000)
Création des OI	Arrêté de 1998, circulaires de 1999 et de 2005	- Arrêté préfectoral de création de la MESE en 2002	1998 : arrêt du fonctionnement de la MVAD
<i>Missions</i>	<i>Expertise technique.</i>	OUI	De la responsabilité des services DDAF et DDE
	<i>Centralisation et synthèse des données.</i>	OUI	MISE / SATESE
	<i>Diffusion de l'information.</i>	OUI	SATESE/DDAF/acteurs privés
<i>Pilotage</i>	<i>Comité départemental de concertation</i>	- CDC épaulé par un comité technique composé d'experts	-
<i>Financement</i>	<i>Agences de l'eau, Conseils Généraux, Conseils Régionaux.</i>	- Etat puis UE à partir 2006 - ADEME (jusqu'en 2005) - Agence de l'Eau	- Agence de l'Eau : élaboration de la charte (50 %) + aide à l'animation (si les collectivités embauchent un animateur)

Source : MEDD, Agence de l'eau Loire-Bretagne, MESE de la Haute-Vienne, MVAD du Puy de Dôme

2.4.1 Le dispositif de charte : un dispositif complémentaire de l'OI ?

La comparaison des deux départements conduit à relativiser l'idée selon laquelle seules deux situations polaires sont possibles : d'un côté, les départements qui mettent en oeuvre le dispositif micro-institutionnel et de l'autre, les départements où il n'existe pas de dispositif au sens de ce qui est prévu dans les textes (article 18). Compte tenu de l'incomplétude (volontaire ?) de ces mêmes textes sur un certain nombre de points, ayant trait aux modalités et délais de mise en oeuvre du dispositif, et parce que les textes n'imposent pas mais « invitent » les acteurs locaux (en particulier les préfets) à agir, il n'y a aucune raison que la traduction concrète des dispositions prises dans les textes se fassent partout au même rythme

et selon les mêmes modalités. Au contraire, les délais de mise en place, la composition des instances et le pilotage du dispositif peuvent varier considérablement d'un département à l'autre. Il est également possible qu'un certain nombre de départements fasse le choix¹⁴⁹ de ne pas mettre en oeuvre un tel dispositif au niveau départemental mais privilégie des dispositifs alternatifs à une échelle plus restreinte reposant davantage sur la concertation locale et l'engagement volontaire des acteurs locaux (communes et entreprises privées de l'assainissement) comme c'est le cas dans le département du Puy-de-Dôme.

L'analyse des objectifs et des moyens mis en oeuvre dans le cadre du dispositif de 'charte' dans le Puy-de-Dôme montre que la 'charte' est davantage complémentaire que substituable au dispositif départemental prévu dans les textes. A première vue, la charte de qualité n'offre pas, en réalité, de dispositions alternatives crédibles concernant l'ensemble des problèmes qui se posent aux acteurs locaux. Premièrement, la charte traite très brièvement du problème du respect de la réglementation (qui est un problème majeur dans les départements du Puy-de-Dôme et de la Haute-Vienne) dans la mesure où elle se limite à des engagements de respect de la réglementation par les acteurs signataires de la charte sans que les dispositions prises soient accompagnées de procédures particulières de contrôle ou de sanctions dissuasives des comportements 'déviants'. Ce en quoi il est difficile de percevoir clairement (contrairement au dispositif de la Haute-Vienne) de quelle manière elle peut conduire, par exemple, à faciliter ou accélérer les procédures administratives d'instruction des dossiers, de suivi et de contrôle des épandages. Par contre, sur la question des litiges dont les épandages peuvent faire l'objet en raison des nuisances olfactives, visuelles ou sonores qu'ils occasionnent notamment aux riverains, la charte propose une procédure spécifique de traitement des réclamations à laquelle les producteurs de boues (communes et délégataires privés) doivent se conformer. De ce point de vue, elle offre une réelle réponse alternative à la procédure de saisie du CDC envisagée dans les textes¹⁵⁰ lors de « *litiges entre un producteur de boues et un utilisateur* ». La procédure de la charte est précise et offre une réponse probablement plus pragmatique et rapide pour les producteurs de boues qu'une médiation réalisée par l'intermédiaire du CDC, instance se réunissant peu fréquemment et dont l'action est certainement plus adaptée à une médiation entre 'acteurs institutionnels' (représentants de filières de qualité par exemple). A *contrario* la charte semble inopérante pour traiter des problèmes de nature institutionnelle (des conflits entre organisations) qui dépassent le cadre local.

¹⁴⁹ La mise en place rapide de l'OI dépend du degré d'intérêt du préfet pour ce chantier. Le Conseil Général qui peut lui aussi porter l'OI est susceptible de se réfugier derrière des dispositifs soi-disant alternatifs initiés par d'autres, à une échelle plus restreinte reposant davantage sur la concertation locale et l'engagement volontaire des acteurs locaux (collectivités et entreprises privées de l'assainissement) comme c'est le cas dans le département du Puy-de-Dôme.

¹⁵⁰ Convention entre le préfet de département et le président de la chambre d'agriculture pour la mise en place et le fonctionnement d'une mission d'expertise et de suivi des épandages de déchets (3 juin 2002).

Le dispositif du Puy-de-Dôme constitue donc un dispositif partiellement substituable au dispositif départemental prévu dans les textes, tant du point de vue des problèmes auxquels il cherche à répondre (ses visées) que du point de vue des collectivités concernées par la charte qui regroupe pour l'instant uniquement les plus importants producteurs de boues du département. La chambre d'agriculture ne participe pas beaucoup au dispositif. Aucune instance départementale n'est dédiée à la concertation. En Haute-Vienne, la chambre d'agriculture est étroitement associée au dispositif dont le pilotage est assuré en étroite coordination avec les services de l'Etat. Différentes instances sont dédiées à la concertation départementale (CDC) et locale (par exemple la commission locale de la station de Limoges). L'OI accumule connaissances et compétences sur le thème du recyclage agricole, ce qui contribue à en faire une réelle structure d'expertise publique telle que souhaitée par les textes. Enfin, la présence des acteurs privés dans la mise en oeuvre et le fonctionnement du dispositif *a priori* moins marquée que dans le Puy-de-Dôme, apparaît comme une des principales différences dont il s'agirait de mieux analyser les implications que nous avons pu le faire dans le cadre de ce travail.

Compte tenu de l'absence d'OI dans le département du Puy-de-Dôme, la question se pose du devenir des missions confiées à l'OI dans le département de la Haute-Vienne. L'absence de dispositions équivalentes indiquent qu'il faut probablement s'attendre à un impact différencié des deux dispositifs départementaux (du Puy-de-Dôme) sur la réduction des coûts de transaction privés et publics (par rapport au département de la Haute-Vienne).

2.4.2 Les producteurs de boues du département de la Haute-Vienne supportent des coûts (privés) de transaction moindres

Les enquêtes ont été menées auprès des communes disposant de STEP dont la taille est supérieure à 2000 équivalents habitants ont permis de mettre en évidence des différences de coûts (privés) de transaction entre les deux départements. Dans le tableau n°30 ci-dessous, nous présentons plusieurs indicateurs qui convergent pour montrer que les coûts de transaction supportés par les producteurs de boues sont supérieurs dans le Puy-de-Dôme par rapport à la Haute-Vienne.

Tableau n°30 : Comparaison des coûts de transaction supportés par les STEP supérieures à 2000 équivalents habitants du Puy-de-Dôme et de la Haute-Vienne

Coûts de transaction	Indicateurs	Puy de Dôme	Haute Vienne
<i>Ex-ante</i>	Nombre de STEP ayant été confrontées à des contestations du plan d'épandage	3 STEP (16)	0 STEP (8)
	Pourcentage d'agriculteurs ayant intégré le plan d'épandage par rapport au nombre total d'agriculteurs contactés	39 % (12)	55 % (8)
<i>Ex-post</i>	Pourcentage d'agriculteurs continuant à épandre par rapport au nombre total d'agriculteurs ayant intégré le plan d'épandage	73 % (15)	80 % (12)
	Nombre de STEP placées dans l'obligation de réviser l'étude préalable (notamment en raison du renouvellement des agriculteurs)	3 STEP (4)	1 STEP (5)
	Nombre de STEP ayant été confrontées à des plaintes liées au stockage de boues	4 STEP (19)	0 STEP (9)

NB : Les nombres entre parenthèses correspondent aux stations ayant effectivement répondu à la question posée et pour lesquelles l'information était disponible.

Source : Enquêtes Cemagref 2005

2.4.2.1 Des arrangements contractuels plus stables en Haute-Vienne

Dans le département du Puy-de-Dôme, les producteurs de boues supportent des coûts de prospection et de négociation avec les agriculteurs plus élevés pour un résultat plus faible en termes de stabilité des arrangements contractuels. En effet, les désistements des agriculteurs sont en moyenne plus fréquents dans ce département en comparaison de ce qui se passe dans la Haute-Vienne : l'étude préalable initiale a été révisée dans trois STEP du Puy-de-Dôme en raison de la nécessité de renouvellement les agriculteurs candidats à l'épandage (un seul cas en Haute-Vienne). Le pourcentage moyen d'agriculteurs ayant intégré le plan d'épandage sur le nombre total d'agriculteurs contactés est également (largement ?) supérieur dans la Haute-Vienne (55 %) par rapport au Puy-de-Dôme (39 %). En ce qui concerne le nombre moyen d'agriculteurs continuant à épandre sur le nombre total d'agriculteurs ayant intégré le plan d'épandage, il est légèrement plus élevé dans la Haute-Vienne (80% contre 73% dans la Haute-Vienne). Nous pouvons ainsi conclure au relatif échec des acteurs à réduire l'incertitude sur la disponibilité effective des sols (dans les deux départements ?), une incertitude qui a pu (pouvant) être levée au moins partiellement en Haute Vienne par les actions de concertation entreprises par le CDC.

Ainsi, le CDC a obtenu du président de la Chambre d'agriculture la tenue de négociations avec les professionnels de l'agriculture pour limiter les interdictions de l'épandage dans les cahiers des charges de l'agriculture de qualité. Ces négociations ont eu lieu pour l'instant avec

une fédération de groupements de producteurs bovins (« Limousin promotion ») pour éviter que les épandages de boues soient interdits. L'AOC Pomme du Limousin aurait tenté d'inclure des restrictions (aux boues) dans son cahier des charges mais l'intervention du président de la Chambre d'agriculture a permis de faire reculer les professionnels sur ce point. Ce type d'action permet de lever une part de l'incertitude sur les transactions d'épandage et l'on peut penser qu'il aura un impact sur les désistements des agriculteurs. Seul le groupement régional de producteurs bovins Limousin promotion invoque des coûts de mesure trop importants pour vérifier les clauses des cahiers des charges des productions sous labels pour refuser tout épandage de boues dans les exploitations agricoles qui le fournissent. Une négociation est actuellement en cours entre le président de la Chambre et les représentants du Label Rouge Bœuf Limousin. L'intervention du président de la chambre d'agriculture auprès du groupement « Limousin promotion » aurait permis de supprimer la clause restrictive en matière d'épandage de boues. Ce travail mené par la Chambre d'agriculture a bien entendu généré des coûts liés aux réunions et déplacements nécessaires à la médiation. Mais l'animateur de la MESE considère que cet investissement a été largement compensé par les bénéfices (certes difficile à apprécier) du dispositif départemental pour deux ensembles de raisons : (i) la mise en place de la MESE fut « *un déclic pour l'épandage* », (ii) la création du CDC. Cette dernière instance a, en effet, permis un travail « *très porteur* » et « *une modification spectaculaire* » des rapports entre les services de l'Etat et des autres acteurs concernés : conseil général, Agence de l'eau, Chambre d'agriculture.

En revanche, dans le Puy de Dôme, de telles actions de concertation avec la chambre d'agriculture n'ont pas été possibles compte tenu du poids des groupes coopératifs Domagri et Limagrain dans les positions prises par les professionnels agricoles de ce département. La gestion des relations avec le monde agricole constitue alors un surcoût pour certains des producteurs de boues du département du Puy-de-Dôme, confrontés aux réticences des agriculteurs à accepter d'épandre les boues.

2.4.2.2 La gestion des réclamations : un surcoût d'organisation dans le Puy-de-Dôme

Au cours de l'année 2004, 4 STEP du Puy-de-Dôme (sur 19) ont traité des réclamations liées au stockage des boues (aucune en Haute-Vienne). En outre, le plan d'épandage a été contesté dans 3 STEP du Puy-de-Dôme (aucune en Haute-Vienne). Dans les trois cas, il s'agissait de riverains incommodés par les nuisances olfactives. Dans un cas (Cournon d'Auvergne), des propriétaires fonciers se sont même manifestés. Depuis cette date, certaines communes doivent même envoyer en CSDU une partie des boues qu'elles produisent. Ainsi, à Cournon d'Auvergne, deuxième commune du Puy de Dôme disposant d'une STEP d'une capacité de plus de 33.000 EH, 50% des agriculteurs se sont retirés du plan d'épandage depuis 1998 suite à la prise de position d'un groupe coopératif agroalimentaire et à la protestation de riverains

« néo-ruraux »¹⁵¹. 70% des boues sont maintenant envoyées au CSDU de Puy-Long près de Clermont-Ferrand pour un surcoût annuel de l'ordre de 140.000 euros, entièrement supporté par le syndicat d'assainissement dont fait partie la commune. A Besse, station rurale de 25.000 EH, un agriculteur s'est retiré du plan d'épandage, obligeant la commune qui dispose d'une capacité de stockage limitée (un mois et demi de production de boues), à ne pas respecter ses engagements réglementaires et à épandre en dehors du périmètre d'épandage validé par l'administration ainsi qu'en dehors des périodes autorisées.

2.4.3 Une plus grande efficacité des services administratifs en Haute-Vienne

La création de la MESE et des instances associées a eu un impact positif sur chacune des 4 missions (instruction, suivi, contrôle, sanction) confiées à la MISE de la Haute-Vienne comparativement à ce qui se déroule dans le département du Puy-de-Dôme (cf. tableau n°31).

Concernant les missions d'instruction et de suivi, les agents administratifs de la MISE bénéficient des avis rendus par la MESE sur chacune des STEP qui épandent des boues. Ces avis sont rendus « *dans un délai de 2 mois* »¹⁵² permettant une instruction rapide de la part de la MISE.

Concernant les missions de police, nos investigations de terrain montrent, qu'en pratique, les sanctions prévues par la réglementation n'ont jamais été appliquées par les services des MISE (63 et 87) jusqu'en 2005. Au-delà du fait que les personnels administratifs des MISE sont réticents à sanctionner certains élus locaux pour des raisons qui nous apparaissent encore peu claires, ce constat pose plus largement la question des pouvoirs de contrôle et de sanction des services de l'Etat ; question qui mériterait d'être approfondie. Sur ce point, le département de la Haute-Vienne se distingue également de celui du Puy-de-Dôme. Les services de l'Etat ont accès, en Haute-Vienne, à une trentaine de comptes-rendus de visites de STEP effectuées, chaque année, par la MESE. Ces comptes-rendus permettent à la MISE de mieux cibler les STEP qui posent problème et de leur rappeler la réglementation. En effet, par rapport à l'action des services de l'Etat, la MESE possède l'avantage de se rendre fréquemment sur le 'terrain', de visiter les installations techniques communales et de rencontrer au moins une fois dans l'année les producteurs de boues.

¹⁵¹ Source : entretien avec le responsable du SATESE du Puy-de-Dôme, juin 2004.

¹⁵² Délibération (18 octobre 2001) du conseil d'administration de l'Agence de l'eau Loire-Bretagne, relative aux définitions des conditions de réalisation de la MESE.

Tableau n°31 : L'appui de la MESE aux services administratifs

Missions de la MISE	Rôle joué par la MESE
Instruction	Contrôle de la conformité des dossiers
Suivi	Contrôle de la conformité des : - synthèse des registres d'épandage - programme prévisionnel annuel - bilan agronomique
Contrôle	Participation à la sélection des STEP à contrôler Visites annuelles d'environ 30 STEP, au cours desquelles la réglementation est rappelée
Sanction	N'intervient pas

Source : enquêtes dans le département de la Haute-Vienne, Cemagref, étés 2004 et 2005

Un essai de quantification des performances administratives comparées dans les départements du Puy-de-Dôme et de la Haute-Vienne est exposé dans le tableau n°32 ci-dessous. Les indicateurs convergent pour montrer que l'efficacité des services administratifs est plus grande dans la Haute-Vienne que dans le Puy-de-Dôme. En effet, avec des moyens humains (effectifs et compétences) sensiblement égaux à ceux de la MISE du Puy-de-Dôme, la MISE de la Haute-Vienne a de performances très largement supérieures. Cependant, nous resterons prudent sur l'imputation de ces résultats à la seule action de la MESE. Il serait nécessaire de tester notre hypothèse sur un nombre beaucoup plus important de cas.

Tableau n°32 : Les performances comparées des services administratifs dans les départements du Puy-de-Dôme et de la Haute-Vienne (en 2004)

Missions	Indicateurs	Puy-de-Dôme	Haute-Vienne
Instruction	- Pourcentage STEP (>2000EH) disposant d'un plan d'épandage conforme à la réglementation	Environ 25 %	Plus de 50 %
	- Temps d'instruction	Entre 7 et 44 mois	Réduit à 2 mois pour l'avis de la MESE
Suivi	- Pourcentage de STEP (>2000EH) faisant parvenir régulièrement à la MISE les synthèses des registres d'épandage, les programmes prévisionnels, les bilans agronomiques	Moins de 10 %	Plus de 50 %
Contrôle	- Nombre de contrôles inopinés	5 STEP visitées avec SATESE	Environ 30 STEP visitées par MESE
Sanctions	- Nombre de courriers de rappel réglementation	Toutes les STEP suivies par DDAF	Toutes les STEP qui épandent
	- Nombre de mise en demeure	0	0
	- Nombre d'amendes	0	0

Source : enquêtes dans les départements du Puy-de-Dôme et de la Haute-Vienne, Cemagref, été 2005

Conclusion

La comparaison de deux dispositifs micro-institutionnels a d'abord permis de souligner que le dispositif de charte a été conçu dans un objectif de minimisation des coûts privés de fourniture du service et qu'il ne peut remplacer la mise en place de l'OI qui privilégie davantage un objectif d'efficacité administrative.

Dans le cas de la Haute-Vienne, nous avons pu mettre en évidence l'impact de la MESE sur le niveau des coûts de transaction supportés par les producteurs de boues mais aussi l'impact sur les performances des services administratifs. En prenant en charge une partie des coûts de transaction, le dispositif départemental réduit les coûts de transaction supportés par l'ensemble des acteurs du traitement des boues du département. En résumé, même si la relation de causalité entre la faiblesse des coûts de transaction dans la Haute-Vienne et la présence d'une MESE n'est pas totalement avérée, nos investigations tendent à montrer le rôle capital de tels dispositifs intermédiaires pour réduire les coûts de transaction (privés et publics), et surtout modifier les modalités de leur prise en charge en vue de favoriser la prise en compte des préoccupations environnementales par les acteurs sectoriels, ici ceux du secteur de la gestion de l'eau. Cependant, il apparaît délicat de contrôler les différents facteurs susceptibles d'influencer le niveau des coûts de transaction. Dès lors, il est difficile d'établir avec certitude ce qui est attribuable au dispositif micro-institutionnel et ce qui ne l'est pas.

A l'issue de ce chapitre, retenons que la conciliation des objectifs d'efficacité économique et d'efficacité environnementale dépend de la capacité des dispositifs micro-institutionnels à (simultanément) encadrer les comportements privés (contrôler, sanctionner) et spécifier les règles générales au niveau local. En effet, si l'on cherche l'adaptation sans le contrôle alors on donne libre cours aux intérêts privés et aux comportements opportunistes qui s'expriment par exemple sous la forme d'une capture de la réglementation à des fins privées. Si l'on cherche un contrôle par un encadrement *ex-ante* lourd et coûteux sans conférer une certaine souplesse aux arrangements, alors les incitations sont trop fortes pour les agents privés à s'affranchir du respect de tout ou partie des règles.

Conclusion générale

CONCLUSION GENERALE

Nous proposons de conclure notre recherche en faisant le bilan des contributions et des limites de la thèse tant sur les plans théoriques qu'empiriques. Pour cela, nous revenons sur la problématique théorique générale de notre travail et présentons les résultats auxquels nous avons abouti concernant l'objet concret étudié : le service d'épandage. Nous soulignons ensuite un certain nombre de limites de la thèse pour mieux esquisser quelques prolongements.

Bilan des acquis sur le cadre d'analyse et son application au cas du service d'épandage

Initiée par un questionnement sur l'efficacité des arrangements susceptibles de convenir pour assurer la fourniture des services environnementaux et la compréhension du rôle respectif des pouvoirs publics par rapport à celui et des acteurs privés, notre thèse y a contribué dans deux directions principales :

- la première est l'analyse de l'efficacité économique des choix organisationnels. Pour cela, nous nous sommes centrés sur l'analyse des choix contractuels des acteurs locaux (collectivités locales et/ou leurs délégataires) en faisant l'hypothèse que ces choix étaient guidés par des considérations économiques de réduction des coûts de transaction et de production. De nos investigations empiriques, il ressort que le service d'épandage est, le plus souvent, organisé en plusieurs transactions encadrées par différents types d'arrangements contractuels : spot, long terme, administrés. Concernant la gestion des stations d'épuration, notre thèse a principalement repris les contributions existantes sur le sujet, constatant que des contrats administrés de moyen à long terme (6 à 20 ans) encadrent les relations entre les collectivités locales et leurs délégataires. En raison du caractère spécifique des investissements que nécessitent le traitement et le stockage des boues, nous présumons fortement, sans être en mesure de l'affirmer, que le service d'épandage pose de réelles difficultés contractuelles aux collectivités qui ont délégué la gestion de leur service d'eau et d'assainissement, les conduisant à prendre à leur charge ces investissements dans la mesure où ils ont un impact sur la qualité du service rendu. Quant aux opérations de transport des boues, elles sont, comme nous pouvions nous y attendre compte tenu des caractéristiques de la transaction, externalisées dans une très forte majorité des cas (plus de 90%) et encadrées par des contrats de court terme. Enfin, concernant les contrats d'épandage entre les producteurs de boues et les agriculteurs, ils sont de durée plus courte qu'escomptée. Cela se traduit par le fait que les producteurs de boues, surtout lorsqu'ils produisent des boues de mauvaise qualité (liquides) en petite quantité et qu'ils les épandent chez des éleveurs,

supportent des coûts *ex-post* plus élevés associés à la gestion des désistements et des ruptures anticipées des contrats : coûts de recherche de nouveaux agriculteurs, coûts de révision des plans d'épandage.

- la seconde contribution est l'analyse du rôle des facteurs micro-institutionnels dans l'efficacité globale des arrangements. Pour cela, nous nous sommes centrés sur l'analyse du rôle du dispositif départemental de suivi des épandages et de ses effets sur le niveau des coûts supportés par les acteurs locaux et les autorités administratives. Les résultats de l'analyse comparative des dispositifs mis en oeuvre dans les départements du Puy-de-Dôme et de la Haute-Vienne laissent apparaître que le rôle principal du dispositif est de contrôler l'application des règles davantage que de les adapter. En effet, les textes réglementaires encadrent très étroitement les modalités de l'adaptation des règles : toutes les règles ne sont pas adaptables et les procédures sont très encadrées avec, par exemple, l'obligation de consultation du Comité départemental d'hygiène. En Haute Vienne, l'Organisme Indépendant est ainsi mis en place essentiellement dans un objectif d'amélioration de l'efficacité des services administratifs. Le dispositif a toutefois aussi un impact sur la coordination des acteurs locaux en stabilisant les arrangements et en réduisant les coûts *ex-post* associés à la contestation des plans et opérations d'épandage. Par contre, nous n'avons pu estimer son impact sur l'efficacité environnementale.

Pour conclure, revenons sur la place et le rôle respectif des acteurs privés et des acteurs publics dans la fourniture des services collectifs environnementaux. Du cas étudié, il ressort que l'Etat fixe des objectifs environnementaux et que les acteurs locaux cherchent à fournir le service au moindre coût. Les changements réglementaires ont pour visée principale la réduction de l'incertitude sur la qualité des boues produites et leur emploi en agriculture. Mais les résultats positifs atteints en la matière s'expliquent, en partie, par le rôle que jouent les dispositifs micro-institutionnels dans la production, la vérification et la transmission de l'information. Au fil de la démonstration, ce rôle est apparu central dans les solutions apportées par l'Etat aux problèmes de mesure qui sont des caractéristiques majeures d'un certain nombre de services environnementaux comme nous l'avons mis en évidence dans le cadre d'analyse de la thèse. Concernant de tels services, l'intervention de l'Etat ne peut donc se limiter à l'élaboration de règles mais elle doit également prévoir d'assigner des missions précises aux autorités administratives (préfet, Missions interservices de l'eau) afin de leur donner la capacité de contrôler l'application des règles et de les adapter au niveau local si leur pertinence environnementale est remise en cause.

Les enseignements sur le plan méthodologique

Sur le plan méthodologique, nous avons déjà souligné dans le chapitre 3, l'ampleur des investigations pour traiter d'une question peu abordée par les économistes jusqu'à présent. En

outre, les difficultés ont été accrues en raison du choix de l'unité de l'analyse qui est la transaction. En effet, à cette échelle d'analyse, il n'existe généralement pas de bases de données pour tester les propositions générées par la théorie des coûts de transaction. Il a donc été nécessaire de produire des données originales pour remédier aux problèmes de mesure et d'accès aux données. De notre protocole empirique, il ressort trois enseignements :

- d'abord, l'intérêt de croiser des sources écrites et orales,
- ensuite, la pertinence de recourir, dans un premier temps de l'analyse, à des études de cas. En effet, ces études de cas laissent entrevoir la possibilité de faire des mesures, mêmes indirectes et imparfaites, des coûts de transaction. Elles permettent donc d'identifier et sélectionner les indicateurs pouvant servir à la réalisation d'un travail à plus grande échelle.
- enfin, concernant le recours aux données dont disposent les autorités administratives déconcentrées, il ressort que ces sources sont peu mobilisées et pourraient l'être davantage pour estimer les coûts supportés par les acteurs privés et les services administratifs.

Limites de la thèse et prolongements des travaux

La thèse présente un certain nombre de limites qui appellent des développements ultérieurs de notre recherche. Le test des propositions formulées, tant sur la question de l'efficacité des choix contractuels que sur la question de l'efficacité des micro-institutions, demande à être davantage étayé, car notre thèse a surtout eu pour visée de préciser, construire, les indicateurs pertinents en vue d'administrer la preuve plutôt que de l'administrer réellement de manière robuste. Parmi les pistes de travail ultérieures, il nous paraît intéressant d'approfondir l'analyse des déterminants de la mise en place des micro-institutions ou encore l'examen de leur diversité car les micro-institutions reposent, comme nous l'avons vu en Haute-Vienne, sur un ensemble de dispositifs combinés et l'impact positif sur la coordination des acteurs (réduire les coûts) résulte de l'action combinée de ces différents éléments.

L'approche privilégiée (la théorie des coûts de transaction) apporte un point de vue original sur la dimension spatiale des phénomènes étudiés. Elle part de l'identification des différents problèmes de coordination pour produire des services environnementaux et des échelles spatiales pertinentes où ces problèmes peuvent être résolus de façon efficace. En effet, nous aurions pu souligner davantage le fait que les caractéristiques spatiales déterminent des échelles différentes de coordination des acteurs. Par exemple, dans notre étude empirique, il ressort que le problème des nuisances olfactives et sonores appelle des réponses dans le cadre d'arrangements locaux alors que les problèmes de désistements des agriculteurs ne peuvent se résoudre sans une négociation à plus grande échelle, départementale voire nationale.

Conclusion générale

Enfin, la focalisation sur le cas français constituait une première étape nécessaire de la recherche, justifiée par le caractère exploratoire de l'analyse et sa complexité. Sur la question de l'importance des facteurs micro-institutionnels, un des prolongements envisagés porte sur la comparaison des arrangements mis en œuvre en France avec ceux d'autres pays, notamment européens, qui sont soumis au même cadre institutionnel global.

Références bibliographiques

REFERENCES BIBLIOGRAPHIQUES

- Acemoglu, D., S. Johnson et J. Robinson (2002). "Reversal of Fortune: Geography and Institutions in the Making of the Modern Income Distribution." Quarterly Journal of Economics **117** (November): 1231-1294.
- ADEME (2001). Les boues d'épuration municipales et leur utilisation en agriculture: dossier documentaire. Paris, Ademe: 59.
- ADEME (2004). Bilan des Journées Techniques de l'ADEME des 27 et 28 avril 2004 consacrées au retour au sol des matières organiques.
- ADEME et Arthur Andersen Environnement (1999). Situation du recyclage agricole des boues d'épuration urbaines en Europe. Paris, Coll. Données et Références: 156 p.
- ADEME et INA PG, Eds. (1996). La valeur azotée des boues résiduares des stations d'épuration urbaines. Paris, ADEME Editions: 336.
- ADEME, IRH Environnement et Ministère de l'agriculture et de la pêche, Eds. (1995). Les micro-polluants organiques dans les boues résiduares des stations d'épuration urbaines. Paris, ADEME Editions: 224.
- ADEME et RECYVAL, Eds. (2000). Composts de boues de stations d'épuration municipales: qualité, performances agronomiques et utilisations. Paris, ADEME Editions: 423.
- Agence de l'eau Loire Bretagne (2001). Bilan de l'assainissement des collectivités locales effectué à partir des primes pour épuration et des aides au fonctionnement. Orléans: 23.
- Akerlof, G. A. (1970). "The Market for 'Lemons': Quality Uncertainty and the Market Mechanism." Quarterly Journal of Economics **84** (3): 488-500.
- Allen, D. W. et D. Lueck (2000). "A transaction cost primer on farm organization." Canadian Journal of Agricultural Economics **48** (4): 643-652.
- Amon, G., O. Aznar et D. Vollet (2006). "Why are some French farmers sludge-takers? Some agronomic and socioeconomic explanations." Journal of Agricultural Resources, Governance and Ecology **5** (2/3): 289-308.
- Anderson, T. L. (2004). "Donning Coase-Colored Glasses: A Property Rights View of Natural Resource Economics." Australian Journal of Agricultural and Resource Economics **48** (3): 445-462.
- Anderson, T. L. et D. R. Leal (2001). Free Market Environmentalism. New York, Palgrave.
- Anderson, T. L. et G. Libecap (2006). Forging a New Environmental and Resource Economics Paradigm: The Contractual Bases for Exchange. Property and Environment Research Center, working paper. Montana.
- Anderson, T. L. et F. S. McChesney, Eds. (2003). Property rights: cooperation, conflict, and law. Princeton, Princeton University Press.
- Aoki, M. (1990). "Toward an Economic Model of the Japanese Firm." Journal of Economic Literature **28** (March): 1-27.
- APCA (2001a). Épandage des boues. État des positions des Chambres d'Agriculture, Commission environnement: 5.

- APCA (2001b). L'organisme indépendant, Commission environnement de l'Assemblée permanente des chambres d'agriculture.
- Arthur Andersen Environnement (1999). "Audit environnemental et économique des filières d'élimination des boues d'épuration urbaines." Les études des agences de l'eau N°70: 28.
- Aznar, O. (2002). Services environnementaux et espaces ruraux. Une analyse par l'économie des services. Thèse de doctorat, UFR de Sciences Economiques. Dijon, Université de Bourgogne: 266.
- Aznar, O., G. Brétière, P. Jeanneaux et L. Massardier (2005). "Stratégies de traitement collectif des eaux usées et des boues d'épuration: état des lieux et tendances pour les communes du département du Puy-de-Dôme." Ingénieries EAT n° 42.
- Aznar, O. et P. Perrier-Cornet (2003). "Les services environnementaux dans les espaces ruraux: une approche par l'économie des services." Economie rurale 273-274.
- Aznar, O., D. Vollet, G. Amon, C. Déprés, B. Drobenko, S. Durrousseau, P. Jeanneaux, A. Ribeiro, G. Brétière et S. Herviou, Eds. (2005). Gestion durable des boues d'épuration: recherche sur les conditions de pérennisation de leur valorisation agricole. Clermont-Ferrand, Cemagref, Enita, Crideau: 244.
- Aznar, O., D. Vollet, G. Amon, C. Déprés, B. Drobenko, S. Durrousseau, P. Jeanneaux, A. Ribeiro, G. Brétière et S. Herviou, Eds. (2006). Rapport final du programme de recherche "Gestion durable des boues d'épuration: recherche sur les conditions de pérennisation de leur valorisation agricole". Clermont-Ferrand, Cemagref, Enita, Crideau: 244.
- Barbier, R. et S. Lupton (2003). "Jeux et enjeux autour de la réglementation des épandages. Une analyse socio-économique." Dossier de l'environnement de l'INRA N°25: 139-148.
- Barraqué, B. (1995). Les politiques de l'eau en Europe. Paris, La découverte: 303.
- Barzel, Y. (1982). "Measurement cost and the organization of markets." The Journal of Law and Economics XXV (1): 27-48.
- Bator, F. (1958). "The anatomy of market failure." Quarterly Journal of Economics 72: 351-379.
- Baumol, W. J. (1972). "On taxation and the control of externalities." American Economic Review 62 (3): 307-22.
- Baumol, W. J. et W. E. Oates (1988). The Theory of Environmental Policy. Cambridge, Cambridge University Press.
- Beckmann, V. (2002). Transaction Cost and Environmental Economics. Univ. of Berlin, Unpublished Manuscript: 23 pages.
- Berriet-Sollic, M., C. Déprés et D. Vollet (2003). "La multifonctionnalité de l'agriculture entre équité et efficacité, Le cas des CTE en Auvergne." Economie Rurale, N° spécial Multifonctionnalité (273-274): 191-211.
- Bertolini, G. (1990). Le marché des ordures. Economie et gestion des déchets ménagers. Paris, L'Harmattan: 196.
- Bezançon, X. (1995a). Les Services Publics en France, du Moyen Âge à la Révolution. Paris, Presses de l'école nationale des Ponts et chaussées: 439.

- Boessen, C. et R. Massey (2004). *Securing Manure Spreading Rights Through Easements*. Missouri, Department of Agricultural Economics.
- Bogges, W. G. (1996). Economic, legal, and institutional issues. Use of reclaimed water and sludge in food crop production. National Research Council. USA: 151-174.
- Bonnieux, F. et B. Desaignes (1998). Economie et politiques de l'environnement. Paris, Dalloz: 328.
- Bontems, P. et G. Rotillon (1998). Economie de l'environnement. Paris, La Découverte - Collection Repères: 119.
- Bontems, P. et G. Rotillon (2003). Economie de l'environnement. Paris, La Découverte - Collection Repères: 119.
- Borkey, P. et M. Glachant (1998). "Les engagements volontaires de l'industrie: Un mode original de réglementation environnementale." Revue d'Economie Industrielle (83): 213-224.
- Bouchet, H. (2003). Rapport au conseil économique et social "Place et rôle des agriculteurs et attentes de la société". Paris, La documentation française.
- Bourrelier, P.-H. et J. Berthelin, Eds. (1998). Contamination des sols par les éléments en traces: les risques et leur gestion. Rapport n°42 à l'Académie des sciences. Paris, Lavoisier: 440.
- Boyer, M. et J.-J. Laffont (1999). "Toward a Political Theory of the Emergence of Environmental Incentive Regulation." Rand Journal of Economics Vol. 30 (n° 1): 137-157.
- Bracquart, D. (1999). "Bonduelle: Maîtriser la qualité des approvisionnements." Revue des Agriculteurs de France 117/118 (Avril Mai): 36-37.
- Brossier, J., E. Chia, E. Marshall et M. Petit (1997). Gestion de l'exploitation agricole: éléments théoriques et méthodologiques. Dijon, ENESAD/CNERTA: 215.
- Brossier, J. et M. Gafsi (1997). "Exploitations agricoles et protection de la qualité de l'eau. Analyse d'un processus d'adaptation." Economie Rurale 241: 3-10.
- Brousseau, E. (1993). L'économie des contrats. Technologies de l'information et coordination interentreprises. Paris, PUF: 368.
- Brousseau, E. (1995). "Les apports de l'analyse économique des contrats à la mise en oeuvre des politiques industrielles." Revue d'Economie Industrielle 71 (1er trimestre): 181-198.
- Brousseau, E. (1999). "Néo-institutionnalisme et évolutionnisme: quelles convergences?" Economies et Sociétés HS, n°35 (1/1999): 185-215.
- Brown, G. M. (2000). "Renewable natural resource management and use without markets." Journal of Economic Literature 38 (4): 875-914.
- Buchanan, J. M. (1965). "An Economic Theory of Clubs." Economica 32: 1-14.
- Bureau, D. (2005). "Economie des instruments de protection de l'environnement." Revue française d'économie XIX (avril): 83-96.
- Bureau, D. et M. Mougeot (2004). *Politiques environnementales et compétitivité*. Paris, Rapport pour le Conseil d'analyse économique: 160.

- Bureau, J.-C. et E. Gozlan (1999). Les normes sanitaires et techniques. Nouvel enjeu du commerce international. Demeter. Paris. n°9: 48.
- Cahuc, P. (1998). La nouvelle microéconomie. Paris, La découverte: 125.
- Callois, J.-M. (2005). Approches microéconomiques du développement économique local: prise en compte de la notion de capital social dans l'analyse des espaces périphériques. Thèse de doctorat, UFR de sciences économiques. Dijon, Université de Bourgogne: 258.
- Camdessus, M. (2003). Financer l'eau pour tous, Rapport du Panel mondial sur le financement des infrastructures de l'eau: 62.
- Capt, D. (1997). "Différenciation des produits de consommation finale et agriculture de service." Economie rurale 242: 36-44.
- Carpentier, A., C. Nauges et A. Reynaud (2004). Effets de la délégation sur le prix de l'eau potable. Une analyse par la mesure des effets de traitement. Paris, Rapport pour le Ministère de l'Ecologie et du Développement Durable.
- Catin, M. (1985). Effets externes. Marché et systèmes de décision collective. Paris, Cujas.
- Cauchi, A. (2002). Guide technique sur l'épandage agricole des boues d'épuration. Direction Technique, Générale des eaux, Département Traitement des Eaux Usées.
- CCE (2004). Le paiement pour les services environnementaux: Étude et évaluation des systèmes actuels. Montréal, Centre de coopération environnemental de l'Amérique du Nord: 67.
- Cebron de Lisle, P. (1991). L'eau à Paris au XIX^e siècle. Histoire. Paris, Université de la Sorbonne. **thèse de 3ème cycle**: 742.
- Clarke, G. R. G. et C. Ménard (2002). "Measuring the welfare effects of reform: urban water supply in Guinea." World Development Vol.30 (No. 9): 1517-1537.
- CNUCED (2003). Le commerce des biens et services environnementaux et le développement durable. Genève, Note du secrétariat de la CNUCED: 27.
- Coase, R. (1937). "The nature of the firm." Economica 4: 386-405.
- Coase, R. H. (1960). "The Problem of Social Cost." Journal of Law and Economics.
- Coase, R. H. (1960, 1992 trad. Fr). "Le problème du coût social." Revue Française d'Economie: 153-193.
- Coase, R. H. (1974). "The Lighthouse in Economics." Journal of Law and Economics 17 (Issue 2): 357-376.
- Coase, R. H. (1988). The Firm, the Market and the Law. Chicago, University of Chicago Press: 217.
- Coeurderoy, R. et B. Quélin (1997). "L'économie des coûts de transaction. Un bilan des études empiriques sur l'intégration verticale." Revue d'Economie Politique 107 (2): 145-181.
- Cohen, E. et C. Henry (1998). Service public, secteur public. Paris, Rapport du Conseil d'Analyse Economique, La documentation française: 105.
- Collart-Dutilleul (1999). "Les contrats territoriaux d'exploitation." Revue de Droit rural (274): 344.

- Combris, P. (1997). "La consommation des produits animaux en France: tendances et perspectives d'évolution." INRA Production Animale **10**: 267-274.
- Conseil d'Etat (2001). Les autorités administratives indépendantes. Rapport public. Paris.
- Coulomb, P., H. Delorme, B. Hervieu, M. Jollivet et P. Lacombe (1990). Les agriculteurs et la politique. Paris, FNSP: 594.
- Cour des comptes (1997). Rapport sur la gestion des services publics locaux d'eau et d'assainissement. Paris.
- Craig Pirrong, S. (1996). Contracting practices in bulk shipping market. Case studies in contracting and organization. S. E. Masten. New-York, Oxford, Oxford University Press: 130-162.
- Crocker, K. J. et S. E. Masten (1988). "Mitigating Contractual Hazard: Unilateral Options and Contract Length." Rand Journal of Economics **19**: 327-343.
- Crocker, K. J. et S. E. Masten (1996). "Regulation and Administered Contracts Revisited: Lessons from Transaction-Cost Economics for Public Utility Regulation." Journal of Regulatory Economics **9** (1): 5-39.
- Cropper, M. L. et W. E. Oates (1992). "Environmental economics: a survey." Journal of Economic Literature **XXX**: 675-740.
- D'Arcimoles, M. et O. Borraz (2003). "Réguler ou qualifier? Le cas des boues d'épuration urbaine." Sociologie du travail **45** (1): 45-62.
- D'Arcimoles, M., O. Borraz et D. Salomon (2000). La prise en charge territoriale de l'épandage des boues d'épuration urbaines en agriculture: une politique en quête de territoires. Paris, Centre d'Analyse, de Formation et d'Intervention: 54.
- D'Arcimoles, M., O. Borraz et D. Salomon (2001). Les mondes des boues. La difficile institutionnalisation des filières d'épandage des boues d'épuration urbaines en agriculture. Paris, ADEME, CNRS: 81.
- Dahlman, C. J. (1979). "The problem of externality." Journal of Law and Economics **22** (April 1979): 141-62.
- Dales, J. H. (1968). Pollution, Property and Prices. Toronto, Ontario, University of Toronto Press.
- Darby, M. R. et E. Karni (1973). "Free Competition and the Optimal Amount of Fraud." Journal of Law and Economics **16**: 67-88.
- Dasgupta, P. (2005). Le patrimoine perdu des nations. Le monde 'économie'. Paris. **26 avril 2005**.
- De Silguy, C. (1992). "Les missions "Valorisation agricole des déchets": synthèse d'une enquête réalisée en 1991/1992 dans les MVAD." Chambres d'Agriculture Supplément au numéro 804: 4-12.
- Défeuilley, C. (1996). Le Service public au défi de l'efficacité économique. Les contrats de délégation dans la gestion des déchets ménagers, Thèse de Doctorat de Sciences Economiques, Université Paris VII.
- Défeuilley, C. (2000). "Délégation de service public et théories des contrats." Economies et Sociétés **6/2000** (EGS n°2): 171-192.

- Défeuilley, C. et O. Godard (1998). La nouvelle politique de gestion des déchets d'emballage. Quand concertation et décentralisation ne riment pas avec incitation. Les politiques d'environnement. Evaluation de la première génération: 1971-1995. B. Barraqué and J. Theys. Paris, Editions Recherches: 189-208.
- Demsetz, H. (1968). "Why Regulate Utilities?" Journal of Law and Economics **11** (April): 55-66.
- Demsetz, H. (1969). "Information and efficiency: an other viewpoint." Journal of Law and Economics **12**: 1-22.
- Demsetz, H. (1970). "The private production of public goods." Journal of Law and Economics **13**: 293-306.
- Deroubaix, J.-F. et F. Lévêque (2002). The Design of Ecological Tax Reform The French Ecotax, Report of the European project called 'Policies for Ecological Tax Reform: Assessment of Social Responses' (PETRAS). Paris, Cerna, Ecole des mines: 109.
- Dixit, A. (2004). Lawlessness and economics: Alternative modes of governance (Gorman Lectures in Economics, University College London). Princeton, NJ: Princeton University Press.
- Dron, D. (1997). Déchets municipaux: coopérer pour prévenir - Rapport au ministre de l'Environnement. Paris, Cellule Prospective et Stratégie: 269.
- Dufeigneux, J.-L. et A. Tetu (2004). Rapport de l'instance d'évaluation de la politique du service public des déchets ménagers et assimilés. Paris, Commissariat général du plan, La Documentation française: 811.
- Dupraz, P., K. Latouche et N. Turpin (2005). Effets de seuils et coordination des efforts agri-environnementaux. Symposium international "Territoires et enjeux du développement régional", Lyon, 9-11 mars 2005:20.
- Evans, X. (1970). "Private Good, Externality, Public Good." Scottish Journal of Political Economics **17** (1): 79-89.
- Falconer, k., P. Dupraz et M. Whitby (2001). "An investigation of policy administrative costs. Using panel data for the english environmentally sensitive areas." Journal of Agricultural Economics **52** (1): 83-103.
- Fares, M. H. et S. Saussier (2002). "Coûts de transaction et contracts incomplets." Revue Française d'Economie **16** (3): 193-230.
- Faucheux, S. et J.-F. Noël (1995). Economie des ressources naturelles et de l'environnement. Paris, Armand Colin: 370.
- Faujas, A. (2003). Les privatisations coûtent cher à l'Afrique. Le Monde - Economie du 1er avril 2003.
- Ferry, M. et J. Wiart (1999). Les coûts de traitement et de recyclage agricole des boues d'épuration urbaines. Collection 'Valorisation agricole des boues d'épuration'. Cemagref and ADEME. Paris, ADEME Editions: 206 pages.
- Ferry, M. et J. Wiart (2002). "Coûts d'utilisation agricole des boues d'épuration municipales." Ingénieries EAT N°30 (juin 2002): 59-69.
- Feryn, B. (2004). Les pratiques d'épandage des boues d'épuration dans les exploitations agricoles à dominante céréalière. Clermont-Ferrand, Cemagref, ISARA. **Mémoire de fin d'études d'ingénieur en agriculture**: 125.

- Furet, G., D. Birraux, J. Wiart et I. Deportes (1999). Epanchages des boues d'épuration sur prairies et cultures fourragères: aspects microbiologiques. Paris, EQUILATERRE THONON-LES-BAINS/ ADEME PARIS: 155.
- Gadrey, J. (1996). L'économie des services. Paris, La Découverte: 126.
- Garcia, S. et A. Thomas (2001). "The Structure of Municipal Water Supply Costs: Application to a Panel of French Local Communities." Journal of Productivity Analysis **16** (1): 5-29.
- Gentot, M. (1994). Les autorités administratives indépendantes. Paris, Montchretien, 2ème édition: 158.
- Ghertman, M. (1998). Applications pratiques de la théorie des coûts de transaction. Paris, Groupe HEC, Département Stratégie et Politique d'Entreprise - Fondation HEC: 67.
- Glachant, J.-M. (2002). "L'approche néo-institutionnelle de la réforme des industries de réseaux." Revue Economique **vol.53** (N°3): 425-435.
- Glachant, M. (2001). "The need for adaptability in EU environmental policy design and implementation." European Environment **11** (5).
- Glachant, M. (2004). Les instruments de la politique environnementale, CERNA, Ecole des Mines de Paris: 65.
- Goldberg, V. P. (1976). "Regulation and Administrated Contracts." Bell Journal of Economics **7** (2): 426-448.
- Goldin, K. D. (1977). "Equal access vs. selective access: a critique of public goods theory." Public Choice **29** (Spring 1977): 53-71.
- Grefte, X. (1997). Economie des politiques publiques. Paris, Dalloz: 543.
- Grimaud, L. (1996). La valorisation des boues de station d'épuration en agriculture. Amiens, Université de Picardie. **Mémoire. D.U. "Eau et Environnement"**: 44 p.
- Grolleau, G. (2002). Normalisation et certification environnementales. U.F.R. de Science Economique. Dijon, Université de Bourgogne. **Thèse de doctorat**: 398.
- Guérin-Schneider, L., F. Bonnet et L. Breuil (2003). "Dix ans de Loi Sapin dans les services d'eau et d'assainissement: évolutions et perspectives du modèle de délégation à la française." Annales des mines. Responsabilité et environnement juillet 2003: 44-52.
- Hagedorn, K., K. Arzt et U. Peters (2002). Institutional arrangements for environmental co-operation: a conceptual framework. Environmental co-operation and institutional change. K. Hagedorn, Edward Elgar: 3-25.
- Hanoteau, J. (2004). L'économie politique des marchés de permis d'émission négociables. Thèse de doctorat en sciences économiques. Paris, Institut d'Etudes Politiques: 208.
- Hardin, G. (1968). "The Tragedy of the Commons." Science **n°162** (déc.): 1243-1248.
- Haut Conseil du Secteur Public (1999). Quelle régulation pour l'eau et les services urbains? Paris.
- Hayek, F. A. (1945). "The use of the knowledge in society." American Economic Review **35** (4): 519-530.
- Hennart, J.-F. (1993). "Explaining the swollen middle: why most of transactions are a mix of "market" and "hierarchy"." Organization Science **4** (4): 529-547.
- Hervieu, B. (1996). Les agriculteurs. Paris, PUF: 127.

- Huet, F. et S. Saussier (2003). "Contractual arrangements and the provision of public interest services: a transaction cost analysis." European Business Organization Law Review **43**: 403-427.
- IFEN (2004b). "L'épuration des eaux usées urbaines." Les données de l'environnement n°98: 4.
- Institut Français de l'Environnement (2004). "L'épuration des eaux usées urbaines." Les données de l'environnement n°98: 4.
- Institut Français de l'Environnement (2006). L'assainissement en France en 1998 et 2001 Enquête « les collectivités locales et l'environnement » volet assainissement. Orléans: 29.
- Institut Français de l'Environnement et SCEES (2004). "De l'eau à tous prix." Les données de l'environnement janvier-février (90).
- Jeanneaux, P. (2006). Les conflits d'usage dans les espaces périurbains et ruraux français: une approche par l'analyse économique de la décision publique. Dijon, Thèse de doctorat en sciences économiques, Université de Bourgogne, UFR de sciences économiques: 297p.
- Joskow, P. (1985). "Vertical integration and long term contracts: The case of coal-burning electric generating plants." Journal of Law, Economic and Organization **1** (Spring 1985): 33-80.
- Joskow, P. (2005). New Institutional Economics: A Report Card. Textbook on New Institutional Economics. J.-M. Glachant and E. Brousseau, Cambridge University Press.
- Kirat, T. (1999). L'économie du droit. Paris, La découverte: 123.
- Kirat, T. (2003). L'économie des dispositifs de l'exécution des contrats administratifs: le cas des marchés industriels de la Défense, Ecole normale supérieure de Cachan: 18.
- Koehler, B., B. Radke, G. Tinker et B. Crawford (2004). Writing Manure Contracts, University of Minnesota.
- Laffont, J.-J. (2000a). "Information et économie publique." Economie et Prévision n°145 (2000-4): 107-115.
- Laffont, j.-j. (2000b). Etapes vers un Etat moderne. Rapport au Conseil d'Analyse Economique "Etat et gestion publique". Paris, La Documentation française: 117-149.
- Laffont, J.-J. et J. Tirole, Eds. (1993). A theory of incentives in procurement and regulation. Cambridge, MIT Press.
- Lagrange, L. et E. Valceschini (2000). "Les signes officiels de qualité. *Efficacité, politique et gouvernance*." Economie Rurale n°258 (Juillet-Août): 4-5.
- Laimé, M. (2005). Main basse sur l'eau des villes. Le Monde diplomatique. Paris. N°612: 16-17.
- Laporte, A. (2004). Organisation de la filière d'épandage des boues d'épuration: une analyse par la théorie des coûts de transaction. Cemagref. Clermont-Ferrand, Université d'Auvergne. **Mémoire de fin d'études de master professionnel d'expertise économique**: 81.
- Lemieux, P. et E. Mackaay (2001). Droits de propriété. Dictionnaire des sciences économiques. P. U. d. France. Paris: 316-319.

- Lévêque, F. (2000). La réglementation des externalités. Intervention à l'école thématique sur les règles publiques, Grenoble, IEPE.
- Lévêque, F. (2004). Economie de la réglementation. Paris, La découverte: 125.
- Libecap, G. (1989). Contracting for Property Rights. New York, Cambridge University Press: 132.
- Libecap, G. (2002). A transaction costs approach to the analysis of property rights. Economics of contracts. Theory and applications. E. Brousseau and J.-M. Glachant. Paris.
- Libecap, G. (2005). State regulation of open-access common-pool resources. Handbook of New Institutional Economics. M. Shirley and C. Ménard. Netherland, Springer: 545-572.
- Lorrain, D. (2003). "Les quatre compétitions dans un monopole naturel. Qu'est-il en train d'arriver au secteur de l'eau?" Flux n°52/53 (avril-septembre): pp.69-86.
- Lupton, S. (2005). "Shared quality uncertainty and the introduction of indeterminate goods." Cambridge Journal of Economics **29** (3): 399-421.
- Mahé, L.-P. et F. Ortalo-Magné (2001). Politique agricole. Un modèle européen. Paris, FNSP: 235.
- Martimort, D., Ed. (1996). Agricultural markets: mechanisms, failures and regulations. North-Holland, Elsevier: 483.
- Maskin, E. (2004). "Jean-Jacques Laffont: A Look Back." Journal of the European Economic Association **2** (5): 913-923.
- Massardier, L. (2004). Les choix technologiques et organisationnels des communes en matière d'assainissement et de traitement des boues d'épuration dans le Puy-de-dôme. Clermont-Ferrand, Cemagref, ISARA. **Mémoire de fin d'études d'ingénieur en agriculture: 79.**
- Masten, S. E., Ed. (1996). Case studies in contracting and organization. New York, Oxford, Oxford University Press.
- McCann, L., B. Colby, K. W. Easter, A. Kasterine et K. V. Kuperan (2005). "Transaction cost measurement for evaluating environmental policies." Ecological Economics **March**.
- Ménard, C. (1997). "Le pilotage des formes organisationnelles hybrides." Revue économique **vol.48**: 741-750.
- Ménard, C. (2001b). "Enjeux d'eau: la dimension institutionnelle." Revue Tiers Monde **n°166** (avril-juin): 259-274.
- Ménard, C. (2003). "L'approche néo-institutionnelle: des concepts, une méthode, des résultats." Cahiers d'économie politique **n°44** (L'Harmattan): 103-118.
- Ménard, C. (2004a). "The economics of hybrid organizations." Journal of Institutional and Theoretical Economics **160** (3): 1-32.
- Ménard, C. (2004b). L'économie des organisations. Paris, La découverte: 123.
- Ménard, C. et S. Saussier (2000). "Contractual Choice and Performance: The Case of Water Supply in France." Revue d'Economie Industrielle **n°92** (2nd-3rd Trimesters 2000): 385-404.

- Ménard, C. et S. Saussier (2003). "La délégation de service public comme mode organisationnel efficace de la distribution de l'eau en France." Economie publique études et recherches **12** (1).
- Ménard, C. et M. Shirley (2002). Reforming public utilities: lessons from urban water system in six developing countries. Washington, DC, World Bank.
- Mérillot, J. (1992). "Mission "Valorisation agricole des déchets ": de l'action à la concertation." Chambres d'Agriculture Supplément au numéro 804: 13-14.
- Milgrom, P. et J. Roberts (1992). Economics, Organization and Management. New Jersey, Prentice-Hall International Editions: 621.
- Miquel, G. (2003). La qualité de l'eau et de l'assainissement en France. Paris, Rapport de l'Office parlementaire de l'évaluation des choix scientifiques et technologiques, Sénat et de Assemblée nationale.
- Miquel, G. et S. Poignant (1999). Les nouvelles techniques de recyclage et de valorisation des déchets ménagers et des déchets industriels banals. Paris, Rapport d'information 415 (98/99) de l'office parlementaire d'évaluation des choix scientifiques et technologiques.
- Mollard, A. (2003). "Multifonctionnalité de l'agriculture et territoires: des concepts aux politiques publiques." Cahiers d'Economie et de Sociologie Rurales (66): 27-54.
- Moxey, A., B. White et A. Ozanne (1999). "Efficient contract design for Agri-Environment Policy." Journal of Agricultural Economics **50** (2): 187-202.
- Mzoughi, N. (2005). Analyse économique des approches volontaires de régulation de l'environnement. Dijon, Thèse de doctorat en sciences économiques, Université de Bourgogne: 234.
- Nejmeddine, A., A. Echab, S. Fars et M. Hafidi (2003). "Accumulation des éléments traces métalliques par le Ray-Grass (*lolium pérenne*) cultivé sur des sols amendés par des boues de stations d'épuration." Cahiers d'études et de recherches francophones "Agricultures " **Volume 12** (Numéro 1).
- Nelson, P. (1970). "Information and Consumer Behavior." Journal of Political Economy **82** (4): 729-754.
- Nicolas, F. et E. Valceschini (1995). Agro-alimentaire: une économie de la qualité. Paris, Inra-Economica: 433.
- Nicourt, C. et J.-M. Girault (2003). "Qualification des déchets des boues de stations d'épuration et réorganisation de la filière, dans deux départements marqués par le moteur urbain." Dossier de l'environnement de l'INRA N°25: 125-138.
- North, D. C. (1986). "The New Institutional Economics." Journal of Institutional and Theoretical Economics **142** (1986): 230-237.
- North, D. C. (1990). Institutions, institutional change and economic performance, Cambridge University Press: 152.
- North, D. C. (1991). "Institutions." Journal of Economic Perspectives **5** (1): 97-112.
- North, D. C. (1993a). Five Propositions about Institutional Change. E. H. Workshop. St. Louis, Washington University.

- Oates, W. E. et P. Portney (2003). The Political Economy of Environmental Policy. Handbook of Environmental Economics. K. G. Maler and J. Vincent. Amsterdam, Elsevier.
- OCDE (2000). Services environnementaux - Le rôle "gagnant-gagnant" de la libéralisation des échanges dans la promotion de la protection de l'environnement et du développement économique. Paris, Groupe de travail conjoint sur les échanges et l'environnement: 31.
- OCDE (2003a). Les approches volontaires dans les politiques de l'environnement. Efficacité et combinaison avec d'autres instruments d'intervention. Paris, OCDE: 154.
- OCDE (2003c). Agri-Environmental Policy Measures: Overview of Developments. Paris.
- OCDE (2005). Organisation des négociations fondées sur le principe des "offres et requêtes" dans le cadre de l'AGCS: services environnementaux. Paris, Groupe de travail du Comité des échanges.
- Ostrom, E. (1990). Governing the commons: the evolution of institutions for collective action, Cambridge University Press: 280.
- Paavola, J. et W. N. Adger (2005). "Institutional Ecological Economics." Ecological Economics 53: 353-368.
- Peignot, B. (2004). Epannage des boues en agriculture et responsabilité du propriétaire. Vème Conférence Internationale DROITS DE PROPRIETE, ECONOMIE ET ENVIRONNEMENT sur les déchets, 23-25 Juin 2004, AIX-EN-PROVENCE, France.
- Peltzman, S. (1989). "The economic theory of regulation after a decade of deregulation." Brookings Papers on Economic Activity: Microeconomics: 1-59.
- Perrier-Cornet, P. et B. Hervieu (2002). "Campagnes françaises multifonctionnelles: les enjeux de la gestion de l'espace rural." Economie et Humanisme 362 (octobre 2002): 18-23.
- Pezet, A. (2004). L'histoire, passerelle entre les sciences sociales. Conférence de l'école doctorale GEF, Dijon, ENESAD, Université de Bourgogne.
- Pigou, A. (1920). The Economics of Welfare. Londres, Macmillan.
- PNUE (2005). Rapport de synthèse de l'évaluation des écosystèmes pour le millénaire, ONU: 59.
- Prost, A. (1996). Douze leçons sur l'histoire. Paris, Points Le Seuil Histoire n°225.
- Quélin, B. (2002). Les frontières de la firme. Paris, Economica: 138.
- Raynaud, E. et L. Sauvée (2000). "Signes collectifs de qualité et structures de gouvernance." Economie Rurale n°258: 101-112.
- Richards, K. R. (2000). "Framing Environmental Policy Instrument Choice." Duke Environmental Law and Policy Forum 221 (10).
- Rotillon, G. (2005). Economie des ressources naturelles. Paris, La découverte, Repères: 123.
- Roussel, P. et C. Chassande (1999). "La nouvelle réglementation relative à l'épandage des boues de stations d'épuration urbaines en agriculture." Techniques, Sciences et Méthodes. Revue de l'AGHTM (5).
- Roussel, V. et J.-F. Mamdy (2000). "Nouveaux venus et organisation des territoires." Economie rurale n° 257 (mai-juin 2002): 55-66.

- Salanié, B. (1998). Microéconomie. Les défaillances du marché. Paris, Economica: 231.
- Samuelson, P. A. (1954). "The Pure Theory of Public Expenditure." Review of Economics and Statistics **XXXVI** (4): 387-89.
- Saussier, S. (1998). "La durée des contrats interentreprises: une analyse empirique." Economie et Prévision **135** (4-5): 137-147.
- Saussier, S., C. Ménard, F. Huet et C. Staropoli (2004). Mode de gestion et efficacité de la distribution d'eau en France. Une analyse néo-institutionnelle. Rapport pour le Ministère de l'Ecologie et du Développement Durable (Bureau de l'eau). Paris, ATOM, Ministère de l'Ecologie et du Développement Durable: 165.
- Scitovsky, T. (1954). "Two concepts of external economies." The Journal of Political Economy: 143-?
- Slangen, L. H. G. (1997). "How to Organise Nature Production by Farmers." European Review of Agricultural Economics **24** (3-4): 508-529.
- Soullignac, V., F. Gibold et G. André (2003). "Sigemo: système informatisé pour la gestion des épandages de matières organiques." Ingénieries N°spécial: 157-166.
- Speklé, R. (2003). Case study research in the new institutional economics. II^{ème} Ecole scientifique européenne sur la nouvelle économie institutionnelle (ESNIE), Cargèse, Corse, France.
- Stavins, R. N. (2004). The Political Economy of Environmental Regulation, Edward Elgar Publishing.
- Stenger, A. (2000). "Experimental valuation of food safety. Application to sewage sludge." Food Policy **25**: 211-218.
- Stigler, G. J. (1971). "The Theory of Economic Regulation." Bell Journal of Economics and Management Science **2**: 3-21.
- Stiglitz, J. (1999). Economics of the public sector. New-York, London, W.W.Norton: 823.
- Stiglitz, J. (2005). "Plaidoyer pour une croissance propre." Les échos (13 juin 2005).
- Tavernier, Y. (2001). Rapport d'information sur le financement et la gestion de l'eau (Commission des finances, de l'économie générale et du plan). Paris, Bibliothèque des rapports publics, La documentation française: 200.
- Tercé, M. (2002). "Agriculture et épandage de déchets urbains et agro-industriels (AGREDE)." Dossier de l'environnement de l'INRA **25**.
- Thirion, F. et F. Chabot (2003). Epandage des boues résiduaires et effluents organiques. Matériels et pratiques. Paris, Cemagref éditions: 191.
- Tissot, B. (2004). Sécurité sanitaire et gestion des déchets: quels liens? Rapport à l'Académie des sciences. Paris, Éditions Tec & Doc Lavoisier.
- Toulemonde, J. (1997). "Faut-il libérer l'évaluation des liens de causalité?" Annales des mines: 76-88.
- Turpin, N., P. Bontems et G. Rotillon (2004). "Pollution diffuse en élevage et asymétrie d'information." Cahiers d'Economie et de Sociologie Rurales **72** (3ème trimestre): 7-31.
- Valceschini, E. et A. Mazé (2000). "La politique de la qualité agro-alimentaire dans le contexte international." Economie Rurale n°258: 30-41.

- Vallée, A. (2002). Economie de l'environnement. Paris, Points économie: 344.
- Verhaegen, I. et G. Van Huylenbroeck (2001). Analyse de l'organisation de filières courtes sur la base de la théorie des coûts de transaction. A la recherche de la qualité. M. Mormont and G. Van Huylenbroeck. Liège, Editions de l'Université de Liège: 113-133.
- Vermersch, D. (1996). "Externalités et politique agricole commune: une approche coasienne." Cahiers d'Economie et de Sociologie Rurales n°38: 79-103.
- Vigreux, B. (2004). Étude de l'épandage agricole des boues de stations d'épuration municipales en Auvergne et en Limousin. Pratiques d'épandage dans des exploitations à dominante herbagère. Mémoire de fin d'études d'Ingénieurs des techniques agricoles. Clermont-Ferrand, Cemagref et ENITAC.
- Wallis, J. et D. C. North (1986). Measuring the Transaction Sector in the American Economy, 1870-1970. Long Term Factors in American Economic Growth. Gallman. Chicago, University of Chicago Press: 95-148.
- Weitzman, M. L. (1974). "Prices versus Quantities." Review of Economic Studies **41** (4): 477-91.
- Williamson, O. (1975). Markets and Hierarchies: Analyses and Antitrust Implications. New York, The Free Press.
- Williamson, O. (1976). "Franchise Bidding for Natural Monopolies - In General and with Respect to CATV." Bell Journal of Economics **7**: 73-104.
- Williamson, O. E. (1985). The Economic Institutions of Capitalism: Firms, Markets, Relational Contracting. New York, The Free Press.
- Williamson, O. E. (1991). "Comparative economic organization: the analysis of discrete structural alternatives." Administrative Science Quarterly **36**: 269-296.
- Williamson, O. E. (1994). Les institutions de l'économie. Paris, InterEditions: 404.
- Williamson, O. E. (1996). The mechanisms of governance. New York, Oxford University Press: 429.
- Williamson, O. E. (2000). "The new institutional economics: taking stock, looking ahead." Journal of Economic Literature **XXXVIII** (september 2000): 595-613.
- Williamson, O. E. (2002). "The lens of contract: private ordering." American Economic Review **vol.92** (n°2): 438-443.
- Williamson, O. E. (2005). "The Economics of Governance." American Economic Review **95** (2): 1-18.
- World Trade Organization (1998). Environmental Services. Background Notes by The Secretariat: 17.
- Wu, J. et B. A. Babcock (1996). "Contract Design for the Purchase of Environmental Goods from Agriculture." American Journal of Agricultural Economics, **78** (4): 935-945.
- Yin, R. (1990). Case Study Research: Design and Methods, Newbury Park, Sage Publications.: pp.83-102.
- Yvrande-Billon, A. (2002). Choix contractuels et performances. Le cas des chemins de fer britanniques. Thèse de doctorat en sciences économiques. Paris, Université Paris 1 Panthéon-Sorbonne.

Tables

LISTE DES TABLEAUX

<i>Tableau n°1 : Nombre de communes selon l'organisation du service d'assainissement en 2001</i>	42
<i>Tableau n°2 : Nombre de communes selon le mode de gestion du service d'assainissement en 2001</i>	44
<i>Tableau n°3 : Les quatre types de biens</i>	62
<i>Tableau n°4 : Les approches théoriques de la coordination de la fourniture des biens collectifs (adapté de Lévêque, 2004)</i>	65
<i>Tableau n°5 : Catégories de coûts de transaction</i>	91
<i>Tableau n°6 : Les attributs des structures de gouvernance</i>	97
<i>Tableau n°7 : Le dimensionnement de la production des services environnementaux</i>	113
<i>Tableau n°8 : Les caractéristiques des transactions</i>	138
<i>Tableau n°9 : Les attributs de la qualité des boues d'épuration</i>	146
<i>Tableau n°10 : Les cinq sites représentatifs de la diversité organisationnelle</i>	156
<i>Tableau n°11 : Les enquêtes réalisées</i>	157
<i>Tableau n°12 : Les principaux documents analysés</i>	157
<i>Tableau n°13 : Les catégories de coûts de transaction</i>	158
<i>Tableau n°14 : L'état de la mise en place des dispositifs de suivi des épandages dans les départements cibles du programme de recherche (2004)</i>	160
<i>Tableau n°15 : Modalités réglementaires relatives à l'adaptation des plans d'épandage ...</i>	173
<i>Tableau n°16 : Mode de gestion et taille des STEP</i>	188
<i>Tableau n°17 : Destination des boues produites en fonction de la taille des STEP</i>	188
<i>Tableau n°18 : Mode de gestion et destination des boues produites par les STEP</i>	189
<i>Tableau n°19 : Destination des boues produites par les STEP gérées en délégation en fonction de leur taille</i>	190
<i>Tableau n°20 : Destination des boues produites par les STEP en régie en fonction de leur taille</i>	190
<i>Tableau n°21 : Mode de gestion de la STEP et mode d'organisation du transport</i>	192
<i>Tableau n°22 : Caractéristiques de l'échantillon de STEP enquêtées en 2005</i>	195
<i>Tableau n°23 : Les indicateurs de l'efficacité administrative</i>	218
<i>Tableau n°24 : Évolution du nombre d'OI entre 2001 et 2006</i>	227
<i>Tableau n°25 : Données de cadrage sur les départements du Puy-de-Dôme et de la Haute-Vienne</i>	229
<i>Tableau n°26 : La composition du comité départemental de concertation en Haute-Vienne</i>	236
<i>Tableau n°27 : Le budget annuel de la MESE pour la période 2002 à 2005</i>	239
<i>Tableau n°28 : La répartition de l'instruction des dossiers entre les services déconcentrés de l'Etat et en fonction de la taille des stations d'épuration dans le département du Puy de dôme</i>	242

Liste des tables

<i>Tableau n°29 : La comparaison des dispositifs du Puy-de-Dôme et de la Haute-Vienne.....</i>	<i>249</i>
<i>Tableau n°30 : Comparaison des coûts de transaction supportés par les STEP supérieures à 2000 équivalents habitants du Puy-de-Dôme et de la Haute-Vienne.....</i>	<i>252</i>
<i>Tableau n°31 : L'appui de la MESE aux services administratifs</i>	<i>255</i>
<i>Tableau n°32 : Les performances comparées des services administratifs dans les départements du Puy-de-Dôme et de la Haute-Vienne (en 2004).....</i>	<i>255</i>
<i>Tableau n°33 : Obligations réglementaires en fonction de la taille des stations d'épuration</i>	<i>294</i>
<i>Tableau n° 34 : Comparaison du contenu des contrats d'épandage des effluents en France et aux Etats-Unis</i>	<i>295</i>

LISTE DES GRAPHIQUES

<i>Graphique n°1 : De la collecte des eaux usées domestiques au traitement des boues d'épuration.....</i>	<i>21</i>
<i>Graphique n°2 : Coordination multilatérale des acteurs du service d'assainissement et d'épandage des boues</i>	<i>47</i>
<i>Graphique n°3 : Choix organisationnel en fonction de la spécificité des actifs et des coûts de transaction.....</i>	<i>101</i>
<i>Graphique n°4 : Choix de la structure de gouvernance en fonction des coûts de production et de transaction.....</i>	<i>102</i>
<i>Graphique n°5 : Le choix des modes de contractualisation des transactions de service public</i>	<i>103</i>
<i>Graphique n°6 : Impact de l'environnement institutionnel sur le choix des structures de gouvernance</i>	<i>106</i>
<i>Graphique n°7 : Les deux volets de l'économie néo-institutionnelle et leur articulation</i>	<i>109</i>
<i>Graphique n°8 : Impact de l'environnement institutionnel sur le choix des structures destinées à encadrer les transactions de services environnementaux (adapté de Williamson, 1991) ..</i>	<i>128</i>
<i>Graphique n°9 : Les principales opérations techniques du service d'épandage.....</i>	<i>136</i>
<i>Graphique n°10 : Limitations des périodes d'épandage en fonction des systèmes de culture</i>	<i>141</i>
<i>Graphique n°11 : La réglementation de la qualité du service d'épandage (enquêtes Cemagref 2004).....</i>	<i>176</i>
<i>Graphique n°12 : Schéma formel du dispositif départemental prévu par les textes.....</i>	<i>213</i>
<i>Graphique n°13 : Le dispositif du département de la Haute-Vienne.....</i>	<i>232</i>

LISTE DES ENCADRES

<i>Encadré n°1 : Qui appelle-t-on le producteur de boues ?</i>	43
<i>Encadré n°2 : L'expérience française en matière de fiscalité écologique (Bureau et Mougeot, 2004).</i>	74
<i>Encadré n°3 : L'organisation et le financement de la collecte des données</i>	155
<i>Encadré n°4 : La base de données communales du Puy-de-Dôme</i>	187
<i>Encadré n°5 : Le transport des boues de la STEP de Besse (63) (enquêtes Cemagref 2004)</i>	193
<i>Encadré n°6 : Les textes supports de l'analyse institutionnelle</i>	212
<i>Encadré n°7 : Les sources de données mobilisées</i>	228
<i>Encadré n°8 : Les obligations de moyens prévues par la charte</i>	245

Liste des tables

Sigles et abréviations

LISTE DES SIGLES ET ABREVIATIONS

ADEME :	Agence de l'environnement et de la maîtrise de l'énergie
AGHTM :	Association générale des hygiénistes, techniciens
AGREDE :	Agriculture et recyclage des déchets urbains
AMF :	Association des maires de France
ANACDE :	Accord nord-américain de coopération dans le domaine de l'environnement
ANRED :	Agence nationale pour la récupération et l'élimination des déchets
AOC :	Appellation d'origine contrôlée
AP :	Arrêté préfectoral
APCA :	Assemblée permanente des chambres d'agriculture
BLP :	Bureau de la lutte contre les pollutions domestiques et industrielles
CAE :	Conseil d'analyse économique
CCI :	Chambre de commerce et d'industrie
CCD :	Comité de concertation départemental boues
CCE :	Commission de coopération environnementale de l'Amérique du Nord
CDC :	Comité départemental de concertation
CDH :	Comité départemental d'hygiène
CE :	Commission européenne
CET :	Centre d'enfouissement technique
CNB :	Comité national des épandages de boues d'épuration
CNUCED :	Conférence des nations unies pour le commerce et le développement
COMAC :	Communauté d'agglomération de Clermont-Ferrand
COST :	Coopération scientifique et technique
CSDU :	Centre de stockage de déchets ultimes
CSP :	Conseil supérieur de la pêche
CTE :	Contrat territorial d'exploitation
CTP :	Comité technique permanent
DDAF :	Direction départementale de l'agriculture et de la forêt
DDE :	Direction départementale de l'équipement
DDASS :	Direction départementale des affaires sanitaires et sociales

Listes des sigles et abréviations

DE :	Direction de l'eau
DGCL :	Direction générale des collectivités locales
DSV :	Direction des services vétérinaires
DIREN :	Direction régionale de l'environnement
DRIRE :	Direction régionale de l'industrie, de la recherche et de l'environnement
EH :	Equivalent habitant
ESNIE :	European School on New Institutional Economics
GMD :	Grande et moyenne distribution
ICPE :	Installations classées pour la protection de l'environnement
IFEN :	Institut français de l'environnement
INRA :	Institut national de la recherche agronomique
INSEE :	Institut national de la statistique et des études économiques
ISNIE :	International Society of New Institutional Economics
MAP :	Ministère de l'agriculture et de la pêche
MEDD :	Ministère de l'écologie et du développement durable
MESE :	Mission d'expertise au service des épandages
METP :	Marché d'entreprise et de travaux publics
MISE :	Mission inter services de l'eau
MRA :	Mission de recyclage agricole
MS :	Matière sèche
MVAD :	Mission de valorisation agricole des déchets
OCDE :	Organisation de coopération et de développement économique
OI :	Organisme indépendant
OMC :	Organisation mondiale du commerce
PAC :	Politique agricole commune
PDEDMA :	Plan départemental d'élimination des déchets ménagers et assimilés
PNR :	Parc naturel régional
QUASAR :	Programme de l'INRA « Qualité des sols et des récoltes »
RA :	Recensement agricole
RMC :	Rhône Méditerranée Corse
RMQS :	Réseau de Mesures de la Qualité des Sols
RP :	Recensement de la population
SATESE :	Service d'assistance technique aux exploitants de stations d'épuration
SCEES :	Service central des enquêtes et des études statistiques

Listes des sigles et abréviations

SIAVA :	Syndicat d'assainissement de la Vallée de l'Auzon (Puy-de-Dôme)
SOQ :	Signes officiels de qualité
SPDGE :	Sous-Direction des milieux aquatiques et de la gestion de l'eau
STEP :	Station d'épuration
TCI :	Théorie des contrats incomplets
TCT :	Théorie des coûts de transaction
TEOM :	Taxe d'enlèvement des ordures ménagères
TGAP :	Taxe générale sur les activités polluantes
TI :	Théorie des incitations
TMS :	Tonne de matière sèche
UE :	Union européenne
UIOM :	Unité d'incinération des ordures ménagères

Annexes

LISTE DES ANNEXES

<i>ANNEXE N°1 : Le questionnaire de l'enquête auprès des 50 STEP (de plus de 2000 EH) des départements du Puy-de-Dôme et de la Haute-Vienne</i>	<i>289</i>
<i>ANNEXE N°2 : L'organisation réglementaire des épandages de boues de STEP</i>	<i>293</i>
<i>ANNEXE N°3 : Analyse comparative France – USA.....</i>	<i>295</i>
<i>ANNEXE N°4 : Les sources consultées.....</i>	<i>296</i>

ANNEXE N°1 : Le questionnaire de l'enquête auprès des 50 STEP (de plus de 2000 EH) des départements du Puy-de-Dôme et de la Haute-Vienne

Enquête comparative des pratiques d'épandage dans le Puy-de-Dôme et dans la Haute-Vienne

Enquête réalisée dans le cadre du projet Cemagref-ENITA-Crideau financée par l'Agence de l'Eau Loire-Bretagne, l'ADEME et portant sur la pérennisation de la valorisation agricole des boues d'épuration domestiques.

Identification de la STEP

1. Département dans lequel se situe la collectivité

1. Haute-Vienne 2. Puy-de-Dôme

Vous pouvez cocher plusieurs cases.

2. Nom de la collectivité

3. Adresse

4. Code postal

5. Mode de gestion de la station

1. régie 2. délégation

6. Nom de l'interlocuteur

7. Numéro de téléphone

Les capacités de stockage des boues d'épuration

Cette enquête fait suite à une étude sur l'assainissement des boues.

8. Comment est réalisé le stockage des boues?

1. silo sur la station
 2. plate-forme extérieure
 3. autres

Vous pouvez cocher plusieurs cases.

9. Si 'autres', précisez :

10. Quelle est la capacité de stockage (en mois)?

11. Quel est le montant des investissements réalisés?

12. Le stockage des boues a-t-il fait ou fait-il l'objet de litiges ou de plaintes?

1. oui 2. non

13. Si oui, pour quels motifs ?

1. nuisances olfactives
 2. nuisances visuelles
 3. coût élevé pour la commune
 4. autres

Vous pouvez cocher plusieurs cases.

La question n'est pertinente que si PLAINTES_STOCK = "oui"

14. Si 'autres', précisez :

La question n'est pertinente que si MOTIFS_STOCK = "autres"

15. Si oui, de la part de qui?

1. riverains 2. autres communes
 3. élus 4. autres

Vous pouvez cocher plusieurs cases.

La question n'est pertinente que si PLAINTES_STOCK = "oui"

16. Si 'autres', précisez :

La question n'est pertinente que si TIERS_STOCK = "autres"

17. Si oui, quelles réponses ont été apportées par la commune ?

La question n'est pertinente que si PLAINTES_STOCK = "oui"

L'étude préalable d'épandage (plan d'épandage)

L'étude préalable aboutissant à la validation du plan d'épandage par l'administration est obligatoire pour toute les stations.

18. Avez-vous réalisé une étude préalable d'épandage ?

1. oui 2. en cours 3. en projet

Aller à '33. CONV' si EP = "en projet"

19. Qui a réalisé l'étude ?

1. services techniques de la ville
 2. Chambre d'Agriculture
 3. SEDE
 4. Agro développement
 5. SESAER
 6. Gaudriot
 7. Valbé
 8. autres cabinets privés
 9. appel à candidature

Vous pouvez cocher plusieurs cases (8 au maximum).

20. Pourriez-vous me préciser le nom de la personne qui a réalisé l'étude ?

21. Quel a été le coût de l'étude préalable ?

22. Combien d'agriculteurs ont été contactés au total ?

23. Combien d'agriculteurs ont intégré le plan d'épandage ?

24. L'établissement du plan d'épandage a-t-il fait l'objet de contestations, en particulier lors de l'enquête publique (si votre dossier était soumis à autorisation) ?

1. oui 2. non

25. Si oui, de la part de qui ?

1. propriétaires fonciers
 2. riverains
 3. élus d'autres communes
 4. autres

*Vous pouvez cocher plusieurs cases.
 La question n'est pertinente que si PLAINTÉ_EP = "oui"*

26. Si 'autres', précisez :

La question n'est pertinente que si PLAINTÉ_TIERS_EP = "autres"

27. Si oui, pour quels motifs ?

1. nuisances olfactives
 2. bruit
 3. dangers pour la santé
 4. autres

*Vous pouvez cocher plusieurs cases.
 La question n'est pertinente que si PLAINTÉ_EP = "oui"*

28. Si 'autres', précisez :

La question n'est pertinente que si MOTIFS_EP = "autres"

29. Combien de temps (en mois) s'est-il écoulé à partir du moment où vous avez décidé de procéder à une étude préalable et la validation définitive du dossier par l'administration (RD ou APA) ?

30. Pour la réalisation du plan d'épandage, avez-vous bénéficié de l'appui des organismes suivants ?

1. SATESE
 2. chambre d'agriculture
 3. agence de l'eau
 4. DDAF
 5. DDE
 6. autres

Vous pouvez cocher plusieurs cases.

31. Si 'autres', précisez :

La question n'est pertinente que si APPUI_TIERS_EP = "autres"

32. De quel genre d'aide avez-vous bénéficié et sous quelle forme ?

Les conventions d'épandage

demander l'envoi des conventions

33. Des conventions d'épandage ont-elles été signées avec les agriculteurs ?

1. oui
 2. non
 3. accords de principe signés

Aller à '39. NB_EPAND' si CONV = "non"

34. Quelles sont les personnes qui ont participé à la rédaction des différentes clauses de la convention ?

- 1. agriculteurs
- 2. chambre d'agriculture
- 3. SATESE
- 4. élus
- 5. agence de l'eau
- 6. DDAF
- 7. DDE
- 8. riverains
- 9. cabinets privés
- 10. propriétaires fonciers
- 11. représentants de la profession agro-alimentaire
- 12. autres

Vous pouvez cocher plusieurs cases.

35. Si 'autres', précisez :

La question n'est pertinente que si CLAUSES = "autres"

36. Quelle est la durée des conventions ?

37. Des éléments particuliers ont-ils conditionné le choix de cette durée ?

38. Quel est le nombre d'agriculteurs signataires d'une convention ou d'accords de principe ?

39. Aujourd'hui, combien d'agriculteurs continuent à accepter d'épandre les boues de votre station d'épuration ?

Arbitrage et médiation en cas de contestation des pratiques d'épandage

40. En cas de réclamations ou de litiges avec un agriculteur (qui souhaite par exemple se retirer du plan) ou avec un tiers (riverains), une commission, une instance de conciliation ou des procédures particulières ont-elles été prévues ?

41. Si oui, quelles réponses ont-été apportées ?

La question n'est pertinente que si CONCIL = <Pas de réponse>

42. Pourriez-vous m'indiquer la fréquence des réclamations ?

- 1. jamais
- 2. une fois par an
- 3. plus d'une fois par an

Vous pouvez cocher plusieurs cases.

Aller à '44. RECLAM_63' si RECLAM_FREQ = "jamais"

43. Pourriez-vous m'indiquer les périodes où vous parviennent ces réclamations ?

- 1. au cours des périodes d'épandage
- 2. en dehors des périodes d'épandage

Vous pouvez cocher plusieurs cases.

44. Dans le département du Puy de Dôme, une charte de qualité a été signée par 11 collectivités. Cette charte a défini des procédures de traitement des réclamations. En cas de litiges avec les riverains ou les agriculteurs, utilisez-vous cette procédure ?

- 1. oui
- 2. non
- 3. ne connaît pas la charte

Aller à '48. COMM' si RECLAM_63 = "non"

La question n'est pertinente que si RECLAM_FREQ = "une fois par an" et RECLAM_FREQ = "plus d'une fois par an"

45. Si oui, quelles réponses ont-été apportées ?

46. Dans la Haute-Vienne, un comité départemental de concertation a été constitué, une de ses missions est d'assurer une médiation en cas de litiges entre un producteur de boues et un utilisateur ou un tiers. En cas de litiges, sollicitez-vous l'intervention

- 1. oui
- 2. non
- 3. ne connaît pas ce comité

Aller à '48. COMM' si RECLAM_87 = "non"

La question n'est pertinente que si DEPT_COLL = "Haute-Vienne"

47. Si oui, quelles réponses ont-été apportées ?

48. La commune communique-t-elle avec la population et les agriculteurs sur l'intérêt de la pratique du recyclage agricole des boues d'épuration ?

- 1. oui
- 2. non

49. Si oui, sous quelle forme ?

La question n'est pertinente que si COMM = "oui"

50. Si oui avec quelle fréquence ?

La question n'est pertinente que si COMM = "oui"

51. L'étude préalable initiale a-t-elle été révisée pour cause de renouvellement d'agriculteurs ?

1. oui 2. non

Terminer le questionnaire si REV_EP = "non"

ANNEXE N°2 : L'organisation réglementaire des épandages de boues de STEP

La *phase de conception* consiste en fait à réaliser l'**étude préalable** imposée par la nouvelle réglementation (décret n°97-1133 et arrêté du 8/01/98). Le producteur de boues doit soumettre à l'accord de l'administration préfectorale (préfet, MISE) un schéma d'organisation des épandages appelé « étude préalable ».

- Pour les stations de grande taille, en général supérieure à 50 000 équivalent-habitants ou EH (quantité de boues supérieures à 800 tonnes de MS par an), une autorisation est nécessaire : elle requiert alors le déroulement d'une enquête publique dans toutes les communes concernées par les épandages. Cette enquête permet une large information des mairies et des riverains. De plus, les services de l'Etat chargés d'instruire le dossier doivent obligatoirement solliciter l'avis du comité départemental d'hygiène (CDH).

- Pour les stations dont la taille est comprise entre 200 et 50.000 EH (quantité de boues supérieures à 3 tonnes de MS par an), une déclaration suffit, l'administration vérifiant si le dossier est complet et conforme avant de délivrer un récépissé. Une copie du récépissé est adressée aux maires des communes concernées. L'avis du CDH n'est pas obligatoire, sauf règle départementale particulière.

La *phase d'exploitation* consiste pour le producteur de boue de se doter d'un programme prévisionnel annuel d'épandage ou « plan d'épandage ». On appelle également plan d'épandage le programme décennal auquel doivent se conformer les petites stations. Les trois phases sont décrites pour les stations dont la taille est supérieure à 2.000 EH.

1. programme prévisionnel : Chaque année, le producteur de boues est tenu de rédiger un document de planification des opérations d'épandage appelé « **programme prévisionnel** » ou encore « **plan d'épandage** ». Il doit le transmettre à l'administration au plus tard un mois avant le début des travaux. Ce document décrit, pour l'année à venir, les parcelles réceptrices, les quantités de boues prévues par parcelle, les modalités de surveillance des boues et des sols, ainsi que les divers intervenants responsables du stockage, du transport et des épandages.

2. Les opérations d'épandage proprement dites avec vérification sur le terrain du déroulement des opérations, la délivrance à l'agriculteur de toutes les informations sur les quantités épandues et la tenue du registre des épandages ;

Le registre des épandages : Le producteur de boues doit consigner pour chaque campagne les apports effectués, parcelle par parcelle, sur le registre des épandages : analyse des boues et

des sols, dates d'épandage, quantités apportées. Il est également recommandé d'enregistrer, pour chaque parcelle, les fumures complémentaires, minérales ou organiques.

3. Le bilan annuel dressé par le producteur de boues en fin de période d'épandage pour information des agriculteurs, de l'administration et des tiers intéressés. En fin de campagne annuelle, un compte-rendu sur le déroulement des opérations doit être remis à l'administration. C'est le **bilan agronomique** qui comprend la synthèse des informations figurant dans le registre d'épandage, le bilan de fumure et le bilan qualitatif et quantitatif des boues épandues. Si nécessaire, des données sur la mise à jour des informations de l'étude préalable sont jointes à ce bilan. Ce bilan doit être adressé à l'administration, au plus tard, en même temps que le programme annuel d'épandage de l'année suivante. La synthèse du registre d'épandage est communiquée aux agriculteurs. Elle peut être communiquée aux tiers par le préfet sur leur demande.

Tableau n°33 : Obligations réglementaires en fonction de la taille des stations d'épuration

Etude préalable et registre annuel des épandages			
Aucune obligation	Procédure de déclaration administrative des épandages (loi sur l'eau)		Procédure d'autorisation administrative des épandages (loi sur l'eau)
Aucune obligation		Programme prévisionnel et bilan agronomique	
< 200	[200 ; 2.000[[2.000 ; 50.000[> 50.000 équivalents habitants

Source : tableau adapté de Cauchi (2002) en reprenant les valeurs de l'arrêté du 8 janvier 1998 fixant les prescriptions techniques applicables aux épandages de boues sur les sols agricoles

ANNEXE N°3 : Analyse comparative France – USA

Aux Etats-Unis, les contrats d'épandage sont considérés comme un élément des plans de gestion des effluents dans les exploitations d'élevage et un moyen de sécuriser le transfert des droits d'épandage (Boessen et Massey, 2004). Ces plans sont développés avec l'assistance des bureaux publics (*local soil land water conservation district office*) ou de consultants privés. Comme en France, la vigilance des populations est croissante quant aux nuisances potentielles comme la contamination des eaux de surface. En conséquence, lorsque des accords privés touchent à des considérations environnementales, les contractants doivent, aux Etats-Unis comme en France, tenir compte des demandes des agences publiques de contrôle (*Minnesota Pollution Control Agency*) et des réglementations des états dans ce domaine (Koehler, Radke et al., 2004). Par contre, davantage de clauses peuvent être librement négociées aux Etats-Unis comme la répartition des coûts de l'épandage. Les procédures d'arbitrage et de médiation sont également davantage développées qu'en France. Enfin, l'accord des propriétaires fonciers est nécessaire alors qu'en France, les droits d'épandage sont attribués exclusivement aux exploitants agricoles pour des raisons de coûts élevés de transaction en raison de la dispersion de la propriété foncière et du poids du fermage comme mode de faire-valoir.

Tableau n° 34 : Comparaison du contenu des contrats d'épandage des effluents en France et aux Etats-Unis

Pays comparés	Etats-Unis	France
Durée des contrats	Entre 5 et 10 ans	De 1 à 12 ans
Accord du propriétaire foncier	Obligatoire	Non obligatoire et rarement demandé
Clause de résiliation	OUI (30 jours)	OUI (entre 3 et 12 mois)
Clause de vente des terrains sur lesquels les effluents sont épandues	Optionnelle mais presque toujours présente dans les faits	Optionnelle
Volume, lieux et périodes d'épandage	Librement négocié dans le respect des réglementations des Etats	Définis par la réglementation nationale
Mesures de la composition des effluents	OUI et à la charge du producteur	OUI et à la charge du producteur
Répartition des coûts des opérations d'épandage	Non réglementée : des contreparties monétaires sont librement négociables.	Réglémentée : aucune contrepartie monétaire n'a été observée
Pénalités pour non livraison des effluents à l'agriculteur	Non réglementées et donc librement négociables.	Non réglementées ; non observées.
Partage des responsabilités pour dommages	Partiellement réglementée ; des dédommagements peuvent être contractualisés.	Strictement réglementée.
Système assurantiel	Individuel ; libre de choisir	Réglémenté. Assurance et contribution obligatoire prévue de la part des communes à un fonds de garanties collectif
Clause de résolution des litiges	Non réglementée : procédures de résolution des conflits qui incluent l'arbitrage et la médiation (recours au juge)	Non réglementée mais dispositifs de médiation à l'échelle (locale) des départements ; le recours au tribunal en cas de conflits est exceptionnel.

Source : (ADEME, 2001; Koehler, Radke et al., 2004)

ANNEXE N°4 : Les sources consultées

La littérature grise (documents non publiés)

- APCA, Commission Environnement. *L'organisme indépendant*, 11 septembre 2001, Paris, 4p.
- APCA, Commission Environnement. *Epandage des boues. Etat des positions des Chambres d'Agriculture*. 11 septembre 2001, Paris. 5p.
- APCA, ADEME. *Les journées nationales ADEME-APCA*, Bulletin de liaison du réseau des Missions déchets des Chambres d'agriculture, 2004/3, bulletin de novembre, Paris. 22p.
- Sandre, *L'eau partage ses données*. Plaquette de présentation du Secrétariat d'Administration Nationale des Données Relatives à l'Eau (SANDRE), 1998, Limoges. 6p.
- Soullignac, V., *Epandage de boues urbaines, de déchets industriels et d'effluents d'élevages: comparatif réglementaire*. 2000, Rapport d'étude du Cemagref: Clermont-Ferrand. p. 19p.
- Soullignac, V., F. Gibold, Note sur SIGEMO. Mise à jour novembre 2004. Cemagref Clermont-Ferrand. 3p. (+annexe financière)

Les textes communautaires, les textes législatifs nationaux et les textes réglementaires

- Directive du Conseil n° 86-278 du 12 juin 1986 relative à la protection de l'environnement, et notamment des sols, lors de l'utilisation des boues d'épuration en agriculture (JOCE n° L 181 du 4 juillet 1986)
- Directive 2000/60/CE Du parlement européen et conseil du 23 octobre 2000, établissant un cadre pour une politique communautaire dans le domaine de l'eau (publiée au Journal Officiel des Communautés Européennes le 22 décembre 2000)
- Loi no 92-3 du 3 janvier 1992 sur l'eau (J.O n° 3 du 4 janvier 1992)

- Avant-projet de loi sur l'eau et les milieux aquatiques, en particulier l'article 26 relatif à la création d'un fonds de garantie des boues d'épuration, MEDD, Direction de l'eau (version du 9 septembre 2004).
- [Décret no 97-1133 du 8 décembre 1997](#) relatif à l'épandage des boues issues du traitement des eaux usées (publié au JO du 10 décembre 1997).
- [Arrêté du 8 janvier 1998](#) fixant les prescriptions techniques applicables aux épandages de boues sur les sols agricoles pris en application du décret no 97-1133 (publié au JO 31 janvier, p. 1563, modifié par l'[arrêté du 3 juin 1998](#), JO 30 juin, p. 9961).
- Circulaire ministérielle du 22 janvier 1993 relative à la généralisation de la coordination des interventions des directions départementales de l'équipement et des directions départementales de l'agriculture et de la forêt en application du décret du 1^{er} juillet 1992 portant charte de la déconcentration (Ministère du logement, des transports et de la mer, J.O n°38 du 14 février 1993).
- Circulaire du 2 juillet 1996 relative à la mise en œuvre de la politique de l'eau (Ministère en charge de l'environnement, Direction de l'eau).
- Circulaire (ministère de la santé) n° 97/655 du 30 septembre 1997 portant publication de recommandations sanitaires de la section des eaux du Conseil supérieur d'hygiène publique de France vis-à-vis des risques liés à l'épandage des boues résiduelles des stations d'épuration urbaines ou mixtes
- Circulaire DE/GE n° 357 du 16 mars 1999 (non publiée au JO) relative à la réglementation relative à l'épandage des boues de stations d'épuration urbaines (Ministère de l'environnement, Direction de l'eau)
- Projet de circulaire (septembre 2004) relative à la réglementation relative à l'épandage des boues de stations d'épuration (MEDD, Direction de l'eau)
- Circulaire du DE/SDPGE/BLP n°9 du 18 avril 2005 relative aux recommandations relatives aux contrôles du respect de la réglementation (Décret du 8 décembre 1997 et Arrêté du 8 janvier 1998) pour les services de police de l'eau et à l'information du public.
- Déclaration de Mme Dominique Voynet, ministre de l'aménagement du territoire et de l'environnement, sur les grands axes de la réforme de la politique de l'eau, Paris le 27 octobre 1999 (Source <http://www.environnement.gouv.fr>, le 28 octobre 1999)

Les dispositions réglementaires prises localement

- Arrêté préfectoral N° 2002-139 portant composition d'un comité local de concertation pour la valorisation agricole des boues issues du traitement des eaux usées et de tous les déchets biologiques d'origine non agricole (2 avril 2002)
- Arrêté modificateur préfectoral N° 2005-294 portant composition d'un comité local de concertation pour la valorisation agricole des boues issues du traitement des eaux usées et de tous les déchets biologiques d'origine non agricole (15 février 2005)
- Arrêté préfectoral N° 2002-447 portant constitution d'une mission interservices de l'eau (MISE) dans le département de la Haute-Vienne (21 octobre 2002)
- Arrêté préfectoral N° 2005- relatif à la création d'un service unique en charge de l'exercice de la police de l'eau au sein de la Direction Départementale de l'Agriculture et de la Forêt.

Les avis des organismes consultés sur la création d'un organisme indépendant en Haute-Vienne

- Avis de la chambre d'agriculture de la Haute-Vienne du 4 juillet 2001 relatif à la création d'une mission d'expertise.
- Avis de la DDAF du 9 août 2001 relatif à la création d'une mission d'expertise.

Propositions des organismes consultés les 16 et 19 novembre 2001 relatives à la création d'une mission d'expertise.

Les conventions de financement de l'organisme indépendant

- Convention entre le préfet de département et le président de la chambre d'agriculture pour la mise en place et le fonctionnement d'une mission d'expertise et de suivi des épandages de déchets (3 juin 2002).
- Convention de financement de la mission entre la Chambre d'agriculture de la Haute-Vienne et l'agence de l'eau.
- Convention de financement de la mission entre la Chambre d'agriculture et la délégation régionale du Limousin de l'ADEME.

Les archives de l'organisme indépendant

- Comptes rendus des réunions du CDC du 16 mai 2003, du 17 décembre 2003, du 27 octobre 2004 et du 4 mars 2005.
- Fiches utilisées par la mission lui permettant, à la demande de l'Agence de l'eau, de donner un avis ou faire une évaluation sur :
 - Les études préalables d'épandage (avis)
 - Le bilan agronomique des STEP > 120 kg dbo5 (évaluation)
 - Le dispositif de surveillance des STEP d'une capacité < à 120kg de dbo5 (évaluation)
 - Le programme prévisionnel d'épandage STEP capacité > à 120kg de dbo5 (évaluation)
 - Les visites de terrain.

Ces 5 fiches ont été mises au point à partir de documents fournis par l'agence de l'eau. Les dispositions contenues dans ces documents ont été discutées en comité technique puis validées par le comité d'orientation. Le principe a été de les adapter au cas de la Haute-Vienne (extension, suppression, ajout). Un fiche synthétique de deux pages, qui rassemble quelques points principaux des 5 fiches pré-citées permet de faire un bilan des toutes les petites STEP (<200 EH ?).

Les sources statistiques

- Insee (1999). Recensement général de la population française. <http://www.insee.fr>
- Agreste Haute-Vienne (2001). Les premiers résultats du recensement agricole 2000. Mai 2001 <http://www.agreste.agriculture.gouv.fr>

Les personnes consultées

Entretiens réalisés auprès de responsables nationaux

- Emmanuel Adler, ingénieur agronome, fondateur du club « atouts boues »

Annexes

- Anne-Sophie Allonnier, MEDD, chargée de mission domaines eau 'et assainissement
- Marie D'Arcimoles, sociologue au CNRS (centre de sociologie des organisations)
- Jacques Béraud, animateur du réseau des missions déchets au sein de l'APCA
- Jean-Jacques Bernard, responsable du département environnement à la Chambre d'agriculture de la Charente et ancien animateur du réseau des missions déchets à l'APCA
- Yves Coppins, responsable au département de l'agriculture et de l'alimentation à l'ADEME
- Isabelle Feix, directrice de l'agriculture et des bioénergies à l'ADEME
- Alexis Rigolle, ingénieur agronome chez SEDE – Environnement Picardie
- Jacques Wiart, ancien responsable des missions de valorisation agricole des déchets à l'ADEME
- Vincent Soullignac, chercheur au Cemagref de Clermont-Ferrand ; responsable de l'élaboration d'un logiciel SIG de suivi de l'épandage en agriculture des boues d'épuration

Entretiens réalisés dans le département de la Haute-Vienne

- Marc Chapelle, responsable du Satese du Conseil général de la Haute-Vienne
- Christian Courbe, animateur de l'organisme indépendant de la Haute-Vienne
- Mme Debayle, délégation régionale de l'ADEME à Limoges
- Patrick Gouiffès, instructeur du dossier des missions déchets à l'Agence de l'eau Loire-Bretagne, délégation Poitou-Limousin
- Lucien Julliard-Condât, DDAF, chef de la MISE de la Haute-Vienne
- Mr Legros, Limousin promotion, Chambre régionale d'agriculture
- Anne Lepeletier, technicienne à la DDAF de la Haute-Vienne
- Bernard Coiffin, DDE, coordonnateur des missions de la MISE relatives au domaine de compétence « assainissement » (épandage des boues inclus)

Entretiens réalisés dans le département du Puy-de-Dôme

Annexes

- M. Champier, responsable des services techniques à la Mairie de Cournon d'Auvergne
- Marie Céline Drosne, chef de la MISE du Puy de dôme
- Olivier Fayard, technicien à la DDAF du Puy de dôme
- Guy Fournieret, responsable du Satese du Conseil général du Puy de dôme
- Arnaud Mullié, ancien responsable de la mission de valorisation des déchets de la chambre d'agriculture du Puy de dôme
- Olivier Siméon, Agence de l'eau Loire-Bretagne

Table des matières

TABLE DES MATIERES

Résumé.....	1
Abstract.....	1
Remerciements.....	3
Sommaire	5
Introduction générale.....	9
Chapitre 1 : L'organisation du service d'épandage des boues d'épuration : une perspective historique du cas de la France.....	19
Introduction	19
1 Section 1 – Le système traditionnel d'épandage des boues d'épuration	20
1.1 Le contexte de l'assainissement des eaux usées et du traitement des boues	20
1.1.1 L'assainissement des eaux usées.....	20
1.1.2 Les systèmes épuratoires produisant des boues.....	22
1.1.2.1 Une diversité de systèmes épuratoires produisant des boues	22
1.1.2.2 Les boues, un fertilisant pour les terres agricoles.....	22
1.1.3 Une intervention limitée de l'Etat et des arrangements surtout locaux	23
1.1.3.1 L'épandage des boues : une pratique fondée sur des arrangements locaux.....	23
1.1.3.2 L'absence de prise en compte des boues dans les plans départementaux d'élimination des déchets ménagers et assimilés (PDEDMA)	24
1.2 Le traitement des boues par épandage confronté à plusieurs problèmes	24
1.2.1 Forte concurrence entre collectivités locales pour l'accès aux terres	25
1.2.2 Les adaptations des collectivités territoriales aux difficultés de l'épandage des boues.....	26
1.2.2.1 Adaptations malveillantes et manque d'incitation à investir.....	26
1.2.2.2 L'émergence de solutions alternatives à l'épandage des boues	27
1.2.3 Premières tentatives d'une action collective à l'échelle départementale.....	28
2 Section 2 - La prise en charge du problème par les pouvoirs publics communautaires et nationaux	29
2.1 La mise à l'agenda de la question du traitement des boues	29
2.1.1 La constitution d'un corpus de connaissances à l'échelle communautaire.....	30
2.1.2 L'évaluation des dommages environnementaux et sanitaires	31
2.2 Les fondements communautaires de la politique d'élimination des boues et leur adaptation par les Etats membres	33
2.2.1 Les fondements communautaires de la politique d'élimination des boues.....	33
2.2.2 L'adaptation des règles communautaires par les Etats membres	34
2.3 Un changement « radical » de l'intervention des pouvoirs publics français	35

Table des matières

2.3.1	Les limites de l'ancienne réglementation nationale	35
2.3.2	Un encadrement plus poussé des comportements des acteurs locaux de l'assainissement	37
2.3.2.1	<i>Les grandes lignes de la nouvelle réglementation française de 1997-1998</i>	37
2.3.2.2	<i>Des actions afin d'inciter les collectivités à renoncer aux autres solutions de traitement des boues</i>	39
2.3.2.2.1	Durcissement des conditions d'enfouissement des boues	39
2.3.2.2.2	Rationalisation des capacités d'incinération	40
3	<i>Section 3 - Le système actuel d'organisation des épandages</i>	41
3.1	Les acteurs du traitement des eaux et des boues	41
3.1.1	Les collectivités locales : communes et syndicats d'assainissement	41
3.1.2	Les entreprises privées qui exploitent les STEP : les délégataires	43
3.1.3	Les entreprises de transport et d'épandage des boues	45
3.1.4	Les agriculteurs, prestataires du service d'épandage.....	45
3.2	Une coordination multilatérale	46
3.2.1	Les rôles confiés aux autorités administratives et politiques locales.....	47
3.2.1.1	<i>Les rôles joués par les Conseils Généraux</i>	47
3.2.1.2	<i>Les rôles confiés aux Agences de l'Eau</i>	48
3.2.1.3	<i>Les missions confiées aux MISE</i>	49
3.2.2	Les arrangements contractuels entre acteurs locaux.....	49
3.2.2.1	<i>Les contrats pour l'assainissement des eaux usées entre collectivités locales et délégataires</i>	49
3.2.2.2	<i>Les contrats pour le transport des boues entre les producteurs de boues et les transporteurs</i>	50
3.2.2.3	<i>Les contrats d'épandage entre les producteurs de boues et les agriculteurs</i>	50
3.2.3	La question des coûts du service de traitement des boues	51
	<i>Conclusion</i>	52
	<i>Chapitre 2 : Fondements théoriques et cadre d'analyse de la fourniture de services environnementaux</i>	55
	<i>Introduction</i>	55
1	<i>Section 1 - Définition et caractéristiques des services environnementaux</i>	56
1.1	La notion de service environnemental	56
1.2	Les caractéristiques économiques des services environnementaux	58
1.2.1	Un problème d'externalité.....	59
1.2.2	Un problème de bien collectif	60
1.2.3	Un problème de monopole naturel	63
2	<i>Section 2 - Les fondements théoriques de la coordination de la fourniture des services environnementaux</i>	64
2.1	L'approche de la coordination par la réglementation	66
2.1.1	L'approche de l'économie publique traditionnelle.....	66
2.1.1.1	<i>Remise en cause de l'hypothèse de bienveillance des pouvoirs publics</i>	67
2.1.1.2	<i>Remise en cause de l'hypothèse d'information parfaite des pouvoirs publics</i>	68
2.1.2	La nouvelle économie publique de la réglementation	68

2.1.2.1	<i>Principes guidant l'intervention publique en situation de non bienveillance du régulateur</i>	69
2.1.2.1.1	La question des incitations au sein de l'appareil d'Etat	69
2.1.2.1.2	L'indépendance du régulateur dans les industries de réseau	70
2.1.2.2	<i>Principes guidant l'intervention publique en situation d'information imparfaite et asymétrique entre régulateur et réglementé : le cas des instruments de politique environnementale</i>	72
2.1.2.2.1	Variété des instruments de politique environnementale et critères de choix.....	73
2.1.2.2.1	Le choix des instruments en situation d'information parfaite : l'approche pigouvienne	74
2.1.2.2.2	Le choix des instruments en situation d'information imparfaite et asymétrique.....	75
	Le manque d'information sur les dommages	76
	Les asymétries d'information sur les coûts	76
	Les avantages respectifs de la taxe et de la norme	77
	Les permis d'émission négociables.....	78
	Le cas de la pollution diffuse : d'autres mécanismes de coordination en appui aux contrats incitatifs.....	79
2.1.3	Conclusion : intérêts et limites de la nouvelle économie publique.....	82
2.2	L'approche de la coordination par le marché	83
2.2.1	Les contrats de concession pour assurer la fourniture des services publics	84
2.2.2	La contractualisation entre agents privés pour produire des services environnementaux	85
2.3	L'efficacité comparée des différents modes de coordination : le rôle des coûts de transaction.....	88
2.3.1	La démarche comparative de la théorie des coûts de transaction	89
2.3.1.1	<i>La transaction, unité de base de l'analyse.....</i>	<i>90</i>
2.3.1.2	<i>Définition des coûts de transaction</i>	<i>90</i>
2.3.1.3	<i>Les sources de coûts de transaction: nature des risques contractuels encourus et caractéristiques des transactions.....</i>	<i>91</i>
2.3.1.3.1	Les hypothèses comportementales.....	92
	Rationalité limitée et incomplétude contractuelle	92
	Opportunisme et exploitation stratégique des asymétries informationnelles	92
2.3.1.3.2	Les caractéristiques des transactions : spécificité des actifs, incertitude, fréquence	93
	La spécificité des actifs, le problème du « hold-up » et les incitations à investir.....	93
	Incertitude comportementale et problèmes de crédibilité des engagements.....	94
	Incertitude environnementale et problèmes de « coordination évolutive »	95
	La fréquence de réalisation des transactions	96
2.3.1.4	<i>Les différents types d'arrangements contractuels et le principe d'arbitrage</i>	<i>96</i>
2.3.1.4.1	Le contrat classique ou contrat de marché 'spot'	98
2.3.1.4.2	Le contrat de subordination ou hiérarchie.....	98
2.3.1.4.3	Le contrat néoclassique ou forme de gouvernance hybride	98
2.3.1.4.4	L'alignement des structures de gouvernance sur les caractéristiques des transactions ...	99
2.3.1.5	<i>L'adaptation de l'analyse transactionnelle au cas des industries de service public</i>	<i>102</i>
2.3.2	L'impact de l'environnement institutionnel sur les arrangements.....	104
2.3.2.1	<i>Certains apports récents de la littérature en économie néo-institutionnelle</i>	<i>105</i>
2.3.2.2	<i>La notion de micro-institution</i>	<i>107</i>
	Conclusion.....	109
3	Section 3 - Un cadre d'analyse adapté à la production des services environnementaux	110

3.1	Caractéristiques des biens de nature en jeu et pertinence de la transaction bilatérale comme unité d'analyse.....	110
3.1.1	Les droits de propriété sur les biens de nature en jeu.....	111
3.1.2	Le nombre d'agents ou groupes d'agents concernés.....	112
3.2	Les caractéristiques des transactions de services environnementaux.....	114
3.2.1	La spécificité des actifs physiques et humains.....	115
3.2.2	La fréquence.....	116
3.2.3	Les incertitudes.....	116
3.2.3.1	<i>L'incertitude sur l'évaluation de la demande des biens de nature.....</i>	<i>117</i>
3.2.3.2	<i>La complexité du service.....</i>	<i>118</i>
3.2.3.3	<i>La mesurabilité de la qualité du service rendu.....</i>	<i>119</i>
3.2.4	Conclusion.....	120
3.3	Les structures de gouvernance des transactions de services environnementaux	121
3.3.1	La fusion des activités au sein de la firme.....	121
3.3.2	La négociation décentralisée entre les parties concernées : les arrangements contractuels encadrés par des mécanismes concurrentiels.....	122
3.3.3	La réglementation gouvernementale : les arrangements contractuels encadrés par des mécanismes réglementaires.....	124
3.3.4	Le laisser-faire.....	126
3.4	Rôle de l'environnement institutionnel et notion de micro-institution.....	127
	<i>Conclusion du chapitre.....</i>	<i>130</i>
	<i>Chapitre 3 : Les déterminants des modes de coordination de la fourniture du service d'assainissement et d'épandage des boues.....</i>	<i>135</i>
	<i>Introduction.....</i>	<i>135</i>
1	Section 1 – Le service d'assainissement et d'épandage des boues : un service collectif à visée environnementale.....	135
1.1	Un enchaînement de transactions interdépendantes.....	136
1.2	L'importance du contrat administré dans la coordination de la fourniture du service.....	137
2	Section 2 - Caractéristiques des transactions, rôle de l'environnement institutionnel et hypothèses sur les arrangements contractuels.....	138
2.1	Spécificité des actifs et implications contractuelles.....	139
2.1.1	Les actifs physiques : spécificité de site et spécificité temporelle.....	139
2.1.1.1	<i>Réseaux de collecte, équipements d'épuration des eaux usées et de stockage des boues..</i>	<i>139</i>
2.1.1.2	<i>Equipements de traitement et d'épandage des boues sur des terres agricoles.....</i>	<i>140</i>
2.1.2	Des actifs humains spécifiques.....	142
2.1.3	Les implications contractuelles.....	142
2.2	Fréquence des transactions et implications contractuelles.....	143
2.3	Incertitudes et implications contractuelles.....	144
2.3.1	La complexité des transactions.....	144

2.3.2	Incertitude sur la qualité des boues d'épuration et problèmes de mesure	145
2.3.3	L'incertitude sur le comportement des acteurs exogènes aux transactions	148
2.3.4	Les implications contractuelles	149
2.4	Le rôle de l'environnement (micro)-institutionnel.....	150
3	Section 3 - Les orientations méthodologiques.....	151
3.1	Les faiblesses de l'appareil statistique national et la pertinence de l'échelle départementale pour la collecte des données.....	151
3.1.1	Faiblesses des sources statistiques et administratives	151
3.1.2	Nécessité de produire des données originales et de croiser des sources de données orales et écrites 153	
3.1.2.1	<i>Les sources écrites.....</i>	<i>153</i>
3.1.2.2	<i>Les sources orales.....</i>	<i>154</i>
3.2	Le protocole empirique de la thèse	154
3.2.1	Les analyses localisées à l'échelle communale	155
3.2.1.1	<i>Des sites représentatifs de la diversité des modes d'organisation des services</i>	<i>155</i>
3.2.1.2	<i>La collecte des données sur chacun des sites</i>	<i>156</i>
3.2.2	L'analyse sur données communales à l'échelle des départements du Puy-de-Dôme et de la Haute-Vienne 157	
3.2.2.1	<i>Les indicateurs mesurés.....</i>	<i>158</i>
3.2.2.2	<i>Le dispositif d'enquête.....</i>	<i>159</i>
3.2.3	L'analyse du rôle et de l'efficacité des micro-institutions.....	159
3.2.3.1	<i>Le choix des départements étudiés : Puy-de-Dôme et Haute-Vienne</i>	<i>160</i>
3.2.3.2	<i>L'analyse des textes réglementaires, complétée par des entretiens auprès d'acteurs « majeurs » nationaux et départementaux.....</i>	<i>161</i>
3.2.3.3	<i>Essai de quantification des effets des micro-institutions sur les coûts de transaction.....</i>	<i>161</i>
3.3	Conclusion : une démarche exploratoire	162
	Conclusion du chapitre	163
	Chapitre 4 : Dispositif réglementaire et arrangements contractuels destinés à encadrer la fourniture du service : un cas de gouvernance mixte	167
	Introduction	167
1	Section 1 – Le dispositif réglementaire de coordination des épandages	167
1.1	Le dispositif de coordination multilatérale	168
1.1.1	L'obligation d'élaborer un plan pluriannuel d'épandage	168
1.1.1.1	<i>L'élaboration du plan d'épandage par les producteurs de boues</i>	<i>168</i>
1.1.1.2	<i>La procédure d'instruction de l'étude préalable par les services de l'Etat.....</i>	<i>170</i>
1.1.2	L'obligation d'une programmation annuelle.....	170
1.1.3	Les dispositions prévues pour adapter le plan d'épandage dans le temps	172
1.1.4	Les coûts de coordination des acteurs locaux et leur répartition	173
1.2	Les dispositions prises pour réduire les incertitudes relatives à la qualité des boues et des épandages.....	175
1.2.1	Les dispositions prises pour améliorer la qualité des boues	176
1.2.1.1	<i>Les dispositions ex-ante.....</i>	<i>176</i>
1.2.1.2	<i>Les dispositions ex-post.....</i>	<i>177</i>

1.2.2	Les dispositions prises pour signaler la qualité des boues.....	179
1.2.2.1	<i>L'obligation de surveillance de la qualité des boues et des épandages.....</i>	<i>179</i>
1.2.2.2	<i>La production d'une information obligatoire liée au principe d'auto-surveillance</i>	<i>180</i>
1.2.2.3	<i>La diffusion de l'information produite par les producteurs de boues.....</i>	<i>181</i>
1.2.2.4	<i>Le niveau des réclamations révélateur de problèmes qui demeurent</i>	<i>182</i>
2	<i>Section 2 - Les caractéristiques des arrangements contractuels</i>	<i>183</i>
2.1	Les arrangements pour la gestion des STEP	184
2.1.1	Les contrats de délégation : des arrangements administrés	184
2.1.2	Le choix du mode de gestion.....	186
2.1.2.1	<i>Les déterminants du choix entre régie et délégation</i>	<i>186</i>
2.1.2.2	<i>Une analyse descriptive sur données communales du département du Puy-de-Dôme</i>	<i>187</i>
2.1.3	Conclusion	190
2.2	Les arrangements pour le transport des boues	192
2.2.1	Le choix du mode d'organisation du service.....	192
2.2.2	Conclusion	193
2.3	Les arrangements contractuels entre producteurs de boues et agriculteurs..	194
2.3.1	L'échantillon de STEP enquêtées.....	194
2.3.2	Les contrats d'épandage : des contrats administrés.....	195
2.3.2.1	<i>Les obligations réglementaires des parties.....</i>	<i>196</i>
2.3.2.2	<i>L'instauration de négociations décentralisées</i>	<i>196</i>
2.3.2.3	<i>Les clauses sur lesquelles porte la négociation.....</i>	<i>197</i>
2.3.2.4	<i>Les participants à la négociation des contrats d'épandage.....</i>	<i>198</i>
2.3.3	La rémunération du service assuré par les agriculteurs	199
2.3.3.1	<i>Le principe de « gratuité ».....</i>	<i>199</i>
2.3.3.2	<i>Un bénéfice économique variable pour les agriculteurs qui dépend de la qualité des boues et des caractéristiques agricoles.....</i>	<i>200</i>
2.3.3.3	<i>Les observations empiriques.....</i>	<i>202</i>
2.3.4	Le choix de la durée des contrats d'épandage	203
2.3.4.1	<i>La durée des contrats selon la TCT.....</i>	<i>203</i>
2.3.4.2	<i>La formulation de propositions testables.....</i>	<i>204</i>
2.3.4.3	<i>L'analyse descriptive : des arrangements instables et de courte durée.....</i>	<i>205</i>
2.3.5	Conclusion	206
	<i>Conclusion : la fourniture du service environnemental entre efficacité environnementale et efficacité économique.....</i>	<i>207</i>
	<i>Chapitre 5 : Le rôle et l'efficacité des dispositifs micro-institutionnels : une analyse comparative dans deux départements français</i>	<i>211</i>
	<i>Introduction.....</i>	<i>211</i>
1	<i>Section 1- Le dispositif départemental prévu par le réglementeur.....</i>	<i>212</i>
1.1	Les missions confiées aux services administratifs départementaux	213
1.1.1	Les rôles confiés au préfet.....	213
1.1.2	La création des missions (départementales) inter-services de l'eau (MISE).....	214
1.1.3	Les missions confiées à la MISE par le préfet	216
1.1.4	La nécessité de mettre en place un dispositif de contrôle des informations saisies et transmises par les producteurs de boues.....	218

1.2	Les missions confiées aux OI et leur fonctionnement	219
1.2.1	Les missions des OI	220
1.2.1.1	<i>L'expertise technique.....</i>	220
1.2.1.2	<i>La centralisation des informations collectées par les producteurs de boues et leur synthèse</i> <i>220</i>	
1.2.1.3	<i>La production et la diffusion de connaissances nouvelles.....</i>	221
1.2.2	Les instances de pilotage du dispositif et leur composition	221
1.2.2.1	<i>Le comité départemental de pilotage.....</i>	221
1.2.2.2	<i>Le comité de concertation départemental boues (CCD).....</i>	222
1.2.2.3	<i>Intérêts et limites de ces deux instances</i>	222
1.2.3	Les moyens de fonctionnement de l'OI.....	224
1.3	Conclusion de la section.....	225
1.3.1	L'objectif d'efficacité administrative privilégié.....	225
1.3.2	Une imprécision des textes susceptible de conduire à une mise en oeuvre variable de certains aspects du dispositif.....	226
2	<i>Section 2 - Etude comparative des dispositifs mis en œuvre dans deux départements français : Puy-de-Dôme et Haute-Vienne</i>	227
2.1	Les caractéristiques urbaines et agricoles des départements étudiés.....	228
2.1.1	Les caractéristiques urbaines.....	229
2.1.2	Les caractéristiques agricoles.....	230
2.2	Le dispositif de la Haute-Vienne.....	231
2.2.1	Le rôle des services déconcentrés	233
2.2.2	La MESE et les instances associées	234
2.2.2.1	<i>Une forte implication de la chambre d'agriculture dans la création de l'OI.....</i>	234
2.2.2.2	<i>Les instances de pilotage de la MESE : rôle et composition</i>	235
2.2.2.2.1	<i>Le comité départemental de concertation (CDC).....</i>	235
2.2.2.2.2	<i>Le comité technique</i>	237
2.2.3	Les moyens de fonctionnement de la MESE.....	237
2.2.4	Les missions et réalisations de la MESE.....	239
2.2.4.1	<i>Les missions confiées à la MESE par le préfet de la Haute-Vienne</i>	239
2.2.4.2	<i>Un rapide bilan des réalisations de la MESE depuis sa création.....</i>	240
2.3	Le dispositif du Puy-de-Dôme	241
2.3.1	Le rôle des services déconcentrés	242
2.3.2	L'élaboration d'un dispositif de charte.....	244
2.3.2.1	<i>Le projet de charte de qualité.....</i>	244
2.3.2.2	<i>Les engagements des acteurs signataires de la charte</i>	244
2.3.2.3	<i>Les autres acteurs concernés.....</i>	246
2.3.3	Synthèse : intérêts et limites de la charte.....	247
2.4	Conclusions de l'analyse qualitative comparée des deux dispositifs et essai de quantification de leurs effets sur les coûts de transaction privés et publics	248
2.4.1	Le dispositif de charte : un dispositif complémentaire de l'OI ?.....	249
2.4.2	Les producteurs de boues du département de la Haute-Vienne supportent des coûts (privés) de transaction moindres.....	251
2.4.2.1	<i>Des arrangements contractuels plus stables en Haute-Vienne.....</i>	252
2.4.2.2	<i>La gestion des réclamations : un surcoût d'organisation dans le Puy-de-Dôme</i>	253
2.4.3	Une plus grande efficacité des services administratifs en Haute-Vienne	254

Table des matières

<i>Conclusion</i>	256
<i>Conclusion générale</i>	259
<i>Références bibliographiques</i>	264
<i>Liste des tableaux</i>	278
<i>Liste des graphiques</i>	280
<i>Liste des encadrés</i>	281
<i>Liste des sigles et abréviations</i>	284
<i>Liste des annexes</i>	288
<i>Table des matières</i>	305