



HAL
open science

Efficacité et coûts de transaction des contrats agri-environnementaux

Geraldine Ducos

► **To cite this version:**

Geraldine Ducos. Efficacité et coûts de transaction des contrats agri-environnementaux. Sciences de l'Homme et Société. Université de Rennes 1, 2007. Français. NNT: . tel-02821740

HAL Id: tel-02821740

<https://hal.inrae.fr/tel-02821740>

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.

UNIVERSITE DE RENNES 1

ECOLE DOCTORALE DE SCIENCES ECONOMIQUES ET DE GESTION

EQUIPE D'ACCUEIL : INRA-ESR Rennes, UR 122

**DOCTORAT DE L'UNIVERSITE DE RENNES 1,
mention SCIENCES ECONOMIQUES**

Géraldine DUCOS

**EFFICACITE ET COUTS DE TRANSACTION DES
CONTRATS AGRI-ENVIRONNEMENTAUX**

Soutenue publiquement le 13 décembre 2007 à Agrocampus-Rennes

COMPOSITION DU JURY

Pierre DUPRAZ, Chargé de Recherche à INRA

Gilles GROLLEAU, Maître de Conférence à l'ENSAM

Stéphane SAUSSIÉ, Professeur à Université de Paris XI (rapporteur)

Alban THOMAS, Directeur de Recherche à l'INRA

Guido VAN HUYLENBROECK, Professeur à l'Université de Gand (rapporteur)

Dominique VERMERSCH, Professeur à l'Agrocampus - Rennes (directeur de thèse)

A mes parents

Remerciements

Je remercie Dominique Vermersch pour avoir accepté d'encadrer cette thèse.

Pierre Dupraz est ensuite la première personne que je voudrais remercier. Il a été présent de l'élaboration du projet de thèse jusqu'à la relecture de ce document. Je lui suis extrêmement reconnaissante de son entière disponibilité pour répondre à mes nombreuses interrogations. La confiance qu'il m'a accordé en me laissant une grande liberté d'initiative a été très formatrice. Il a su également m'inciter à présenter mes travaux dans des conférences. Je le remercie enfin pour sa patience et la qualité scientifique et humaine de son encadrement.

Mes remerciements vont ensuite à Stéphane Saussier et Guido Van Huylenbreck pour avoir accepté d'être les rapporteurs de cette thèse ainsi qu'à Gilles Grolleau et Alban Thomas pour avoir accepté de faire partie du jury.

Je remercie l'INRA et la Région Bretagne qui ont bien voulu financer conjointement cette recherche.

Je souhaite exprimer toute ma reconnaissance et ma sympathie à Douadia Bougherara. Membre de mon comité de pilotage, son aide fut précieuse et sa collaboration extrêmement enrichissante et stimulante. J'ai énormément apprécié son écoute et la justesse de ses encouragements.

Alain Carpentier et François Bonnieux firent également partie de mon comité de pilotage et je tiens à les remercier pour leur aide et leur encadrement scientifique.

Je remercie Carl Gagné pour la relecture de ce document de même que pour son soutien.

Je remercie Michel Pech et les autres participants du projet ITAES : Stéphanie Arnaud et Yann Desjeux, de même que les stagiaires : Alice Ganné, Clotilde Grandval et Nicolas Quinio.

Les conditions matérielles et scientifiques dans lesquelles j'ai été accueillie par l'unité ESR, m'ont permis de bénéficier de l'animation scientifique et de discussions stimulantes. Je remercie Frédéric Chantreuil et Chantal Le Mouël de m'avoir accueillie dans leur unité. Je remercie également très sincèrement les chercheurs de l'unité pour leurs remarques et conseils précieux qui, outre les personnes que j'ai déjà citées, sont Angela Cheptea, Alexandre Gohin, Hervé Guyomard, Laure Latruffe et Jean-Claude Poupa.

Lors de mes communications à l'extérieur de l'unité, je remercie Jean-Marc Callois, Eschien Chong, Clas Eriksson, Armelle Mazet, Robert Pahre et Alban Thomas pour leurs remarques constructives. Les commentaires du groupe de travail SPOC de l'ATOM et de l'ESNIE m'ont également permis d'avancer dans ma réflexion.

Je remercie Sylvain Lebain de l'ADASEA de Saint-Lô pour son éclairage.

Toutes mes amitiés et remerciements à mes « co-thésards » Frédéric Courleux, Fabienne Féménia et Elodie Letort. Elodie, « co-bureau » également, a contribué sans s'en rendre compte (peut-être) à ma motivation et à mon équilibre durant cette thèse. J'ai également partagé mon bureau avec Karine Latouche que je remercie pour l'accueil qu'elle m'a réservé.

Je suis redevable à Françoise Auffray, Annie Le Boulaire et Cécilia Elléouet pour leur assistance au secrétariat, de même qu'à Jean-Christophe Carl, Monique Le Moing et Thierry Trochet à l'informatique, à Christine Valade et aux documentalistes de l'unité.

Mes pensées vont enfin vers mes parents, mon frère Pierre et mes sœurs Emmanuelle et Delphine, toujours tout près de moi. Je remercie également mes proches et Romain pour son incroyable soutien et son aide.

L'université de RENNES 1 n'entend donner aucune approbation ni improbation aux opinions émises dans cette thèse. Ces opinions doivent être considérées comme propres à l'auteur.

SOMMAIRE

Introduction générale	p 7
Chapitre I. Internalisation de la demande de services environnementaux en milieu rural.....	p 23
<u>Article 1</u> : Joint production versus joint preferences : the multifunctional agriculture example	p 24
Chapitre II. Rôle et origine des coûts de transaction des contrats agri-environnementaux.....	p 44
<u>Article 2</u> : Agri-environmental contract adoption under fixed and variable compliance costs	p 45
<u>Article 3</u> : The asset specificity issue in the private provision of environmental services: evidence from agri-environmental contracts	p 79
Chapitre III. Vers une contractualisation sur obligation de résultats environnementaux	p 104
<u>Article 4</u> : Using choice experiment for contract design: an application to preferences over conservation contract flexibility and duration.....	p 105
<u>Article 5</u> : Allocation des droits de décision et coûts de renégociation dans les contrats agri-environnementaux.....	p 135
Conclusion générale	p 161
Bibliographie.....	p 169
Table des matières	p 178

INTRODUCTION GENERALE

La production d'aménités en milieu rural : caractéristiques et enjeux

Face à une demande croissante de services environnementaux en milieu rural (amélioration du paysage, de la biodiversité, de la gestion qualitative et quantitative de l'eau), les acteurs de la sphère privée et les pouvoirs publics ont en général mobilisé deux types de technologies. Ces services peuvent en effet provenir de la protection des zones à intérêt environnemental par la délimitation de parcs naturels ou par le développement d'une agriculture multifonctionnelle favorisant les jointures de production entre biens privés (bien alimentaire) et biens publics (aménité rurale).

En France, l'action privée repose essentiellement sur l'écolabellisation. Ce système d'information permet aux consommateurs d'exprimer, par leurs achats, leurs préférences pour des produits respectueux de l'environnement et de promouvoir l'offre de ces produits par une opportunité de différenciation pour les vendeurs sur le marché final (Bougherara, 2003). Cette démarche conduit donc à un développement de l'agriculture multifonctionnelle. En Angleterre, l'action privée se manifeste également par la création d'associations de protection des espaces ruraux: les land trusts. Ces deux démarches se retrouvent dans les travaux traitant la question de la fourniture privée de biens publics. Dans le modèle de Cornes et Sandler (1996), les individus choisissent entre la consommation d'un bien privé pur ou la contribution à un bien public pur. Kotchen (2006) considère, en plus des deux biens précédents, la consommation de biens publics impurs qui génèrent des co-produits public et privé. Les consommateurs dérivent alors de l'utilité des caractéristiques des biens plutôt que des biens en eux-mêmes (approche de Lancaster, 1971) et leurs préférences sont indépendantes l'une de l'autre. Or, les consommateurs peuvent avoir des préférences jointes pour certains attributs. C'est le cas des individus qui ne s'alimenteront pas indifféremment à partir de produits issus de l'agriculture conventionnelle ou de l'agriculture biologique, cette dernière étant multifonctionnelle. Ce constat soulève la question de l'effet des jointures de préférences sur les technologies mobilisées.

L'ensemble des études sur l'efficacité de l'action privée montre cependant que la rémunération du bien public reste sous-optimale et nécessite l'intervention des pouvoirs publics. Dans les faits, celle-ci s'est tout d'abord manifestée par la mise en place de réseaux d'espaces protégés (13.5% du territoire français), et depuis le livre vert de la Commission sur l'avenir de la Politique Agricole Commune (PAC) en 1985, la volonté politique s'est déplacée

vers un développement de l'agriculture multifonctionnelle. L'article 19 du Règlement de Développement Rural 787/85 a lancé dans la foulée une nouvelle génération d'instruments : les contrats agri-environnementaux. Jusqu'alors « optionnels », ces contrats deviennent d'application obligatoire pour les Etats membres avec la réforme MacSharry de 1992 sous le règlement 2078/92. Enfin, le Règlement de Développement Rural 1257/1999 ou deuxième pilier de la PAC, confirme le rôle essentiel des agriculteurs dans la fourniture de biens et services environnementaux en rappelant et en promouvant le caractère multifonctionnel de l'activité agricole.

Les moyens mobilisés par cette politique de développement rural européenne sur la période de 2000-2006 atteignent les 52 milliards d'euros et l'enveloppe pour l'agro-environnement est d'environ 13 milliards d'euros. Le budget prévu pour la période 2007-2013 augmente sensiblement en passant à environ 70 milliards d'euros. Le budget alloué à la France sur la période 2000-2006 est de 5.5 milliards d'euros. En tenant compte du co-financement de l'Etat français, le budget total dédié à l'agro-environnement est de 10.1 milliards d'euros. Sur la période 2007-2013, ce budget devrait atteindre les 13.7 milliards d'euros (source : Ministère de l'Agriculture et de la Pêche). L'évaluation de l'application à mi-parcours du règlement 1257/1999 montre que la réduction des impacts négatifs de l'agriculture (pollution des eaux par les nitrates, phytosanitaires, surexploitation de la ressource en eau, érosion des sols) est faible. L'efficacité du programme sur la conservation de la biodiversité remarquable est a priori très faible (AsCA, 2004). En outre, l'efficacité sur la qualité du paysage est difficilement évaluable. Enfin, la gestion des aides a fréquemment donné lieu à des effets d'aubaine, sans réellement induire un changement de pratiques (Barbut et Baschet, 2005).

Au regard des résultats attendus, les moyens engagés laissent donc présager une faible efficacité des contrats agri-environnementaux. Cette inefficacité provient, d'une part, de la méconnaissance des coûts de l'agriculteur lorsqu'il s'engage dans ces contrats, et d'autre part, de l'asymétrie d'information entre l'Etat et l'agriculteur. Des progrès importants ont été réalisés dans ces deux domaines en analysant l'adoption dans le premier cas et en appliquant la théorie des contrats dans le second. L'exploration de l'adoption a pourtant laissé quelques zones d'ombres. Jusqu'à présent, la littérature ne s'est intéressée qu'aux déterminants des coûts relatifs à la technologie alors que des indices laissent penser que les coûts de transaction ont également un effet significatif sur l'adoption. La caractérisation de ces coûts de transaction dans le consentement à recevoir de l'agriculteur ainsi qu'une meilleure

connaissance de leurs déterminants permettraient de mieux préciser les conditions de paiement des agriculteurs.

Enfin, nous remettons en cause la « flexibilité » du contrat agri-environnemental. Selon Grossman et Hart (1986), l'allocation des droits de décision entre les parties d'un contrat influe sur le choix du niveau des investissements spécifiques. Nous supposons donc que l'allocation des droits de décision telle que rédigée dans les contrats agri-environnementaux actuellement mis en œuvre contribue à leur inefficacité. Elle a pourtant donné lieu à des hésitations. On a, en effet, observé une alternance entre des contrats offrant la possibilité de renégocier les moyens à mettre en œuvre *ex post* (contrats issus du règlement 2078/92), et ceux ne l'offrant pas (contrats issus du règlement 1257/99). Aussi, les mécanismes sous-jacents au choix de l'allocation des droits de décision entre l'Etat et l'agriculteur mériteraient une plus grande attention pour définir une forme contractuelle plus efficace.

Ce bref aperçu des actions privées comme publiques nous montre que des progrès restent à réaliser dans la définition d'un instrument efficace vis-à-vis des objectifs environnementaux attendus. Cette thèse vise à bien identifier et à clarifier certains enjeux clés pour définir un instrument efficace d'incitation à la production de services environnementaux en milieu rural.

Démarche méthodologique

La démarche est axée autour des trois questionnements évoqués dans le chapitre précédent et auxquels la littérature ne répond pas. Tout d'abord, dans la recherche d'une efficacité Paretienne, comment la structure des préférences des consommateurs influe-t-elle sur la mobilisation des technologies capables de fournir des services environnementaux en milieu rural ? Puis, notre intérêt se tourne vers l'expression de la demande par des politiques contractuelles entre l'Etat et l'agriculteur. Plus précisément, c'est l'efficacité en terme de rapport entre les moyens engagés et le résultat environnemental obtenu qui nous intéresse. Deux questions émergent de la littérature : comment les coûts de transaction influent-ils sur le comportement de l'agriculteur, et, quelles sont les voies d'amélioration d'une politique contractuelle plus efficace ? Nous nous démarquons des travaux effectués sur les relations contractuelles dans le domaine de l'agri-environnement en affirmant que l'asymétrie d'information entre, d'une part, l'Etat et les producteurs privés et, d'autre part, toute tierce

partie, est une source d'inefficacité au moins aussi importante que celle entre l'Etat et les producteurs privés uniquement. Chacune de ces trois questions est reprise plus en détail dans les paragraphes suivants.

Question 1

La multifonctionnalité de l'agriculture n'est pas nouvelle mais bénéficie aujourd'hui d'un regain d'intérêt. Depuis l'instauration de la PAC par le traité de Rome de 1957, les systèmes de production agricole ont, en effet, évolué vers un rétrécissement de la gamme de produits, un rétrécissement qui est source à la fois d'économies d'échelle pour les productions bénéficiant de prix administrés et de nuisances environnementales. L'encouragement à la multifonctionnalité, dont les prémices datent du livre vert de la Commission sur l'avenir de la PAC en 1985, se traduit à l'inverse par un redéploiement relatif de la gamme de produits, ces derniers étant souvent élaborés conjointement (Vermersch, 2005). Par ailleurs, l'agriculture multifonctionnelle n'est pas l'unique technologie capable de fournir des services environnementaux en milieu rural. La délimitation de réserves naturelles est également une technologie disponible. Il existe donc une concurrence entre ces différentes technologies de production. Dans le cadre de la recherche d'une efficacité parétienne, la production de services environnementaux par l'agriculture ou par des réserves naturelles résulterait de la structure des préférences des consommateurs. La plupart des travaux récents se focalise néanmoins sur les aspects productifs (Vermersch, 2001), en sous-estimant peut-être le fait que les jointures de production se pérennisent dans une dynamique marchande grâce notamment à l'existence de jointures dans les préférences de consommation. La possibilité de préférences jointes résulte du fait que le bien consommé puisse fournir plusieurs attributs ou services rendus disponibles par l'entremise de technologies de production domestiques, c'est-à-dire ce que l'on entend par « household production technologies » dans la littérature anglo-saxonne. Préciser une telle demande, montrer de quelle manière les jointures de production sont induites par des jointures de préférences, peut éclairer l'efficacité de l'internalisation de la demande de ces services environnementaux par le marché. Cette première question cherche à recentrer le débat tant vers les aspects de demande que d'offre de ces services, la demande caractérisée par le consentement à payer des consommateurs, l'offre par le coût de production et la médiation entre l'offre et la demande par le marché ou l'intervention des pouvoirs publics.

Nous proposons un modèle d'économie publique de la multifonctionnalité explicitant de quelles manières les jointures de production entre biens agricoles marchands et/ou non marchands peuvent être plus ou moins soutenues par la structure des préférences des consommateurs. Nous nous intéressons ici à des processus de production mono-output et multi-outputs. Etant en présence d'un attribut à caractère quasi-public (le service environnemental), le modèle proposé ici s'appuie sur l'approche de Lancaster (1971), appliquée ensuite au cas de biens publics par Sandmo (1973) et de biens publics impurs par Cornes et Sandler (1994, 1996). Enfin, nous nous différencions du travail de Kotchen (2006) en supposant que les préférences peuvent être jointes.

Notre démarche repose donc sur une modélisation de technologies agricoles régies par la demande de biens produits soit par l'agriculture soit par une réserve naturelle. Les biens produits par l'agriculture peuvent être pourvus de différents attributs : consommation proprement alimentaire, préservation de la santé, préservation de l'environnement (bien non marchand). Le bien produit par la réserve naturelle n'est pourvu que d'un attribut : la préservation de l'environnement. La structure de préférences des consommateurs intègre ces trois types d'attributs. Les taux marginaux de substitution exprimant les conditions d'optimalité parétienne s'interprètent alors comme le consentement à payer du consommateur pour le maintien de jointures de production entre biens marchands et biens environnementaux co-produits. Les applications portent sur une économie fermée avec des consommateurs homogènes de biens issus de l'agriculture biologique, puis sur une économie avec des consommateurs hétérogènes de biens issus de l'agriculture biologique, et sur une économie avec des consommateurs ayant des préférences environnementales hétérogènes.

Question 2

La seconde question s'intéresse plus particulièrement à la médiation par l'intervention des pouvoirs publics. Plus précisément, elle renouvelle la question de l'efficacité quant aux coûts d'un instrument actuellement très répandu en Europe, les programmes agri-environnementaux. Ces programmes sont d'application obligatoire dans les pays membres de l'Union Européenne (UE) depuis le règlement 2078/92. Ils s'appuient sur un contrat entre l'Etat et l'agriculteur où l'agriculteur s'engage à intégrer des pratiques agri-environnementales dans son système de production. Il reçoit en échange une compensation calculée sur la base d'engagements sur des pratiques agri-environnementales choisies par l'agriculteur et en référence aux Bonnes Pratiques Agricoles Habituelles (BPAH) qui doivent

être respectées pour l'ensemble de ses activités agricoles. Le paiement proposé est fixe à l'hectare. Enfin, la participation des agriculteurs est volontaire.

Le bilan de cette politique peut être présenté en comparant ses principaux coûts et bénéfices. Au niveau des coûts, la mise en œuvre du dispositif a mobilisé un travail important d'animation, de promotion et de traitement des dossiers. Deux types de contrôle ont été mis en place : un contrôle administratif réalisé tous les ans auprès de tous les agriculteurs contractants, et un contrôle de terrain auprès de 5% des agriculteurs contractants. En France, presque la moitié des contrats ont fait l'objet d'une demande d'avenant principalement pour une modification à la baisse des engagements. Les chiffres de l'adoption donnent une indication du bénéfice environnemental attendu. Moins de 10% des exploitations professionnelles françaises ont adopté un contrat agri-environnemental (Rapport AScA, 2004). Les mesures adoptées sont essentiellement des mesures de maintien des pratiques existantes. Enfin, le taux de non conformité au cahier des charges est très élevé. Ce constat laisse présager de très faibles résultats environnementaux pour une politique qui, en plus du budget destiné aux paiements des agriculteurs, a mobilisé des moyens de la part de l'administration et des organisations professionnelles agricoles très significatifs.

Dans cette thèse, l'analyse des coûts des contrats agri-environnementaux est abordée du point de vue de l'agriculteur et elle concerne l'ensemble des coûts générés par l'adoption d'un contrat, i.e. les coûts de production du service environnemental de même que les coûts de transaction. Pour cela, nous analysons les déterminants de l'adoption. Il existe à ce sujet de nombreuses études. Elles ont examiné les facteurs décrivant l'agriculteur, le système de production, les caractéristiques financières et managériales de l'exploitation et des caractéristiques exogènes telles que le prix ou l'accès à l'information (voir la synthèse de Knowler D., Bradshaw B., 2007). Dans ces travaux, l'attention est généralement portée sur les déterminants des coûts liés à la technologie de production. Or, certains indices nous laissent penser que le comportement d'adoption de l'agriculteur ne dépend pas uniquement du coût de production de ces services mais également des coûts de transaction. Il a en effet déjà été observé que les coûts de transaction étaient élevés du côté des pouvoirs publics (Falconer, et al., 1999) et de l'agriculteur (Mettepenningen et al., 2007). De plus, certains déterminants des coûts de transaction, tels que l'accès à l'information, ont un impact significatif sur l'adoption. L'objectif est donc de mieux connaître le rôle et les facteurs des coûts de transaction supportés par l'agriculteur lorsqu'il adopte un contrat agri-environnemental.

Il est important de rappeler que les coûts de transaction étudiés ici ne sont pas uniquement les coûts résultants du transfert de droits de propriété tels qu'entendu dans la branche néoclassique de la littérature, mais comprennent tous les coûts permettant d'établir et de maintenir les droits de propriété¹. Cette définition comprend tous les coûts directs de même que les inefficacités de production concomitantes résultant de la protection des droits de propriété. Ainsi, sous le terme « coûts de transaction », nous avons les coûts *ex ante* : recherche d'information, négociation et écriture du contrat ; et les coûts *ex post* : coûts de contrôle, d'exécution, de mesure, coûts d'opportunité et de renégociation du contrat initial.

Notre analyse des coûts de transaction repose sur celle de l'adoption des contrats agri-environnementaux en utilisant, d'une part, le modèle de ménage agricole de Dupraz et al. (2003) emprunté à la littérature néo-classique et, d'autre part, les propositions de la théorie des coûts de transaction quant aux déterminants des coûts de transaction. En supposant que l'agriculteur puisse avoir une préférence dans la production de services environnementaux, sa décision d'adopter ou non un contrat est basée sur la comparaison des niveaux de son utilité et non sur celle des niveaux de son profit. L'originalité de cette étude repose sur l'introduction des coûts de transaction dans la formalisation du consentement à recevoir de l'agriculteur. Cette nouvelle composante permet de prendre en compte l'arbitrage associé au choix du niveau de spécificité des investissements dans le comportement d'adoption de l'agriculteur.

Notre travail a consisté, dans un premier temps, à identifier les faits permettant d'émettre des hypothèses sur le rôle et l'origine des coûts de transaction dans l'adoption des contrats, et à vérifier ces hypothèses dans un deuxième temps par une analyse théorique des mécanismes en jeu que nous confrontons ensuite aux réalités observables. L'analyse économétrique est effectuée sur des données issues de l'enquête réalisée en 2005 dans le cadre du programme de recherche ITAES² auquel j'ai participé. 2262 agriculteurs ayant ou non souscrit un contrat agri-environnemental ont été interrogés dans 10 régions de 9 pays membres de l'UE : Basse Normandie (France), Friesland (Pays-Bas), Flanders (Belgique), North East (Angleterre), Brandenburg (Allemagne), Emilia Romagna (Italie), Veneto (Italie), Irlande, Finlande et la République Tchèque. En plus des variables communément renseignées, le questionnaire a été

¹ "the costs establishing and maintaining property rights" (Allen, 2000).

² "Integrated Tools to design and implement Agro Environmental Schemes". Projet de recherche du 6ème programme cadre lancé par la Commission Européenne en 2003.

pensé pour obtenir des déterminants univoques des coûts de transaction comme, par exemple, la confiance de l'agriculteur envers l'Etat ou son sentiment d'incertitude envers l'environnement économique. Ces nouveaux déterminants offrent la possibilité de mettre en évidence le rôle significatif des coûts de transaction dans l'adoption des contrats agri-environnementaux. Un questionnaire subsidiaire, construit selon la méthode du « *choice experiment* », a également permis de rassembler des données sur les préférences des agriculteurs quant à différentes formes contractuelles. Ces dernières données permettent d'avoir une variabilité d'un déterminant important des coûts de transaction : la structure de gouvernance.

Question 3

La question précédente cherche à mettre en évidence le rôle des coûts de transaction dans l'adoption des contrats agri-environnementaux. Il est également important d'insister sur le fait que près d'un contrat sur deux a été modifié dans la période 2003-2006, et ceci pour alléger les engagements initiaux. La France a par ailleurs hésité entre la mise en place de contrats dont les engagements étaient renégociables *ex post* (type Opérations Locales Agri-Environnementales dans le règlement 2078/92) et celle de contrats dont les engagements étaient non renégociables (Contrats Territoriaux d'Exploitation dans le règlement 1257/99). Enfin, la solution adoptée récemment par l'UE pour améliorer le taux d'adoption a consisté à augmenter la compensation à hauteur des coûts de transaction générés par la signature du contrat (article 39 du règlement 1698/2005). Ces faits illustrent une prise de conscience de la nécessité d'adapter le dispositif actuel aux coûts de transaction. L'objectif à présent est de caractériser un dispositif permettant de contrôler les coûts de transaction tout en incitant l'agriculteur à s'engager dans la production de résultats environnementaux plus ambitieux. Ce dispositif correspondrait à un contrat sur objectifs environnementaux et tendrait à se rapprocher d'un optimum tel qu'entendu dans la première question où l'offre et la demande s'équilibrent.

La démarche adoptée positionne l'analyse de l'adoption des contrats agri-environnementaux sous un angle différent des analyses habituelles dans ce domaine. En effet, nous partons sur l'idée que la fourniture de services environnementaux est caractérisée par une forte incertitude touchant les engagements sur le long terme de l'Etat (son consentement à payer pour les services environnementaux produits pendant toute la durée du contrat) et de l'agriculteur (son coût de production effectif pendant toute la durée du contrat). En conséquence, il est très

difficile d'indiquer dans un contrat agri-environnemental sur objectifs comment les parties doivent réagir à tous les événements survenant au cours du déroulement de la relation et ayant un impact non nul sur les conditions de cette relation. Nous nous démarquons donc des études habituelles en supposant que ce contrat sera incomplet et que certaines variables de décision seront invérifiables. Par ailleurs, le dispositif que nous recherchons devant prendre en compte les coûts de transaction générés par la présence d'investissements spécifiques non vérifiables, ce n'est donc pas l'incertitude provenant de l'asymétrie d'information entre les co-contractants qui nous importe ici mais celle provenant de l'asymétrie d'information entre les co-contractants et toute tierce partie. Dans le premier cas, l'Etat ne connaît pas le coût de production de ses agriculteurs. Dans le second cas, l'Etat et l'agriculteur doivent se prémunir du comportement de l'autre en présence d'incertitude de l'environnement économique et « biophysique » (aléas climatiques, épidémiques,...) de la transaction. Ce changement d'hypothèse conduit à de nouveaux arbitrages que la théorie des contrats incomplets et le travail de Athias et Saussier (2007) s'attachent à analyser.

La démarche suivie pour répondre à cette dernière question repose sur l'application de la théorie des contrats incomplets à la fourniture de services environnementaux par les agriculteurs. Les arbitrages théoriques des agriculteurs face au choix du niveau des investissements spécifiques et du niveau de flexibilité du contrat seront ensuite vérifiés à partir de données obtenues grâce à la méthode du *choice experiment*. Cette méthode permettra, dans ce cas, d'obtenir une variabilité du niveau de flexibilité du contrat et du niveau des investissements spécifiques.

Structure de la thèse

Cette thèse est articulée autour de nos trois questions de recherche. Chacune constitue l'objet d'un chapitre et chaque chapitre comprend un ou deux articles. Ainsi, l'article 1 contribue à la première question et constitue le chapitre I. Les articles 2 et 3 s'attachent à la deuxième question et constituent le chapitre II. L'article 4 traite la deuxième question mais ouvre également le champ vers une formalisation alternative de contrats agri-environnementaux. Nous l'avons donc placé, avec l'article 5, dans le chapitre III qui répond à la troisième question.

Ces articles sont brièvement présentés ci-dessous, en insistant plus particulièrement sur leurs contributions respectives.

Article 1

L'hypothèse soutenue ici est que la multifonctionnalité de l'agriculture n'émane pas uniquement de la technologie de production mais également des préférences des consommateurs. En se plaçant dans le cadre d'une économie efficace au sens de Pareto, la structure des préférences oriente les technologies de production mobilisées. En présence de consommateurs et de technologies différentes, nous montrons que la concurrence entre les différentes technologies dépend du profil de préférences des consommateurs. Le principal résultat de cet article est que, même en présence d'une relation entre préférences jointes et productions jointes, un bien public (une aménité rurale), co-produit d'un bien privé (aliment issu de l'agriculture biologique), ne peut être rémunéré par le marché qu'à hauteur du consentement à payer du consommateur pour une unité du bien privé seulement. Il est donc bien nécessaire d'internaliser la demande de ce bien public avec un instrument de politique publique. Cet article montre également que certains profils de consommateurs conduisent à une situation où d'autres consommateurs bénéficient gratuitement de l'augmentation du niveau du bien public co-produit avec le bien privé.

En faisant émerger la question générale de la définition d'un instrument de politique publique efficace, cet article permet d'introduire les articles suivants.

Article 2

Comme mentionné dans la section I.1, de nombreuses études ont analysé les déterminants de l'adoption des contrats agri-environnementaux. Cependant, il n'a jamais été expliqué pourquoi les exploitations de faible surface adoptaient moins. En effet, en France, 16% de l'ensemble des exploitations professionnelles de plus de 100ha (au nombre de 77 200) ont souscrit un contrat agri-environnemental, alors que l'on n'en compte que 6% parmi les exploitations de moins de 50ha (au nombre de 197 930) (Planistats Europe, 2003). Cet article répond à cette interrogation en se basant sur le mode de calcul de la compensation fixé par l'UE. Notre hypothèse est en effet qu'avec un paiement à l'hectare, les coûts fixes créent une barrière à l'adoption des petites exploitations. Notre modèle théorique montre qu'en présence de coûts fixes à l'adoption, il existe un paiement minimum à l'hectare calculé à partir de la surface minimale contractualisable. Au dessous de ce seuil, les petites exploitations, i.e. leur

surface éligible est inférieure à la surface minimale contractualisable, n'ont pas intérêt à adopter. Les résultats empiriques mettent en évidence la présence de coûts fixes à l'adoption dont les principaux déterminants sont le niveau de confiance de l'agriculteur accordée à l'Etat, et, le niveau de formation initiale de l'agriculteur. Nous en déduisons alors que ces coûts fixes comportent une grande part de coûts de transaction.

Article 3

Cet article a pris sa source à partir du bilan suivant : les pratiques les plus adoptées sont les moins bien rémunérées mais, en contrepartie, elles mobilisent des moyens peu ambitieux (gestion extensive des surfaces herbagères, entretien des haies et gestion des intrants d'azote et de phytosanitaires), alors que les pratiques les moins adoptées présentent les paiements les plus élevés mais impliquent des changements structurels importants sur l'exploitation (abandon du drainage, de l'irrigation, réaménagement parcellaire) ou une gestion écologique fine avec des aménagements spécifiques (aménagements de zones de nidification, transformation de prairies). D'un point de vue environnemental, ces dernières pratiques procurent de meilleurs résultats. Quelques études (Beckele et Drake, 2003 ; Bonniex et al., 2001 ; Vanslebroueck et al., 2002 ; Wossink and van Wenum, 2003) ont déjà analysé l'adoption d'un contrat agri-environnemental en différenciant les pratiques contractualisées entre elles, mais elles ne permettent pas d'expliquer pourquoi les pratiques les plus productrices de services environnementaux ne sont pas adoptées. Nous postulons ici que la productivité d'une pratique agri-environnementale est d'autant plus élevée qu'elle est adaptée au service environnemental visé et que les moyens sollicités sont adaptés à ce service. Les investissements nécessaires à la mise en œuvre d'une telle pratique seront donc, la plupart du temps, irrécupérables à l'extérieur du contrat agri-environnemental avec l'Etat³. Ces investissements seront aussi désignés comme spécifiques. Notre hypothèse est alors la suivante : la spécificité des investissements associés à des pratiques ambitieuses influe sur leur adoption. Notre raisonnement est à nouveau basé sur le mode de calcul du paiement compensatoire. Etant donné que ce paiement ne compense pas les coûts de transaction associés à la spécificité des investissements, les agriculteurs ne devraient pas adopter de pratiques spécifiques, à moins que des déterminants des coûts de transaction y contribuent. En observant le niveau de spécificité choisi ainsi que les facteurs de ce choix, l'originalité de cette étude repose sur l'endogénéisation du niveau de spécificité des investissements. En effet,

³ Nous supposons que seul l'Etat est en mesure de rémunérer ce genre de service.

les études dans ce domaine observent généralement la structure de gouvernance choisie à niveau de spécificité des investissements donné. Ici, nous observons le niveau de spécificité choisi à structure de gouvernance donnée, i.e. le contrat agri-environnemental. Les résultats empiriques mettent en évidence l'impact significatif des déterminants des coûts de transaction sur le choix des pratiques les plus ambitieuses et faisant appel à des investissements spécifiques. La confiance de l'agriculteur en l'Etat et l'incertitude vis-à-vis de l'environnement économique et institutionnel apparaissent comme des déterminants majeurs de l'engagement de l'agriculteur dans des pratiques mobilisant des moyens spécifiques importants.

Article 4

Les questions 2 et 3 mettent en évidence le rôle des coûts de transaction dans l'adoption des contrats agri-environnementaux et le choix des pratiques agri-environnementales. L'efficacité du dispositif actuel peut alors être améliorée en envisageant une nouvelle forme de contrat qui influencerait sur ces coûts de transaction. En effet, la forme du contrat, c'est à dire essentiellement l'allocation des droits de propriété pendant une durée prédéfinie, peut être un moyen de prémunir l'agriculteur des facteurs à l'origine des coûts de transaction, i.e. essentiellement l'incertitude provenant du comportement de l'Etat et des aléas extérieurs (incertitude climatique, économique,...). Par ailleurs, l'enquête ITAES en France témoigne très clairement de l'aversion des agriculteurs non contractants aux risques institutionnels, économiques et climatiques. Ils sont en fait très réticents à l'adoption d'un contrat qui ne leur permettrait pas de réagir et de s'adapter aux événements futurs. L'objectif de cet article est donc d'analyser le choix de l'agriculteur lorsqu'on lui propose des formes de contrats différentes et terme de durée, de niveau de flexibilité et de travail administratif. Notre hypothèse est qu'à niveau de spécificité des investissements donné, la forme du contrat influe sur le comportement d'adoption de l'agriculteur. Une application empirique originale utilisant la méthode du *choice experiment* permet de relever les préférences des agriculteurs pour différentes formes de contrats. Cette méthode est un moyen de se séparer du biais de sélection rencontré dans l'ensemble des études s'attachant à analyser les déterminants du choix d'une structure de gouvernance (ici, les différentes formes de contrats agri-environnementaux). Les résultats montrent que les agriculteurs privilégient les contrats plus flexibles et de courte durée.

Article 5

Les trois articles précédents éclairent le rôle de l'incertitude économique de même que de l'incertitude vis-à-vis du comportement de l'Etat dans les choix de l'agriculteur relatif à l'adoption d'un contrat agri-environnemental. Cette forme d'incertitude mise en évidence, nous cherchons à présent à expliquer l'adoption des contrats agri-environnementaux lorsqu'ils sont basés sur des obligations de résultats environnementaux et qu'ils nécessitent des investissements spécifiques. L'objectif est finalement de prendre en compte ces incertitudes et leurs conséquences en termes de coûts de transaction dans les arbitrages de l'agriculteur lorsqu'on lui propose un contrat avec des objectifs de résultats et faisant appel à des investissements spécifiques non négligeables. Nous considérons, en outre, que les pratiques agri-environnementales sont observables mais non vérifiables. Notre hypothèse est que l'agriculteur aura tendance à investir dans des moyens spécifiques plus importants lorsqu'on lui propose un contrat flexible. L'application de la théorie des contrats incomplets et l'usage de travaux théoriques récents liant le niveau d'investissement spécifique au choix du niveau de flexibilité des contrats, donne un cadre théorique bien adapté à la contractualisation sur obligation de résultats. En montrant que les coûts d'opportunité et de renégociation ont un rôle essentiel dans les choix du niveau de flexibilité du contrat et du niveau des investissements spécifiques, nous apportons une nouvelle perspective à l'analyse économique des contrats agri-environnementaux.

Cet article est suivi de la présentation de l'étude empirique qui permettra de mettre en évidence la relation entre le niveau de flexibilité et le niveau d'investissement en actifs spécifiques.

Enfin, en conclusion, nous exposerons les implications politiques tirées des résultats de cette thèse. Nous verrons également que l'approche adoptée dans cette thèse, où le comportement de l'agriculteur est placé au centre de l'analyse, ne doit pas être omettre les questions relatives au comportement de l'Etat. L'allègement des coûts de transaction de l'agriculteur peut en effet alourdir ceux de l'Etat. Nous présenterons finalement des prolongements aux modèles théoriques et empiriques proposés afin d'avoir une meilleure adéquation au contexte de la fourniture de services environnementaux par les agriculteurs.

Références :

Allen, D. W., 2000. Transaction Costs, In : Encyclopedia of Law and Economics, Volume One: The History and Methodology of Law and Economics, Bouckaert, Boudewijn and De Geest, Gerrit (eds.), Cheltenham: Edward Elgar Press, pp. 893-926.

AScA, 2004. Evaluation à mi-parcours portant sur l'application en France du règlement CE n°1257/1999 du Conseil, concernant le soutien au développement rural, Rapport financé par le CNASEA remis au Ministère de l'Agriculture, de l'Alimentation, de la Pêche et des Affaires Rurales et à la Commission Européenne, 215 p.

Athias L. et Saussier S., 2007. Un Partenariat Public Privé Rigide ou Flexible ? Théorie et Application aux Concessions Routières à Péage, Revue Economique, 58, pp 565-576.

Barbut L. et Baschet J. F., 2005. L'évaluation des politiques de soutien de l'agri-environnement, Notes et études économiques, 22, Ministère de l'Agriculture , Paris, pp 37-68.

Bonnieux F., Dupraz P., Retière C., 2001. Farmer's supply of environmental benefits, Vardal E. (ed), Multifunctionality of agriculture, pp 105-133, University of Bergen.

Bougherara B., 2003. L'écolabellisation: un instrument de préservation de l'environnement par le consommateur ? Une application aux produits agro-alimentaires, Thèse de doctorat, Université de Bourgogne.

Cornes R., Sandler T., 1994. The comparative static properties of the impure public good model. Journal of Public Economics 54, pp 403-421.

Cornes R., Sandler T., 1996. The Theory of Externalities, Public Goods and Club Goods. Second edition. Cambridge University Press, Cambridge.

Dupraz P., D. Vermersch, B. Henry de Frahan, L. Delvaux, 2003. The Environmental Supply of Farm Households, a Flexible Willingness to Accept Model, Environmental and Resource Economics, 25, pp 171-189

Falconer K and Whitby M, 1999. The invisible costs of scheme implementation and administration, in Van Huylenbroeck G. and Whitby M., (1999) (eds.) Countryside stewardship: farmers, policies and markets. Pergamon, Amsterdam.

Grossman S. and Hart O., 1986. The costs and benefits of ownership: a theory of vertical and lateral integration, Journal of Political Economy, 94, pp 691-719.

Knowler D., Bradshaw B., 2007. Farmers' adoption of conservation agriculture: A review and synthesis of recent research. Food Policy, 32, pp 25-48.

Kotchen J.K., 2006. Green Markets and Private Provision of Public Goods, Journal of Political Economy, 114(4), pp 816-834.

Lancaster K., 1971. Consumer Demand : A New Approach, Columbia University Press, New York.

Mettepenningen E., Verspecht A., Van Huylenbroeck G., D'Haese M., Aertsens J. et Vandermeulen V., 2007. Consolidated report WP 6: Analysis of private transaction costs related to agri-environmental schemes, Rapport ITAES WP6 P3 D15, 128 p.

<http://merlin.lusignan.inra.fr/ITAES/website/Publicdeliverables>

Planistat Europe, 2003. Evaluation à mi-parcours portant sur l'application en France du règlement CE n°1257/1999 du Conseil, concernant le soutien au développement rural, Rapport financé par le CNASEA remis au Ministère de l'Agriculture, de l'Alimentation, de la Pêche et des Affaires Rurales et à la Commission Européenne, 11 p

Sandmo A., 1973. Public Goods and the Technology of Consumption. Review of Economic Studies 37, pp 353-60.

Vanslembroeck I., van Huylenbroeck G., VerbekeW., 2002. Determinants of the willingness of Belgian farmers to participate in agri-environmental measures, Journal of Agricultural Economics, 53(3), pp 489-511.

Vermersch D., 2001. La multifonctionnalité : une synthèse des travaux français récents, Rapport pour l'OCDE, INRA-ESR- Rennes.

Vermersch D., 2005. Production jointe versus consommation jointe : modélisation d'une agriculture multifonctionnelle, document de travail.

Wossink G.A.A. and van Wenum J.H., 2003. Biodiversity conservation by farmers: analysis of actual and contingent participation, European Review of Agricultural Economics, 30(4), pp 461-485.

Chapitre I.

**INTERNALISATION DE LA DEMANDE DE
SERVICES ENVIRONNEMENTAUX EN MILIEU
RURAL**

Article 1

JOINT PRODUCTION VERSUS JOINT PREFERENCES: THE MULTIFUNCTIONAL AGRICULTURE EXAMPLE ⁴

Abstract: This paper proposes a model of public economics of multifunctional agriculture co-producing public and private goods. Assuming a Paretian optimality situation, we analyse the relationship between joint productions and consumers' joint preferences for food attributes, i.e. calories, health and environmental amenities. Applications concern 3 models: a closed economy with homogeneous consumers of organic food, an economy with heterogeneous consumers of organic food and an economy with heterogeneous consumers of environmental amenities. We identify cases where the public good may be remunerated by the market in the presence of consumers with joint preferences. In economies with heterogeneous consumers, we observe some consumers may benefit for free from the public good. Finally, joint preferences support joint productions in the economy with heterogeneous consumers of environmental amenities. It is concluded that any internalization solutions should consider the presence of joint preferences among consumers and their effects on the allocation of land use between specialised and non specialised technologies.

Keywords : Agriculture; public good; joint production; joint preferences

⁴ **Auteurs:** Dominique Vermersch (INRA-Agrocampus-Rennes), Pierre Dupraz (INRA), Géraldine DUCOS (INRA)

I. INTRODUCTION

More and more consumers are aware of environmental effects produced by some sectors and choose products according to their preoccupations. Positive (negative) externalities may thus be considered as inseparable from their co-products, which may increase (reduce) the value of the actual multi-attribute product. This new economic configuration should modify non market good allocation and raise new questions. We base our analysis on the agricultural sector context where the acknowledgement of the multifunctionality of agriculture leads to new issues. Indeed, on the one hand, farm and food-processing sectors have been reacting to this demand trend by creating numerous labels guaranteeing environmental protection, food security and safety. On the other hand, agricultural policies and trade negotiations give increasing attention to the notion of multifunctionality which can be defined following two complementary approaches (OECD, 2001, art. 19 RDR 787/85, art 21 RDR 2078/82). In the positive one, multifunctionality is defined by the following specific characteristics of the agricultural production process : (i) the existence of multiple, commodity and non-commodity outputs which are jointly produced by agriculture ; (ii) the fact that certain non-commodity outputs exhibit characteristics of externalities or public goods. The normative approach to multifunctionality defines multifunctionality according to the multiple functions assigned to agriculture. Multifunctionality is a characteristic of the agricultural production process but also has a value in itself, and has become a government policy objective.

Most papers dealing with multifunctionality consider the production side only (i.e the positive approach), omitting that jointness of production is also sustained by jointness of preferences. In a dual framework, the multifunctionality of agriculture stems from the utility structure by the mean of Paretian optimality. Otherwise, the preceding normative approach should be ultimately justified by a “demand” of multifunctionality which can express itself notably by joint preferences. By precisising such a demand and showing how joint-production may be induced by joint-preferences, new arguments may be settled for international trade negotiations while multifunctionality is perceived as the new Trojan horse of high-cost agricultural producing countries with high levels of support. Therefore, the preservation of jointness in agricultural production is viewed as a lack of trade liberalization.

Starting from a demand-driven agriculture approach, and through different case studies, this paper analyzes the relationship which might exist between joint preferences and joint

productions. The aim is to identify situations where a public good can be remunerated by the market and to determine the remunerated share. In other words, assuming a Paretian optimality situation, how do joint preferences sustain joint productions ? Generally speaking, a consumer has preferences for different good attributes (calories, health and environmental amenities) and these attributes may be produced through different technologies: conventional farming, organic farming, or natural reserves. Organic farming can produce both private attributes (calories, health) and public attributes (landscape, biodiversity). The consumer has different options to express one or several preferences and therefore provide an increased value to certain combinations of preferences. What we are studying in this paper are the effects of the consumer's preference profile on the Pareto optimum in the presence of a public co-product. Note that we are only considering provision aspects and not distributive ones.

We believe this analysis to give a first insight into the joint preferences notion and how market mechanisms may sustain public joint products. By public goods, we mean any good available to all; that is, nobody is excluded. Whether the good is rival in use or not is taken into account by distinguishing food safety aspects from environmental amenities. Our analysis results lead to similar conclusions as Marmolo (1999) where she argues that a group of consumers may free-ride and benefit for free from the public co-product. In this particular case, the main problem with free-riding is that "it may result in underprovision of these goods with distributive implications even when suppliers are able to price at marginal cost".

This paper thus proposes a dual characterization of multifunctional agriculture showing how different preference profiles influence the internalization mechanism by the market. First, we define the dual framework of multifunctionality and illustrate it through organic farming and animal well-being examples. Then, the joint productions- joint preferences relationship is formalized with models including different types of consumers so as to identify situations where the environmental attribute is payed through the market and to determine the remunerated share. The first one formalizes a closed economy with n homogeneous consumers of organic products in order to make the environmental attribute's public character appear. Then, we include a second type of consumers who associate less private attributes to organic products. The third one introduce a radically different type of consumers who attach the environmental attribute to natural reserves only.

II. A DUAL FRAMEWORK OF MULTIFUNCTIONALITY

The renewed interest in the multifunctionality of agriculture relates to structural changes in European agriculture which in the past has widely privileged the scale, rather than the scope, of production.

II.1. Overview

An historical overview of the evolution of production systems shows that the co-ordination of activities within the farm was the rule for agronomic reasons, for the maintenance of fertility and for economic reasons related to a better risk management. This combination of mixed crop-livestock production limited the harmful effects on the environment. Animal production was traditionally associated with crops; the availability of crop by-products such as animal feed, the use of litters and animal faeces for maintaining the levels of organic matter as well as soil fertility was representative of the internal co-ordination of activities at the farm level. In other words, the joint products or by-products of the range of productions were used as inputs for another productive activity. From an economic point of view, these technological synergies are defined as pecuniary externalities, i.e. "market" externalities which translate into savings on purchased inputs (fertilisers, on-farm used cereals) or into the other following methods : farming rotations contribute to plant health protection and to a balanced fertiliser balance. Moreover, the use of these various synergies can create positive externalities called technological externalities, which benefits the community in general. Such is the case with the production and maintenance of landscapes; the aesthetic character of certain "bocage" landscape is related to the agricultural systems of production which combine, for example, breeding with a specific use of the area. In conjunction with this aesthetic function, other positive externalities result from the use of internal economies at the farm level, covering ecological functions and control of natural risks : biodiversity, ecological niches, soil protection against erosion, regulation of water dynamics, cleaning capacity.

In the immediate post-war period, farmers found an economic interest in using pecuniary externalities internal to the farm, interest that could have been revealed in particular by the presence of economies of scope. These economies exist when the cost of joint production of several goods is lower than the production cost of these same goods when separately

produced : it is the association of productions (range of goods) which induces cost savings having diverse origins: complementarities in production related to the existence of joint products (grain and straw of cereals), quasi-public factors⁵ (certain farm equipment), etc.

Technological innovations and the hierarchy of agricultural administered prices within the original Common Agricultural Policy contributed to the abandonment of the various production complementarities mentioned above. Cereal price support encouraged the adoption of technological innovations acting as substitutes for the existing complementarities ; such was the case with the increased use of pesticides which ensured crop protection much more effectively than simple farming rotations. In another areas, improvements in genetic research have led to the development of species or varieties requiring specific inputs to fully develop their potential. This has, in some cases, resulted in certain by-products formerly used as inputs, such as crop by-products, animal dejection used as fertilisers, etc., no longer being used. Moreover, the lack of a practical use for these complementary by-products, as well as the physical hardship associated with the work, has encouraged the adoption of technological innovations.

Production specialisation is thus partially explained by a progressive erosion of economies of scope. The system of guaranteed prices and the substantial technological innovation over these last decades has eliminated the large share of joint production activities as traditionally covered by the agricultural enterprise. This is now covered by industrial enterprises located both upstream and downstream in the agricultural sector and which, as a consequence, has removed from agriculture part of its traditional multifunctional character. The contribution of family farms to the agricultural and agro-food process has been reduced, just as the environmental amenities previously mentioned. The disappearance of these amenities is sometimes interpreted as negative externalities, according to the various modes of ownership attribution, which governs these externalities. In addition, one finds undesirable characteristics of certain by-products (animal dejection), the massive use of pesticides and artificial fertilisers which harms biodiversity and their accumulation in the ecosystems which can, in the long term, have harmful effects on human health.

⁵ Quasi-public factor : factors, which, if acquired for the production of a given good, are available at a lower cost for the production of other goods.

II.2. The joint productions - joint preferences relationship: Internalization of externalities by the market

« Joint productions refers to situations where a firm produces two products at least which are linked to each other so that an increase or a decrease of the offer of only one product modifies the level of the other(s) (OCDE, 2001) ». In agriculture, these products usually consist of a mix of private goods (food and fibre) and public goods or bads. These public products are environmental amenities (landscape, cultural heritage, pollution), food security (availability indifferent situations), food safety (quality and phyto-sanitary status), rural settlement and rural economic activity (Vatn, 2002). Three possible origins to this joint character can be distinguished : technical interdependencies in the production process (agriculture and soil erosion, nitrate leaching,...); existence of non allocable inputs (meat and manure, landscape and production système,...); the existence of allocable and fixed inputs at the firm scale (manpower, land,...) (OCDE, 2001). Therefore, at a given production level, joint production can lead to reduced costs (Leathers, 1991).

Joint preferences results from the fact that the good may provide several attributes or services perceived by the consumer through his household production technologies. It refers to the preferences profile of a consumer when he faces a good which provides several attributes and has preferences for two or more of those attributes. Thus, the preferences profile directly influences the consumer's purchasing decision.

The concept of externality benefits from two standard definitions. One definition could be qualified as primal and includes the concept of jointness : any indirect effect of a production or consumption activity on another production or consumption activity. The second could be called dual : any interaction between agents which escapes the market (which is supposed to guarantee a Pareto efficiency). When externalities are internalised through the same good, we may say we are in the presence of a continuum between joint production and joint preference. The question raised here is thus to know how these joints are passed on between the production act and the consumption act in a market dynamic framework. How production joints may be transferred to preference joints? To what extent may certain production joints be sustained or even induced by preference joints? Indeed, on the one hand, the extent to which externalities are revealed and internalised by the market is endogenous to the pricing system (Vermersch, 1996), but on the other hand, the quasi-public nature of certain inputs and

outputs doesn't allow an easy internalization through price decentralization, frequently causing free riding situations.

This paper tries to answer these questions formalising the joint production-joint preference relationship in a market framework. Before introducing our models, we first give some empirical examples so as to illustrate our purpose.

II.3. Examples

Organic farming is a good example in which we can identify several joint productions : food consumption, health, taste, environment, landscape,... Today, different ways exist to internalize these externalities by the market: labels from cooperatives or distribution companies, certifications. But only health and taste attributes are actually transferred to the consumer. Indeed, environment and landscape attributes are not perceived by the consumer through the market internalization mechanism unless he is localised in a rural area. For these attributes, the consumer will express his willingness to pay through other internalization mechanism: lobbies, votes,...

The example of animal well-being is also interesting. Indeed, "at the moment, the animal well-being attribute available on the market is perceived as a global meat quality indicator by the consumer (Latouche, 2003)". In reality, the consumer will prefer a meat with an animal well-being indicator label because he associates it to a guarantee of taste quality whereas this label assures animals'life quality. Therefore, the market mechanism allows an internalization of the taste attribute instead of the animal well-being one. The consumer's willingness to pay for better breeding conditions will be expressed through lobbies for instance.

III. A CLOSED ECONOMY MODEL WITH N HOMOGENEOUS CONSUMERS

The model proposed here uses the household production model of Lancaster (1971) which is then applied to the public goods theory of Sandmo (1973) and to the impure public goods theory of Cornes and Sandler (1994, 1996) so as to integrate our imperfect public attribute : the environment.

On the demand side, we suppose the utility function of the consumer presents three characteristics which may be jointly supplied through certain goods. Firstly, the food consumption *stricto sensu* Y_1 ; secondly, the health Y_2 which is supposed to be a function of some of the food consumption attributes ; thirdly, an environmental index function Y_3 whose arguments are some of the arguments of the different agricultural production functions. In other words, Y_1, Y_2, Y_3 represent intermediate utility functions or household productions technologies. The consumer's preferences regarding these characteristics are represented by a continuous utility function, $U[Y_1, Y_2, Y_3]$, that is strictly increasing, strictly quasi-concave and twice differentiable.

We consider two marketed food products, C and Q , resulting respectively from conventional and organic farming. For each one of these two goods exists a household technology which may generate the three previous characteristics. Each unit of them generates one unit of Y_1 so that $Y_1 = C + Q$. The characteristic Y_2 is a perceived health state index which is generated positively by the food quality (phyto-sanitary status) of the product stemming from the organic farming : $Y_2 = H(Q, .)$. By extension, we could also consider a negative impact on the health sub utility function $H(.)$ derived from water pollution linked to the conventional farming. At last, the consumption of organic product Q generates a social and environmental attribute Y_3 which can be considered as a public characteristic. Indeed, in addition to linking organic food process to food safety and health, organic food consumers may perceive a positive impact of this process on biological diversity, landscape and to the contribution of a sustainable development of agriculture in general. All these characteristics having a public dimension, i.e. they are non exclusive and non rival. Consequently, Y_3 is a public characteristic which is approximated by the acreage Z_Q devoted to organic farming : $Y_3 = E(Z_Q) = Z_Q$. Let's note that the function $E(.)$ has a hybrid status in between the objectivity of an amenity production function and the consumer's subjective perception of the environmental quality. The same occurs for the function $H(.)$ in between the consumer's perception of favourable effects on his health and the real effect.

The Lancaster approach (Characteristic theory) allows us to formalize what we define here as a joint of preferences, like the one associated to the consumption of organic products which contributes to the joint perception of three characteristics.

On the production side, our closed economy contains two different agricultural technologies : a conventional one described by $C = F(Z_c)$ where Z_c is the acreage devoted to conventional farming ; an organic farming technology described by $Q = G(Z_o)$; F and G are differentiable and concave. Our economy also contains an environmental technology: the one derived from organic farming areas, Z_o , leading to joint production of environmental amenities and organic food.

III.1. The Pareto optimum characterization

In this first program, we consider n identical consumers who associate health and environmental attributes to the organic product. They also associate the environmental attribute to natural reserves, but this is not specified in this model since this induces corner solutions. This type of consumer will be attached with the letter A in the rest of the paper.

Assuming we have a total acreage Z , the Pareto optimum of this closed economy should be found from the following model:

$$\begin{aligned}
 & \text{Max} U_1 [Y_{11}, Y_{12}, Y_{13}] \\
 & U_i [Y_{i1}, Y_{i2}, Y_{i3}] \geq \bar{U}_i \quad i = 2 \dots n \\
 & Y_{i1} \leq C_i + Q_i \quad i = 1 \dots n \\
 & Y_{i2} \leq H_i(Q_i) \quad i = 1 \dots n \\
 & Y_{i3} \leq Z_o \quad i = 1 \dots n \\
 & \sum_{i=1}^n C_i \leq F(Z_c) \\
 & \sum_{i=1}^n Q_i \leq G(Z_o) \\
 & Z \leq Z_c + Z_o
 \end{aligned} \tag{1}$$

The Lagrangian can be written as :

$$\begin{aligned}
L(\dots) = & U_1[Y_{11}, Y_{12}, Y_{13}] + \sum_{i=2}^n \alpha_i (U_i[Y_{i1}, Y_{i2}, Y_{i3} - \bar{U}_i]) \\
& + \sum_{i=1}^n \beta_{i1} (C_i + Q_i - Y_{i1}) + \sum_{i=1}^n \beta_{i2} (H_i(Q_i) - Y_{i2}) + \sum_{i=1}^n \beta_{i3} (Z_Q - Y_{i3}) \quad (2) \\
& + \delta_1 \left(F(Z_C) - \sum_1^n C_i \right) + \delta_2 \left(G(Z_Q) - \sum_1^n Q_i \right) + \delta_3 (Z - Z_C - Z_Q)
\end{aligned}$$

If every constraints are saturated, we get the following Paretian optimality condition:

$$\frac{F_Z}{G_Z} = \frac{U_{iF} + U_{iH}}{U_{iF}} + \frac{1}{G_Z} \sum_{i=1}^n \frac{U_{iE}}{U_{iF}} \quad \forall i \quad (4)$$

With variable changes :

$$U_{1F} = 1$$

$$U_{iF} = U_{iY1}$$

$$U_{iH} = H_{iQ_i} U_{iY2}$$

$$U_{iE} = U_{iY3}$$

U_{iF} , U_{iQ} , U_{iE} are respectively marginal utility from the food consumption attribute, the health attribute and from the amenity.

Note that the consumer's maximisation program details how the sequencing of his preferences is specified and makes the transmission of his preferences profil to the production side possible (having domestic technologies specified, there is no need to add budget constraints).

Relation (4) expresses the public character of the environmental amenity, in the sense that at the Pareto optimum, we get the sum of the willingness to pay (WTP) for the amenity,

$\sum_{i=1}^n \frac{U_{iE}}{U_{iF}}$. Both WTPs of the consumer to benefit from the amenity and from jointness in

production of attributes Y_1 and Y_2 depend on the gap in land productivity between

conventional farming, F_Z , and organic farming, G_Z . Finally, the expression $\frac{1}{G_Z} \sum_{i=1}^n \frac{U_{iE}}{U_{iF}}$ says

the more the consumer's WTP for environmental amenities increases, the lower marginal organic farming productivity.

III.2. The market equilibrium characterization

If we consider a price differentiation of good C (price per unit p_C), Q (price per unit p_Q) of area Z_Q , we get the following program for the consumer i :

$$\begin{aligned}
 & \text{Max} U_i [Y_{i1}, Y_{i2}, Y_{i3}] \\
 & Y_{i1} \leq C_i + Q_i \\
 & Y_{i2} \leq H_i(Q_i) \\
 & Y_{i3} \leq Z_Q \\
 & R_i \geq p_C C_i + p_Q Q_i
 \end{aligned} \tag{5}$$

And for the producer :

$$\begin{aligned}
 & \text{Max}(p_C F(Z_C) + p_Q G(Z_Q)) \\
 & Z \leq Z_Q + Z_C
 \end{aligned} \tag{6}$$

The competitive equilibrium is thus the following :

$$\frac{F_Z}{G_Z} = \frac{p_Q}{p_C} = \frac{U_{iF} + U_{iH}}{U_{iF}} + \frac{1}{G_Z} \cdot \frac{U_{iE}}{U_{iF}} \tag{7}$$

It is clear that the competitive equilibrium of this economy is not a Pareto optimum. Indeed, consumer i pays for Y_3 up to $\frac{1}{G_Z} \cdot \frac{U_{iE}}{U_{iF}}$ per unit of organic product, which does not correspond to the sum of the WTPs the farmer is supposed to receive so as to reach the Pareto optimum. Therefore, the environmental attribute being non separable from the organic product, it is remunerated from the market up to $\frac{1}{G_Z} \cdot \frac{U_{iE}}{U_{iF}}$, but underprovided.

This result may also lead to other interesting conclusions if we look at what a continuity between joint preferences and joint productions induces on consumers' profit :

- The greater utility from Q , the more market equilibrium favors organic products and the amenity level, but the market of organic products remains insufficient to lead to a Pareto optimum;
- The higher the health attribute utility than the environmental one's, the closer the market equilibrium is to the optimum but without reaching it :

$$\begin{aligned} U_{iE} &\ll U_{iH} \\ (U_{iH} + \sum U_{iE}) - (U_{iH} + U_{iE}) &\rightarrow 0 \end{aligned} \quad (8)$$

Besides, the Pareto optimum would be obtained in a decentralized way if we tax consumers of organic products and allow a direct payment per hectare of organic farming to farmers. Indeed, the consumer's income constraint would become:

$$R_i \geq p_C C_i + (p_Q + t_i) Q_i$$

And the farmer's profit :

$$\text{Max}(p_C F(Z_C) + p_Q G(Z_Q) + sZ_Q)$$

Where t_i is the individual tax and s the subsidy per hectare. However, taxes on organic products equivalent to each consumer's WTP for the environmental amenity, $\frac{1}{G_Z} \cdot \frac{U_{iE}}{U_{iF}}$, is not a satisfying policy in terms of transaction costs: the State has to estimate each consumer's WTP for the environmental attribute and to be able to distinguish what share of his WTP the consumer is going to pay through the market from the share he is going to pay through the individual tax, this issue coming from the joint between public and private attributes. In order to get closer to the optimum, two kinds of taxes could thus be applied:

- A fixed tax, if we assume consumers have the same WTP $\frac{U_{iE}}{U_{iF}}$ and do not express their WTP through the market anymore;

- An index-linked tax to quantities of organic products if we assume consumers have

the same ratio $\frac{U_{iF} + U_{iH}}{U_{iF} + U_{iH} + \frac{U_{iE}}{U_{iF}}}$. In this configuration, the consumer would express

his WTP through the market only and the State easily collect the tax since it is proportional to the organic product price and does not depend on the consumer.

The second option should be the most realistic one since health and environmental attributes are joined in this model and consumers with higher income are shown to have a higher utility for the health attribute and for the environment.

IV. MODEL WITH HETEROGENEOUS CONSUMERS OF ORGANIC PRODUCTS

We add here a second type of consumer who also buy organic products but doesn't attach any health attribute to it. By widening the preceding model with two types of consumers (which can represent also two countries), we show now effects of different preference profiles on trade.

IV.1. The Pareto optimum characterization

Here, we consider n consumers A and m consumers B. Both A and B consume organic products but consumers B only associate the environmental attribute to organic products and not the health one.

The model becomes:

$$\begin{aligned}
& \text{Max} U_1 [Y_{11}, Y_{12}, Y_{13}] \\
& U_i [Y_{i1}, Y_{i2}, Y_{i3}] \geq \bar{U}_i \quad i = 2 \dots n \\
& Y_{i1} \leq C_i + Q_i \quad i = 1 \dots n \\
& Y_{i2} \leq H_i(Q_i) \quad i = 1 \dots n \\
& Y_{i3} \leq Z_Q \quad i = 1 \dots n \\
& U_j [Y_{j1}, Y_{j3}] \geq \bar{U}_j \quad j = 1 \dots m \\
& Y_{j1} \leq C_j + Q_j \quad j = 1 \dots m \\
& Y_{j3} \leq Z_Q \quad j = 1 \dots m \\
& \sum C_i + C_j \leq F(Z_C) \\
& \sum Q_i + Q_j \leq G(Z_Q) \\
& Z \leq Z_C + Z_Q
\end{aligned} \tag{9}$$

And we get the following Paretian optimality condition:

$$\frac{F_Z}{G_Z} = \frac{U_{iF} + U_{iH}}{U_{iF}} + \frac{1}{G_Z} \left(\frac{\sum_1^n U_{iE}}{U_{iF}} + \frac{\sum_1^m U_{jE}}{U_{jF}} \right) = \frac{U_{jF}}{U_{jF}} + \frac{1}{G_Z} \left(\frac{\sum_1^n U_{iE}}{U_{iF}} + \frac{\sum_1^m U_{jE}}{U_{jF}} \right) \tag{10}$$

Relation (10) shows consumers A and B makes the environmental attribute joint to the organic product and expresses the public character of the environmental amenity with the sum of WTPs of both consumers A and B.

IV.2. The market equilibrium characterization

Considering the same price differentiation than in the previous model, with consumers j :

$$\begin{aligned}
& \text{Max} [Y_{j1}, Y_{j3}] \\
& Y_{j1} \leq C_j + Q_j \\
& Y_{j3} \leq Z_Q \\
& R_j \geq p_C C_j + p_Q Q
\end{aligned} \tag{11}$$

The competitive equilibrium is:

$$\frac{F_Z}{G_Z} = \frac{p_Q}{p_C} = \frac{U_{iF} + U_{iH}}{U_{iF}} + \frac{1}{G_Z} \cdot \frac{U_{iE}}{U_{iF}} = \frac{U_{jF}}{U_{jF}} + \frac{1}{G_Z} \cdot \frac{U_{jE}}{U_{jF}} \quad (12)$$

The market doesn't lead either to the Pareto optimum. The environmental attribute is thus underprovided too.

An interesting observation from this price discriminating equilibrium is that consumers B who don't attach as many attributes but the public one as consumers A to organic products benefit from an increase of the amenity level due to consumers' A higher WTP for organic products. This last result comes to complete Marmolo's [1999] work, where she illustrates the price-discriminating equilibrium of joint supply goods, goods having private characteristics and being separable, i.e. individually purchased. Indeed, she shows that joint supply goods may induce a subsidization of some consumer group by another if the former group conceals its preferences on a particular joint supply good and thus adopt a free-rider behaviour. In our case, we face joint supplied goods too but they may be non separable, i.e. collectively purchased, since preference profiles matter. Moreover, among these non separable goods, one is a public good, which induces joint consumption. This distinction makes the subsidization of consumers attaching less private attributes but the public one (consumer B) by consumers attaching more private attribute in addition of the public one (consumer A), the former group's free-riding behaviour becoming non relevant anymore⁶.

In this price-discriminating equilibrium, consumers B would then purchase very few organic products compared to consumer A, which consequently, would make the index-linked tax as previously discussed non satisfying. Indeed, consumers A would much more contribute to the public good than consumers B whereas they both benefit from it. In this case, it becomes very difficult to get closer to the Pareto optimum in practice.

⁶ Otherwise, we would have consumers A and B not expressing their demand for the public good, and consumers B not buying organic products anymore but they would still benefit from the jointly produced public since consumers A purchase the organic product for the health attribute.

V. MODEL WITH HETEROGENEOUS CONSUMERS OF ENVIRONMENT

Trade liberalization puts face to face consumers and/or countries which have often very different utility structures. So far, we've been observing consumers attaching environmental amenities to organic products. We are now introducing a new consumer type, who prefers environmental amenities produced by natural reserves only. This economy is thus composed of two consumer types: one preferring both organic farming areas and natural reserves for environmental amenities and the other preferring natural reserves only, and two technologies for producing the public good: organic farming and natural reserves.

V.1. The Pareto optimum characterization

Let's consider the following program with n consumers A and l consumers C. Consumers C doesn't associate any attributes to organic products and only takes into account environmental amenities from the area Z_E which is exempt from any agricultural production, natural parks for instance. This economy thus contains two different environmental technologies: the one derived from organic farming (Z_Q), and the one derived from areas exempt from any agricultural production (Z_E).

$$\begin{aligned}
 & \text{Max } U_1[Y_{11}, Y_{12}, Y_{13}] \\
 & U_i[Y_{i1}, Y_{i2}, Y_{i3}] \geq \bar{U}_i \quad i = 2 \dots n \\
 & Y_{i1} \leq C_i + Q_i \quad i = 1 \dots n \\
 & Y_{i2} \leq H_i(Q_i) \quad i = 1 \dots n \\
 & Y_{i3} \leq Z_Q + Z_E \quad i = 1 \dots n \\
 & U_k[Y_{k1}, Y_{k3}] \geq \bar{U}_k \quad k = 1 \dots l \\
 & Y_{k1} \leq C_k + Q_k \quad k = 1 \dots l \\
 & Y_{k3} \leq Z_E \quad k = 1 \dots l \\
 & \sum C_i + C_k \leq F(Z_C) \\
 & \sum Q_i \leq G(Z_Q) \\
 & Z \leq Z_C + Z_Q + Z_E
 \end{aligned} \tag{13}$$

Solving (13) leads to the following internal solutions:

$$\frac{F_Z}{G_Z} = \frac{U_{iF} + U_{iH}}{U_{iF}} + \frac{1}{G_Z} \sum_{i=1}^n \frac{U_{iE}}{U_{iF}} \quad (14)$$

$$F_Z = \sum_1^l \frac{U_{kE}}{U_{kF}} + \sum_{i=1}^n \frac{U_{iE}}{U_{iF}} \quad (15)$$

Conversely to the preceding model, relation (14) shows the ratio of marginal productivities are not equivalent to the sum of both types of consumers' WTPs. Therefore, only consumer A type makes the environmental attribute joint to the organic product and may get satisfied from organic farming areas. Relations (14) and (15) show the optimum leads to a combination of environmental production technologies.

The relation $F_Z = \sum_1^l \frac{U_{kE}}{U_{kF}} + \sum_{i=1}^n \frac{U_{iE}}{U_{iF}} = G_Z \left(\frac{U_{iF} + U_{iH}}{U_{iF}} \right) + \sum_{i=1}^n \frac{U_{iE}}{U_{iF}}$ (16) indicates each land use productivity, namely land dedicated to convention farming, to natural parks and to organic farming.

From (16), it is clear that the higher the population of A type, the lower the land dedicated to organic farming and reciprocally. This means that joint preferences support joint technologies.

Finally, corner solutions are the following:

When $F_Z < G_Z \left(\frac{U_{iF} + U_{iH}}{U_{iF}} \right) + \sum_{i=1}^n \frac{U_{iE}}{U_{iF}}$ and $F_Z < \sum_1^l \frac{U_{kE}}{U_{kF}} + \sum_{i=1}^n \frac{U_{iE}}{U_{iF}}$ there is no land dedicated to conventional farming and consumers C get calories from organic food.

When $G_Z \left(\frac{U_{iF} + U_{iH}}{U_{iF}} \right) + \sum_{i=1}^n \frac{U_{iE}}{U_{iF}} < F_Z$ and $G_Z \left(\frac{U_{iF} + U_{iH}}{U_{iF}} \right) < \sum_1^l \frac{U_{kE}}{U_{kF}} + \sum_{i=1}^n \frac{U_{iE}}{U_{iF}}$ there is no land dedicated to organic farming and consumers A do not get any health attribute from this economy.

When $\sum_1^l \frac{U_{kE}}{U_{kF}} + \sum_{i=1}^n \frac{U_{iE}}{U_{iF}} < F_Z$ and $\sum_1^l \frac{U_{kE}}{U_{kF}} + \sum_{i=1}^n \frac{U_{iE}}{U_{iF}} < G_Z \left(\frac{U_{iF} + U_{iH}}{U_{iF}} \right) + \sum_{i=1}^n \frac{U_{iE}}{U_{iF}}$ there is no

land dedicated to natural parks and consumers C do not get any environmental attribute from this economy.

V.2. The market equilibrium characterization

Still considering the same price differentiation, with new consumers C :

$$\begin{aligned} & \text{Max} U_k [Y_{k1}, Y_{k3}] \\ & Y_{k1} \leq C_k + Q_k \\ & Y_{k3} \leq Z_E \\ & R_k \geq p_c C_k + p_Q Q_k + p_v Z_E \end{aligned} \quad (17)$$

With p_v the voluntary contribution for a natural park area Z_E .

The competitive equilibrium is :

$$\begin{aligned} \frac{F_Z}{G_Z} &= \frac{p_Q}{p_C} = \frac{U_{iF} + U_{iH}}{U_{iF}} + \frac{1}{G_Z} \cdot \frac{U_{iE}}{U_{iF}} \\ \frac{p_v}{p_C} &= \frac{U_{kE}}{U_{kF}} > \frac{U_{iE}}{U_{iF}} \end{aligned} \quad (18)$$

Concerning consumer A type, he can contribute to environmental amenities in two ways, (i) by buying organic products, and/or, (ii) by voluntarily contributing to natural parks (examples are in England with “land trusts”). Consumer C can express his WTP for environmental amenities through a voluntary contribution only.

We have several market equilibrium solutions. First, given consumer A preference profile, when he buys both organic and conventional products, then, $p_Q > p_C$. In this case, consumer C buys conventional products only since he has the same utility from organic and conventional product and organic products are more expensive. Second, given consumer C preference profile, he can buy both organic and conventional products. In this case, prices are the same ($p_Q = p_C$) and consumer A buy organic products only since he has a higher utility from organic products. Finally, assuming organic production exists in this economy and consumers’ utility for product calories is always increasing, consumer A does not have any interest to voluntarily contribute to natural parks. In this case, he will benefit for free from natural parks financed by consumers C. This is the same free-rider mechanism as in the second model but with heterogeneous consumers of environmental amenities.

Finally, consumers A and C’ contributions remain sub-optimal and public intervention is required.

VI) CONCLUSION

This article presents the implications of joint preferences on land use. We could observe some interesting results: (i) a preference profile which associates a public attribute to a private good makes the public attribute non separable from the private good. This leads the public attribute to get paid through the market up to the consumer's WTP for a unit of the private good. Therefore, even if the public good is underprovided, the continuity between joint preferences and joint productions induces the consumer to benefit from a higher level of the public good all the more so since he has a very high utility from any other co-attributes attached to the private good; (ii) with heterogeneous consumers characterized by preference profiles attaching more or less private attributes in addition to the public one to the same product, we could conclude that the consumer who perceives less private attributes, beneficiaries for free from the induced increase of the public good level due to the higher total WTP of other consumers; (iii) with heterogeneous consumers of environmental amenities, joint preferences support joint productions.

Our results suggest internalization solutions should closely consider the presence of joint preferences among consumers and their effects on the allocation of land use between specialised and non specialised technologies. In the presence of joint preferences, the public co-product is partly remunerated by the market but the non-remunerated part requires an other internalization mechanism. This last issue gives rise to a growing literature (Vatn, 2002 and Havlik et al., 2005 for instance).

References:

Cornes R., Sandler T., 1994. The comparative static properties of the impure public good model. *Journal of Public Economics* 54, pp 403-421.

Cornes R., Sandler T., 1996. *The Theory of Externalities, Public Goods and Club Goods.* Second edition. Cambridge University Press, Cambridge.

Havlik P., Veysset P., Boisson J.M., Lherm M. and Jacquet F., 2005. Joint production under uncertainty and multifunctionality of agriculture: policy considerations and applied analysis, *European Review of Agricultural Economics*, 32(4), pp 489-515.

Lancaster K., 1971. *Consumer Demand : A New Approach.* Columbia University Press, New York.

- Latouche, K., 2003.** La valorisation économique du bien-être animal : une application au cas du porc, PhD thesis.
- Leathers H., 1991.** Allocable Fixed Inputs as a Cause of Joint Production : A Cost Function Approach. *American Journal of Agricultural Economics*, 73, pp 1083-1090.
- Marmolo, E., 1999.** A constitutional theory of public goods, *Journal of Economic Behaviour and Organization* 38, pp 27-42
- OECD, 2001.** Multifunctionality: Towards an analytical framework, Organization for Economic Co-operation and Development, Paris.
- Sandmo A., 1973.** Public Goods and the Technology of Consumption. *Review of Economic Studies* 37, pp 353-60.
- Vatn A., 2002.** Multifunctional agriculture : some consequences for international trade regimes, *European review of Agricultural Economics*, 29(3), pp 309-327.
- Vermersch D., 1996.** Externalités et politique agricole commune : une approche coasienne. *Cahiers d'Economie et Sociologie Rurales* 38, pp 79-105.

Chapitre II.
ROLE ET ORIGINE DES COUTS DE
TRANSACTION DES CONTRATS AGRI-
ENVIRONNEMENTAUX

Article 2

AGRI-ENVIRONMENTAL CONTRACT ADOPTION UNDER FIXED AND VARIABLE COMPLIANCE COSTS⁷

Abstract: This article aims at explaining why smallest farms participate less in agri-environmental schemes. We analyse the impact of compliance costs on farmers choice to enrol in agri-environmental schemes. In their 2003 article, Dupraz et al. analysed this issue by specifying farmers' willingness to accept, which is the minimum compensation payment the farmer accepts to enrol and produce environmental services on a given area. Here, we deepen this analysis at two levels. First, at the theoretical one, by introducing fixed compliance costs in the willingness to accept approach. Secondly, we empirically show that among fixed compliance costs, fixed transaction costs are a significant contracting barrier for smallest farms.

Key words: agri-environmental contract; willingness to accept; fixed compliance costs

⁷ Auteurs: Pierre Dupraz (INRA) et Géraldine Ducos (INRA)

Article soumis au Journal of Environmental Planning and Management.

Cet article a été présenté au European PhD Workshop organisé par l'European Association of Agricultural Economists (Agrocampus de Rennes, les 4 et 5 septembre 2007). Il est également accepté aux Journées INRA-SFER (Paris Agro-Tech, les 13 et 14 décembre 2007)

I. INTRODUCTION

Agro-environmental schemes (AESs) were introduced in the EU in the 1980s as a separate policy domain accompanying the Common Agricultural policy (CAP) and with clear links to natural conservation, environmental protection and landscape management. This policy orientation has been strengthened during the 1990s and significantly reinforced under the 1999-CAP. AESs are henceforth embedded within an ambitious development with multiple objectives including social, environmental and territorial aspects. Farmers who voluntarily participate in AESs are compensated for complying with a package of prescribed farming practices designed to secure environmental goals and that are more restrictive than practices than what is mandatory ones. Farmers' uptake remains globally low, since only one-fourth of EU farms are involved, participation being very modest among operators of the smallest ones.

Several studies have considered factors influencing farmers' participation. They are categorised as follows: (i) farmer and farm household characteristics (age, education, environmental awareness,...), (ii) farm biophysical characteristics (farm size, pasture holding, soil quality,...), (iii) farm financial/management characteristics (tenure, hired labour, proportion of hectare with pesticides,...), and (iv) exogenous factors including information availability, sources of information, social capital (Knowler and Bradshaw, 2007). Otherwise, there is theoretical and empirical evidence that compliance costs also matter. While compensation payment is on a per-hectare basis calculation, technology related fixed costs (a hedge cutter or an adapted seeder for instance) and fixed transaction costs (the costs of gathering information on contracts or writing the contract), which amount to total significant levels, are not included. From a policy perspective it is crucial to address the impact of fixed compliance costs on farmers' uptake. Do they generate an adoption barrier especially for the smallest farms? For a number of farmers, the implementation of AESs require specific investments related to an important shift in farming practices, which leads to specific transaction costs. So do this specific component of compliance costs involve an adoption barrier?

This paper focuses on the likely impact of compliance costs on farmers' participation in AESs. As Dupraz *et al.* (2003), the analysis is based on a farm household model, so the decision to

participate or not in a scheme is based on the comparison of utility levels instead of profit levels. According to Hicksian approach, the household willingness to accept (WTA) is the minimum per-hectare compensation payment required to enter an AES (on a given area) the initial utility level being constant. Besides, considering the presence of fixed compliance costs, we work the minimal per-hectare payment out from the average WTA and get a minimum compensation payment and a minimum necessary area. Finally, when the per-unit payment is higher, farmers with a higher eligible area will be able to choose over the area to subscribe, this choice being derived from his Marshallian behaviour. Therefore, as long as his marginal WTA is lower than the per-hectare payment, they will accept to subscribe an additional hectare.

The empirical analysis, based on a European sample of farmers, aims at highlighting the impact of fixed compliance costs on adoption behaviour, with specific emphasis on the private transaction costs born by the farmers. These transaction costs being not included in the calculation of compensation, they likely discriminate farmers between each other when they face AESs. Transaction costs being difficult to measure and endogenous to the decision to participate, their effect is indirectly identified through their determinants. Many farm and farmer characteristics may influence transaction costs, but they also affect other components of the WTA. For instance, general education is likely to decrease transaction costs of contracting as it is related to a higher ability to deal with the AES administrative burden and uncertain technical contingencies. However general education may also increase the profit loss associated with AES prescriptions because of a different management of the whole farm or reflect differences in the farmers' preferences. That's why the questionnaire used in the ITAES farm survey includes specific questions aiming at building unambiguous determinants of private transaction costs such as farmers' social capital and trust in the policy implementation.

We use the two-stage Heckman method to shed light on whether and to what extent variations in fixed compliance costs account for observed adoption rates. In the first step, the leading factors on participation are type of farming, past experience in agri-environmental contracts and farmer's trust in the implementation process. In the second step, the area under contract is the dependent variable. These pure determinants of transaction costs are not significant any more. This result reveals that the underlying behaviour of adoption is significantly different from the process

governing the amount of contracted area. According to our microeconomic analysis this difference stems from fixed compliance costs. In addition this result identifies pure determinants of transaction costs as significant determinants of fixed compliance costs. The empirical results do not clearly support evidence of fixed costs associated with the AES technical requirements as descriptors of the farming system which are significant in the first step keep similar significant effects in the second one. In the second step, the farmer's choice over area to subscribe significantly depends on some farm characteristics and the farmers' environmental awareness. If variable compliance costs include variable transaction costs, these variable transaction costs could not be statistically disentangled in this study.

This paper has a double contribution. First, by introducing fixed compliance costs in the usual adoption model, we improve the understanding of farmers' conservation practice adoption behaviour. Second, by empirically showing that among fixed compliance costs, fixed transaction costs are a significant contracting barrier, we support the idea that fixed compliance costs and transaction costs in particular should be taken into account in participation constraints.

The paper is organized as follows. Section 2 presents the conceptual framework. Section 3 presents the empirical analysis and section 4 concludes.

II. SPECIFYING FARMERS' WILLINGNESS TO ACCEPT

II.1. Model settings

Consider a utility maximizing farmer with an income constraint depending on farm profit (Dupraz *et al.*, 2003). The restricted profit function π^R , enables to derive the income from on-farm activity with an AES attached to an area v .

$$\begin{aligned}
 & \underset{m,v}{\text{Max}} U(m,v,Z) \\
 & m = \pi^R(p,v,Z) + \rho.v + e_0 \\
 & v \geq 0
 \end{aligned} \tag{1}$$

The variables of the utility function U are income m , expressed in monetary value, the quantity v of an environmental service jointly produced by farming activities and other relevant utility characteristics included in the vector Z . This function is increasing, concave and differentiable in m and v .

The farmer's restricted profit function π^R represents the agri-environmental technology using the dual approach by a short-term optimization of products and production factor variables of prices p . Z includes other relevant profit characteristics. π^R is linearly homogenous in prices p . It is assumed to be non increasing and convex in v . The e_0 scalar represents off-farm incomes that are assumed to be exogenous.

The contract payment is based on a positive per-unit premium ρ . The budget constraint always binds. In this model, the farmer is assumed to enrol when the premium is higher than ρ_0 , the farmer's marginal willingness to accept (WTA) for the first unit of environmental service. It is defined in (2), which provides the corner solution of (1), noted (m^*, v^*) , when the positivity constraint regarding v binds, meaning the contract is rejected.

$$v^* = 0 \quad \Leftrightarrow \quad \rho \leq \rho_0 = -\frac{\partial U(m^*, 0, Z) / \partial v}{\partial U(m^*, 0, Z) / \partial m} - \partial \pi^R(p, 0, Z) / \partial v \quad (2)$$

When $\rho > \rho_0$, the marginal WTA, noted $\rho^m(p, v_m, Z)$, is then defined by (3).

$$\begin{aligned} & \underset{m, v}{\text{Max}} U(m, v, Z) \\ & m = \pi^R(p, v, Z) + e_0 \\ & v \geq v_m \end{aligned} \quad (3)$$

First order conditions bring:

$$\rho^m = -\frac{\partial U(m^*, v^*, Z) / \partial v}{\partial U(m^*, v^*, Z) / \partial m} - \partial \pi^R(p, v^*, Z) / \partial v \quad (4)$$

Where ρ^m is the shadow value, i.e. the lagrangian multiplier, of the minimal area v_m submitted to environmental friendly practices. ρ^m is increasing and convex with v_m . From this specification, when v_m is nil, ρ^m corresponds to the minimum premium ρ_0 .

II.2. Farmer's willingness to accept with fixed compliance costs

Let go back to programme (1) and distinguish a fixed cost function $F(\cdot)$ associated with a strictly positive v . Fixed costs may be associated to physical or immaterial investments needed to conclude or implement the contract. The optimization programme becomes:

$$\begin{aligned} & \underset{m,v}{\text{Max}} U(m,v,Z) \\ & m = \pi^R(p,v,Z) - F(p,v,Z) + \rho.v + e_0 \\ & v \geq 0 \end{aligned} \quad (5)$$

It depends on Z describing the technology and the transaction environment such as the governance structure type or the asset specificity level. Following is a detailed specification of $F(\cdot)$. It does not depend on v for strictly positive values. We also assume that this fixed cost deters smallest contracted areas (6).

$$\begin{aligned} & F(p,0,Z) = 0 \quad \text{and} \quad \frac{\partial F(p,v,Z)}{\partial v} = 0 \\ & \exists \tilde{v} > 0; \quad 0 < v \leq \tilde{v} \Rightarrow F(p,v,Z) > \rho \end{aligned} \quad (6)$$

We specify $C(\cdot)$ the cost function of contracting:

$$C(p,v,Z) = \pi^R(p,0,Z) - \pi^R(p,v,Z) + F(p,v,Z) \quad (7)$$

It is positive, continuous, increasing and concave with all strictly positive v . Under the preceding assumptions, the average cost function is U-shaped. As usual, the profit maximizing farmer will sign a contract if the per-unit payment exceeds the minimal average cost.

Under the preceding assumptions, especially those regarding the fixed compliance costs, the farmer will not produce the environmental service without payment. In this case, the solution of (5) is:

$$U_0 = U(m_0, 0, Z), \quad m_0 = \pi^R(p, 0, Z) + e_0, \quad v = 0 \quad (8)$$

The farmer's WTA an agri-environmental contract is the minimum compensation payment ρ_0 the farmer accepts to enrol and produce a fixed amount of environmental services v instead of not to produce those services (eq. $v = 0$) while his initial utility level, U_0 , remains the same. It is specified in two steps (Dupraz et al., 2003).

First, the restricted expenditure function, called e^R , is minimized in m . e^R is continuous, increasing and concave with all strictly positive v . We get the Hicksian optimal consumption $m^*(p, v, Z, U_0)$:

$$\begin{aligned} e^R(p, v, Z, U_0) &= \underset{m}{\text{Min}}(m - \pi^R(p, v, Z) + F(p, v, Z)) \\ U_0 &\leq U(m, v, Z) \\ v &\geq 0 \end{aligned} \quad (9)$$

The corner solution described in (8) is also a solution for (9). Then, having assumed a utility maximizing farmer, the utility constraint always binds.

Second, the farmer's WTA is obtained by deriving the surplus variation:

$$\begin{aligned} WTA(p, v, Z, U_0) &= e^R(p, v, Z, U_0) - e^R(p, 0, Z, U_0) \\ &= \pi^R(p, 0, Z) - \pi^R(p, v, Z) + F(p, v, Z) - \{m^*(p, 0, Z, U_0) - m^*(p, v, Z, U_0)\} \\ &= C(p, v, Z) - WTP(p, v, Z, U_0) \end{aligned} \quad (10)$$

The first term is the farm profit loss or the cost function of contracting (cf. equation 7). The second term is the farmer's willingness to pay (WTP) for an increase in the environmental service

on farm. As expected, when the farmer's utility from environmental services he produces is negligible, his WTA equals the profit loss. Otherwise, the profit loss overestimates the farmer's WTA. With convex preferences, the WTP function is positive, increasing and concave with v . Under our preceding assumptions, there is no production of environmental service without strictly positive payment. It means that the WTP is always lower than the cost of contracting for strictly positive v . Hence, the WTA function is positive, continuous, increasing and concave with all strictly positive v . Next section considers the actual policy context in which the farmer chooses the subscribed area.

II.3. Contracting decision based on the willingness to accept with fixed costs

The cost function including fixed compliance costs, the minimum per-unit payment ρ^* that triggers the contract is therefore the minimum of the average WTA:

$$\rho^* = WTA^M(v^*) = \underset{v}{\text{Min}} \frac{WTA(v)}{v} \quad (11)$$

The first order condition provides (12) and $v^*(p, m^*, Z, U_0)$ the minimum contractible area:

$$-\frac{WTA(v^*)}{v^{*2}} + \frac{1}{v^*} \left(-\frac{\partial \pi^R(p, v^*, Z)}{\partial v} + \frac{\partial m^*(p, v^*, Z, U_0)}{\partial v} \right) = 0 \quad (12)$$

Since the WTA refers to a minimal utility, we set $U_0 = U(m^*, v^*, Z)$ from (9) with $m^*(p, v^*, Z, U_0)$. The total differentiation of the utility function thus gives:

$$\frac{\partial m^*(p, v^*, Z, U_0)}{\partial v} = -\frac{\partial U(m^*, v^*, Z) / \partial v}{\partial U(m^*, v^*, Z) / \partial m}$$

The right part being the marginal rate of substitution between m and v , i.e. the farmer's WTP for environmental services.

We finally get (13) for specifying the minimal per-unit payment:

$$\rho^* = WTA^M(v^*) = -\frac{\partial \pi^R(p, v^*, Z)}{\partial v} - \frac{\partial U(m^*, v^*, Z)/\partial v}{\partial U(m^*, v^*, Z)/\partial m} \quad (13)$$

And, we get (14) from (10) and (11):

$$m^* = \pi^R(p, v^*, Z) - F(p, v^*, Z) + \rho^* v^* + e_0 \quad (14)$$

The farmer's choice over the area to enroll is then derived from his Marshallian behaviour with an unchanged exogenous income e_0 . His Marshallian optimal contracted area $v^{**}(p, \rho, m, Z)$ is the solution of programme (5). In the following section we prove that (m^*, v^*) is a solution of programme (5) when $\rho = \rho^*$. This is obvious when farmer's preferences do not depend on the contracted area, because the marginal cost curve crosses the average cost curve at its minimum, but it has to be checked in this case. Hence the relationships (15) holds.

$$\begin{aligned} \text{when } \rho < \rho^* & \Rightarrow v^{**} = 0 \\ \text{when } \rho = \rho^* & \Rightarrow v^{**} = v^* \\ \text{when } \rho > \rho^* & \Rightarrow v^{**} > v^* \end{aligned} \quad (15)$$

II.4. Utility maximizing behaviour with fixed costs

In order to show the contracting decision based on the minimal average WTA is compatible with a utility maximizing behaviour, we shall now prove that $U_0 = U(m^*, v^*, Z)$ is also a solution of programme (5) for $\rho = \rho^*$.

Let (\bar{m}, \bar{v}) be a solution of programme (5) for $\bar{\rho} = \rho^*$, with $\bar{v} > 0$. Next, we show (\bar{m}, \bar{v}) can not be different from (m^*, v^*) .

First order conditions of (5) bring:

$$\rho^* = -\pi_v^R(\bar{v}) - \frac{U_v(\bar{m}, \bar{v})}{U_m(\bar{m}, \bar{v})} \quad (16)$$

The budget constraint, which is binding, brings :

$$\bar{m} = \pi^R(p, \bar{v}, Z) - F(p, \bar{v}, Z) + \rho^* \cdot \bar{v} + e_0 \quad (17)$$

i) First we suppose that $\bar{v} > v^*$. As the marginal cost of contracting is increasing with v , (13) and (16) imply that the marginal rate of substitution (MRS) for (m^*, v^*) is lower than the MRS for (\bar{m}, \bar{v}) .

$$\bar{v} > v^* \Rightarrow -\frac{\partial \pi^R(p, v^*, Z)}{\partial v} < -\frac{\partial \pi^R(p, \bar{v}, Z)}{\partial v} \quad (18)$$

$$(13) \quad \text{and} \quad (17) \Rightarrow \frac{U_v(m^*, v^*)}{U_m(m^*, v^*)} < \frac{U_v(\bar{m}, \bar{v})}{U_m(\bar{m}, \bar{v})}$$

As the MRS is decreasing with v when m is constant, it implies that $\bar{m} > m^*$ must hold, and is compatible with a maximized utility. However, by using (14) and (17) this inequality contradicts our basic assumption of a positive MRS:

$$\bar{m} - m^* > 0 \Rightarrow \pi^R(p, \bar{v}, Z) - \pi^R(p, v^*, Z) + F(p, v^*, Z) - F(p, \bar{v}, Z) + \rho^* (\bar{v} - v^*) > 0$$

$$F(p, v^*, Z) = F(p, v^*, Z) \Rightarrow \int_{v^*}^{\bar{v}} (\pi_v^R(p, v, Z) + \rho^*) dv > 0 \Rightarrow \pi_v^R(p, v, Z) + \rho^* > 0 \quad (19)$$

This result contradicts both (13) and (16) where the marginal willingness to pay is positive. Therefore $\bar{v} > v^*$ can not hold.

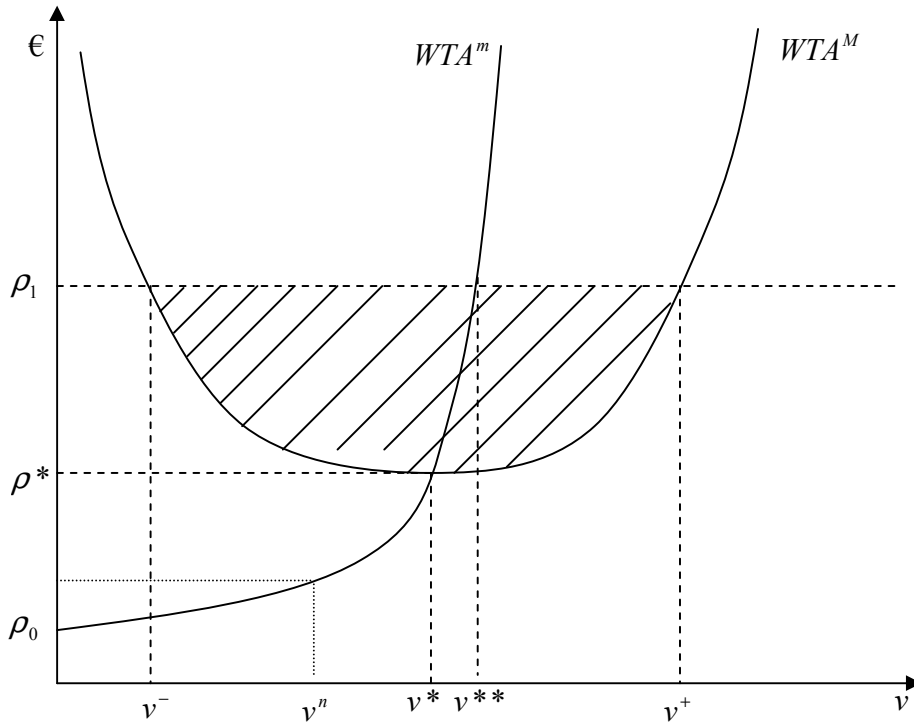
ii) Secondly, we suppose that $\bar{v} < v^*$. As the marginal cost of contracting is increasing with v , (13) and (16) imply that the MRS for (m^*, v^*) is higher than the MRS for (\bar{m}, \bar{v}) . As the MRS is decreasing with v when m is constant, it implies that $\bar{m} < m^*$ must hold. It implies $U(\bar{m}, \bar{v}, Z) < U(m^*, v^*, Z) = U_0$. This inequality contradicts the optimization programme (5). Indeed, the relationships (13) and (14) shows that (m^*, v^*) respects the necessary conditions of this programme, as stated in (16) and (17), and provides an higher utility than (\bar{m}, \bar{v}) . Therefore (\bar{m}, \bar{v}) can not be a solution of (5) if $\bar{v} < v^*$.

From i) and ii) we can conclude $(\bar{m}, \bar{v}) = (m^*, v^*)$.

II.5. Subscribed area

We can observe from graph (1), the marginal WTA curve (WTA^m) where, in the absence of fixed compliance costs, the minimum WTA is ρ_0 .

In the presence of fixed compliance costs, we can observe the U-shaped average WTA curve (WTA^M) whose minimum is located in v^* and the associated minimum per-unit payment for contracting is ρ^* .



Graph 1: Average WTA and marginal WTA with the number of hectare under contract

When the per-unit payment is higher than ρ^* , ρ_1 for instance, as long as $WTA^M \leq \rho_1$, farmers enrol because they increase their utility in the hachured area, between v^- , the minimal necessary area to enrol, and v^+ , the maximal possible area to enrol without utility loss.

In presence of eligible area constraint, three cases may then be considered. First, when the farmer's eligible area is lower than v^- , he does not contract. Secondly, if his eligible area is higher than v^{**} , he prefers to subscribe the optimal area v^{**} . Thirdly, if his eligible area is higher than v^- but lower than v^{**} , he will subscribe 100% of this eligible area. Hence it is expected that the share of contracted area in farm land decreases with farmland area.

Finally, v^n is the notional area section III.1 refers to.

III. FIXED AND VARIABLE COMPLIANCE COSTS: APPLICATION TO AGRI-ENVIRONMENTAL CONTRACTS

The empirical analysis is based on a European sample of 2262 farmers face to face interviewed in 2005. They are distributed across 10 case study regions in 9 EU countries, namely Basse Normandie (France), Friesland (Netherlands), Flanders (Belgium), North East (England), Brandenburg (Germany), Emilia Romagna (Italy), Veneto (Italy), Ireland, Finland and Czech Republic. 55% of interviewees have subscribed an agri-environmental contract and the proportion of contractors is quite similar in every region except Finland where only 32% of farmers have contracted supplementary measures. We do not consider Finnish basic measures because they are contracted by every Finnish farmer of our sample. The sample is quite representative although contracting farmers are over represented on purpose in order to get better information on contracts.

III.1. Econometric methodology

By introducing the prospect of estimating the structural relationships underlying the adoption decision, the application of the two-stage Heckman method stands to shed light on the issue of whether and to what extent variations in fixed costs account for observed adoption rate.

The econometric specification is based on the optimal area the farmer would contract if he had to contract: this is the notional area v^n where the marginal WTA equals the per hectare premium (Graph 1). It does not depend on fixed costs. So, due to fixed costs, contracting this area may entail a utility loss under a threshold area. Moreover, this notional area is negative if the premium does not reach the marginal WTA for any positive contracted area. In fact, the farmer does not contract in both cases.

$$\rho = \rho^m(p, v^n, Z) \Rightarrow v^n = v^n(p, \rho, Z) \quad (20)$$

The first step of the Heckman method analyses the decision to contract or not, using a probit model. It is based on the probability that the premium exceeds the minimal average WTA, ρ^* , which depends on fixed costs, or ρ_0 in the absence of fixed costs. Alternatively this is the probability that the notional area v^n exceeds v^* which equals zero in the absence of fixed costs. The latent variable of the probit model is the difference b between v^n and v^* . This first step enables the calculation of the inverse Mills ratio to be used in the second step.

$$b = v^n - v^* \Rightarrow b = b(p, \rho, Z) \quad (21)$$

The second step analyses the contracted area with a least square regression including the inverse Mills ratio λ to take into account the outcomes of the first step. The contracted area is the optimal area, given that the contract is accepted. The econometric specification is a generalised tobit (22, 23), assuming that the pair (v^n, b) has a bivariate normal distribution:

$$\begin{aligned} E(v^n / X) &= X' \alpha & Var(v^n) &= \sigma_1^2 \\ E(b / X) &= X' \beta & Var(b) &= \sigma_2^2 & Cov(v^n, b) &= \theta \cdot \sigma_1 \cdot \sigma_2 \end{aligned} \quad (22)$$

Where X is the vector of exogenous determinants p , ρ , and Z .

The probability of contracting is $P(b \geq 0) = \Phi(X'(\beta / \sigma_2))$ with Φ the cumulative function of the normal distribution. The parameter (β / σ_2) is estimated by the maximum likelihood estimator in the probit model.

The area under contract is the notional contracted area when b is positive:

$$\begin{aligned} E(v^n / b \geq 0, X) &= X' \alpha + (\theta \cdot \sigma_1) \cdot \lambda \\ \lambda &= \varphi(X'(\beta / \sigma_2)) / \Phi(X'(\beta / \sigma_2)) \end{aligned} \quad (23)$$

Without fixed costs of contracting, equation (21) brings $b = v^n$ and the model to be estimated becomes a simple tobit: $\alpha = \beta$, $\theta = 1$, $\sigma_1 = \sigma_2$.

We use the same linear specification, with the same explanatory variables (Table2), to estimate the expected optimal area and the probability to sign a contract. If there were no fixed costs, both steps would bring more or less the same results, scaled by the estimated parameter of the inverse Mills ratio which is expected to be positive. With fixed costs, the results diverge between the first and the second step of the procedure, especially if the determinants of fixed costs are different from the determinants of the marginal WTA. Such divergence indicates the presence of fixed costs and enables the identification of their determinants. These determinants will more affect the first step than the second, possibly in opposite directions. The estimations carried out with the entire set of explanatory variables rejected the simple tobit specification. Hence, the presented results focus on significant variables in each step of the generalised tobit.

III.2. Explanatory variables

The questionnaire was created so as to get data on AES adoption determinants. These data encompass variables commonly observed and acknowledged as having a significant role on AES adoption, namely farmers' socio-demographic and cultural characteristics or farm characteristics, and new variables we created to characterize transaction cost determinants.

Variables whose value are between -1 and 1 were created with a Multiple Correspondence Analysis from farmers' opinions (strongly disagree; somewhat disagree; somewhat agree; strongly agree; do not know) on different statements. For instance, *TRUST IMPL* was created on statements such as "the eligibility rules are fair", or "the sanctions for not carrying out the contract are reasonable". These statements were chosen in order to describe farmers' trust in the implementation process of agri-environmental contracts. Then, we assumed a positive *TRUST IMPL* indicates the farmer trusts in the Government, and that the higher it gets, the more the farmer trusts in the Government.

In addition to other purely quantitative variables such as *GRASSLAND* or *MILK*, we have qualitative variables such as *AGRI EDUC* or *FTE* created from classes of variables.

Next table presents the different explanatory variables. Descriptive statistics are in Annex1.

Table 1: Explanatory variables

Explanatory variables	Variable values⁸
To trust the implementation process of agri-environmental contracts (TRUST IMPL)	Continuous variable [-1;1]
Strong belief in the Government goodwill (GOODWILL)	Continuous variable [-1;1]
Trust in institutions (TRUST INST)	Continuous variable [-1;1]
To regularly receive technical and administrative advices (ADVICES)	Continuous variable [-1;1]
To be involved in an agricultural organization (ORGA)	Continuous variable [-1;1]
Agricultural education (AGRI EDUC)	6 classes
General education (GEN.EDUC)	7 classes
Environmental awareness (ENV AW)	Continuous variable [-1;1]
Children (CHILDREN)	3 classes
Free time dedicated in nature related hobbies (NAT HOBBIES)	Continuous variable [-1;1]
Grassland share (GRASSLAND)	Continuous variable (%)
Farm land area (UAA)	Continuous variable (ha)
Arable land share (ARABLE)	Continuous variable (%)
Labor (FTE)	5 classes
Animal population (ANIMAL)	Continuous variable (Livestock Unit)
Milk quota (MILK)	Continuous variable (litre)
Production system type (ORGANIC or CONVENTIONAL)	0=organic; 1=conventional
Changes in the production system in the last 5 years (CHANGES)	Continuous variable [-1;1]
To have already enrolled an agri-environmental contract (EXPERIENCE)	0=no; 1=yes
Age (AGE)	3 classes
Machinery ownership (MACHINERY)	Continuous variable [-1;1]
Land share in ownership (LAND OWNERSHIP)	Continuous variable (%)
Land share in long term tenant tenure (LAND LT)	Continuous variable (%)
Land share in short term tenant tenure (LAND ST)	Continuous variable (%)
Farm legal status (STATUS)	5 classes
Case study regions (COUNTRY)	9 country dummies

III.3. Econometric results

The estimation of the probability to contract is based on a probit model, the no-contract option being the reference choice (table 2). The reference is a farmer with a high agricultural education level, an intermediate general education one, no experience in previous schemes and no children under 6 years-old. He operates a dairy and conventional (non-organic) farm. With respect to continuous variables, the reference is the average. Dummies capture country specificities and are introduced as control variables. France is the reference.

⁸ See annex 2 for a more detailed description of how explanatory variables measure determinants of the WTA.

Table 2: Model of participation (pooled sample with country dummies)

PARAMETERS (Mac Fadden R ² = 30.01%)		Estimation	Standard error	Pr > Khi 2
Intercept		-0.7666	0.1268	<.0001
TRUST IMPL		0.6756	0.0393	<.0001
TRUST INST		0.1802	0.0376	<.0001
GEN EDUC Ref : Intermediate	Non response	-0.1714	0.1508	0.2557
	Lowest	0.3177	0.1351	0.0187
	Low	0.0872	0.0830	0.2935
	Highest	0.1683	0.1133	0.1375
NAT HOBBIES		-0.1735	0.0432	<.0001
ENV AW		0.2423	0.0471	<.0001
CHILDREN		0.3659	0.0892	<.0001
PROD Ref : Conventional	Non response	1.1070	0.5030	0.0278
	Organic	0.8475	0.1389	<.0001
GRASSLAND		0.8191	0.1123	<.0001
EXPERIENCE		0.9820	0.0754	<.0001
COUNTRY Ref : France	Netherlands	-0.2252	0.1766	0.2023
	Belgium	0.4276	0.1297	0.0010
	United Kingdom	0.2569	0.1332	0.0538
	Germany	-0.0672	0.1508	0.6560
	Ireland	-0.6353	0.1442	<.0001
	Finland	-0.9524	0.1734	<.0001
	Czech Republic	0.0769	0.1404	0.5837
	Italy E. Romagna	-0.5395	0.1674	0.0013
	Italy Veneto	0.2729	0.1604	0.0888

Significant marginal effects allow to rank the variables of interest according to their estimated effect on the probability of participation (Table 3). They are calculated for the reference farmer whose probability to participate is 0.41. Only significant effects are indicated.

Table 3: Marginal effects (pooled sample with country dummies)

Variable	Marginal effect
TRUST IMPL	0.25
TRUST INST	0.07
Lowest GEN EDUC	0.12
CHILDREN	0.14
NAT HOBBIES	-0.06
ENV AW	0.09
PROD	0.33
GRASSLAND	0.31
EXPERIENCE	0.37
BE	0.17
UK	0.10
IRL	-0.20
FIN	-0.27
IT-R	-0.18
IT-V	NS

The most influential factors are the type of farming system, past experience in agri-environmental contracts and farmer's trust in the implementation process. The farmland area was expected to be significantly positive, because contractors operate larger farms than other farmers on average. It doesn't happen. This might be come from the correlation between farmland area and the share of grassland in farmland.

Finally, table 4 provides the estimation of the expected contracted area divided by the farm area with the Heckman procedure. The inverse Mills ratio, λ , is calculated in the first step and used in the second one. The corresponding estimated parameter is not significantly positive as it would be expected in a simple tobit model.

Table 4: Estimation of the proportion of Farmland which is enrolled (Heckman method)

PARAMETERS		Estimate	Std Error	Pr > t
Intercept		-.8727	0.1674	<.0001
λ		-.0439	0.1041	0.6736
ENV AW	Environmental awareness	0.0807	0.0344	0.0192
PROD	Non response	0.2143	0.4045	0.5964
	Organic	0.2723	0.1192	0.0225
GRASSLAND	Share of grassland	0.8977	0.1316	<.0001
DAIRY	No	0.2394	0.0940	0.0110
UAA	Surface	-.00164	0.0004	<.0001
UAA²	Square-surface	0.0001	0.0001	<.0001
CHANGE	Past change	0.0856	0.0457	0.0616
COUNTRY	France	Ref		
	Netherlands	-.9754	0.1404	<.0001
	Belgium	-.9450	0.1274	<.0001
	United Kingdom	-.3397	0.1659	0.0408
	Germany	0.0818	0.1913	0.6690
	Ireland	0.3155	0.3239	0.3302
	Finland	0.5412	0.2114	0.0106
	Czech Republic	-.1289	0.1401	0.3576
	Italy E. Romagna	0.2997	0.1833	0.1024
Italy Veneto	-.3639	0.1706	0.0332	

R² = 23.17%. Number of observations= 1996. Number of participants = 981

In these second step results, some significant variables from the first step are not significant anymore. This is the case of *TRUST IMPL*, *TRUST INST*, *GEN EDUC*, *NAT HOBBIES*, *CHILDREN* and *EXPE*. On the other hand, variables appear in the second step, namely *DAIRY*, *UAA*, *UAA²*, *CHANGE*.

These results reveal that the underlying behaviour of adoption is significantly different from the process governing the amount of contracted area. Following our microeconomic model this difference stems from fixed compliance costs. The explanatory variables which are significant in the first step and no more significant in the second step are identified as determinants of these fixed costs.

In addition, there is a significant effect of farm size on contracted surface share. This effect has been modelled using two components, a linear one and a quadratic one. Based on the estimation of the coefficient of the surface and square surface, a threshold (around 2 600 ha) has been calculated. There is a negative effect under the threshold and a positive one, over this threshold. As expected in the section II.5), the share of contracted area in the farmland is decreasing with farmland area for most farms, that do not reach 2600ha. Very large farms behave differently.

Finally there is a specific country effect which probably gathers the differences in schemes proposed to farmers, and in natural and economic conditions of case study regions.

IV. DISCUSSION

IV.1. Identifying WTA determinants and their expected effects

Before discussing estimation results, it is first necessary to point out what compliance costs consist of. Fixed compliance costs do not vary with the enrolled area. We distinguish the fixed costs due to the agri-environmental technology specificity and fixed transaction costs that are information gathering before contracting, contract writing, or bureaucratic costs for the contract follow-up. Variable compliance costs are varying with the enrolled area. Variable transaction costs include two sub-categories. Primarily, opportunity costs resulting from the length of the contract. Secondly, costs of contract amendments for instance when a farmer is willing to modify enrolled surface. It is likely that the more the farmer has hectares under contract, the more hazards may appear and lead him to be trapped in contracts commitments.

From this observation, taking back the theoretical model, fixed compliance costs, $F(\cdot)$, encompasses fixed technology costs of and fixed transaction costs, whereas the marginal WTA potentially include variable transaction costs.

We distinguish Z^T the sub-vector of Z that includes pure determinants of transaction costs. These determinants are known through specific variables elaborated from the survey questionnaire. Z^Y gathers other components of Z that usually describe farmer's preferences or farm technology, but may also affect transaction costs.

In order to disentangle Z variable effects, we rely on the previous work of Ducos and Dupraz (2007), which identifies five relevant determinants of contract adoption, namely trust, uncertainty, bounded rationality, utility and technology (named "similarity of transactions"). Table 5 provides a synthesis distinguishing WTA determinant impacts on fixed and variable production costs from those on fixed and variable transaction costs, and those on the WTP.

Table 5: Synthesis of the WTA determinant expected effects

Determinants of WTA	Y	T	WTP
Trust		-	
Uncertainty		+	
Bounded rationality		+	
Utility		-	+
Technology/ Similarity	-	-	
Y are fixed and variable production costs T are fixed and variables transaction costs - means a reduced variation + means an increased variation			

We define trust as an expectation held by an agent that its trading partner will behave in a mutually beneficial manner (Sako and Helper, 1998). A lack of trust may stem from the fear the co-contracting party might try to take unfair decisions, or suspicion on his use of given information, or distrust arising from non shared goals. Conditions favouring farmers' trust in the Government may be a trend for policy rules and regulations to remain constant over a long period, or, a reciprocity in information exchange. Explanatory variables describing this determinant are *TRUST IMPL*, *TRUST INST* and *GOODWILL*.

Bounded rationality implies “economic agents do not know all the solutions to the problems they face, are unable to calculate the possible outcomes of these solutions, and cannot perfectly arrange these outcomes in order in their space of preferences. With regard to contracts, this means that they are unable to design the optimal solutions (behavioural rules) taking into account every relevant contingency without high, and sometimes prohibitive, costs and delays” (Brousseau and Fares, 2000). We argue initial education and any form of improved knowledge affect each individual rationality. Explanatory variables describing farmers’ education are proxies of their rationality, namely *AGRI EDUC* and *GEN EDUC*. They may have positive or negative effects on AES adoption depending on the characteristics of the farm management and proposed AESs.

Uncertainty originates from volatility disturbances, which refers to the rate and unpredictability of change in an environment over time (Carson *et al.*, 2006). Agricultural productions may be subject to climatic hazards, price production factor changes or policy or regulation changes. We argue farmers regularly meeting other farmers and people from the profession are better informed on what is going on and what are policy orientations. Their uncertainty feeling is therefore assumed to be reduced when explanatory variables such as *ADVICES* or *ORGA* get higher.

Farmers’ utility in AESs refers to the value he gives to agri-environmental services he decides to produce by contracting. We argue that any form of interest for environmental or nature issues is an indicator of farmers’ utility in environmental services. Explanatory variables describing this determinant are *ENV AW*, *CHILDREN* and *NAT HOBBIES*.

Finally, the similarity of transactions is defined as “those transactions that are similar to ones in which the firm is already engaged” (Masten *et al.*, 1991). The more AES requirements are technically close to the on-going farmer’s production system, the more the agri-environmental transaction is similar to ones he is already engaged. The similarity may be approached in the same way as Masten *et al.* did in their 1991 article. They compared the initial low-technology and labor intensive tasks with the integration of high engineering-intensive tasks. So, by comparing farm production technology (*GRASSLAND*, *UAA*, *ARABLE*, *FTE*, *ANIMAL*, *MILK*, *ORGANIC*, *CONVENTIONAL*) and the technology required by the different conservation practices we may get

a measure of the similarity of transaction. For instance, the practice “extensive management of meadows”, will be qualified as similar to extensive grazing production systems whereas it will be different from a maize oriented production system.

IV.2. The adoption barrier

Probit results are mostly consistent with expected effects. Expected significant variables are (i) transaction cost determinants that increase adoption by decreasing transaction costs, namely trust variables (“to trust in the implementation process of AES”, “to trust in institutions”) and rationality variables (“general education”), (ii) farmers’ utility characteristics (“environmental awareness”, “to have children under 6 years-old”, “free time dedicated to nature related hobbies”), and (iii) production system characteristics (“organic production system”, “grassland share”). The estimated effect of general education contradicts previous studies where higher education favours AES adoption. As explained in the introduction education may have opposite effects on the different components of the WTA. So its aggregated effect on the adoption may be one way or the other and depends on the other explanatory variables included in the specification.

The second step estimation results lead to the following interpretation. The disappearance of significant transaction cost determinants in the second step, namely trust and bounded rationality variables, reveals the presence of fixed transaction costs. Some pure determinants of transaction costs (*TRUST IMPL* and *TRUST INST*) having a strong effect on adoption, it appears that fixed transaction costs are an important component of fixed compliance costs. General education (*GEN EDUC*) calls the same interpretation. The participation in previous schemes (*EXPE*) might be interpreted in the same way, because the corresponding farmers are used to deal with the administrative burden and uncertainties associated to AES participation. However, *EXPE* may also reflect unknown aspects of the farming system similarity with AESs which are not taken into account by other variables.. Still regarding fixed compliance costs, given that none of variables describing the production system disappear in the second step, we can not conclude about the presence of fixed costs associated with technical aspects. This is not surprising since a large variety of very different farms and AESs are represented in the sample.

Two other variables are significant in the first step and are not in the second one: *NAT HOBBIES*, *CHILDREN*. *NAT HOBBIES* and *CHILDREN* are supposed to control the heterogeneity of farmers' preferences and can not be interpreted as determinants of fixed costs. Their significant effect on adoption might be due to the fact that the marginal WTP is decreasing with the area under contract, While the marginal profit low is increasing. So the WTP variability has a lower influence on the marginal WTA around the optimal contracted area than it has on the global adoption decision.

Finally, variables appearing in the second step highlight the predominant effect of the farming system characteristics the farmer's choice over area to subscribe. The environmental awareness keeps a significant effect which consistent with the first step. But no explanatory variable that could be linked unambiguously with transaction costs are significant. Therefore, if variable compliance costs include variable transaction costs, these variable transaction costs could not be statistically disentangled in this study.

V. CONCLUSION

Estimation results support the strong presence of fixed transaction costs among fixed compliance costs and their significant negative effect on participation. The practical implications of this study are straight forward. In order to increase farmers' adoption, the State has two possibilities, whether to compensate farmers' transaction costs with a higher subsidy, or to reduce farmers' transaction costs. The first option requires an evaluation of the magnitude of transaction costs borne by the farmer, which is not an easy operation. The second option is to act on transaction cost significant determinants, namely trust and bounded rationality. For instance, knowing that farmers' trust in the implementation process has a major role, the State may work on the clarity of contract requirements so as to narrow its implementation interpretation spectrum during controls. Indeed, a high share of non-contacting farmers claim to be reluctant to controls because they don't know what is evaluated. Finally, it is important to remind that this study focuses on transaction costs borne by the farmer only, whereas the agri-environmental transaction generates

transaction costs borne by the State too. Consequently, reducing farmers' transaction costs may increase the State's one. This relation remains largely unknown and calls future researches. In addition, the most important issue for policy design is the link between potential environmental benefits, which are impeded by adoption barriers, and the weight of transaction costs in those barriers. It is not excluded that adoption barriers, even due to transaction costs, operate a selection of contractors which is welfare improving in certain circumstances. It is not likely to be the case generally. So this link should be investigated according to each AES of interest and its local specificities.

References

Arnaud S., Bonnieux F., Desjeux Y., Dupraz P., 2007. Consolidated Report on Farm surveys, Rapport ITAES WP8 DR17 P1, 52 p.

<http://merlin.lusignan.inra.fr/ITAES/website/Publicdeliverables>

Brousseau E. and Fares M., 2000. Incomplete Contracts and Governance Structures: Are incomplete Contract Theory and New-Institutional Economics Substitutes or Complements?, In: C. Ménard, (ed), Institutions, Contracts and Organizations, Perspectives from New-Institutional Economics, Edward Elgar Pub.

Carson S.J., Madhok A., Wu T., 2006. Uncertainty, Opportunism, and Governance: the Effects of Volatility and Ambiguity on Formal and Relational Contracting. *Academy of Management Journal*, 49(5), pp 1058-1077.

Ducos G., Dupraz P., 2007. The asset specificity issue in the private provision of environmental services: Evidence from agri-environmental contracts. Presented at 8th International Meeting of the Association for Public Economic Theory, July 6-8 2007, Nashville, Tennessee.

Dupraz P., D. Vermersch, B. Henry de Frahan, L. Delvaux, 2003. The Environmental Supply of Farm Households, a Flexible Willingness to Accept Model, *Environmental and Resource Economics*, 25, pp 171-189

Knowler D., Bradshaw B., 2007. Farmers' adoption of conservation agriculture: A review and synthesis of recent research, *Food Policy*, 32, pp 25-48.

Mahul O., 2002. Les outils de gestion des risques de marché, étude commandité par le Ministère de l'Agriculture, de l'alimentation, de la pêche et des affaires rurales (ref. MAAPAR 00.G3.01.01).

Masten S.E., Meehan J.W., Snyder E.A., 1991. The Costs of Organization, *Journal of Law, Economics and Organization*, 7, pp 1-27.

Sako M. and Helper S., 1998. Determinants of trust in supplier relations: evidence from the automotive industry in Japan and the United States, *Journal of Economic Behaviour and Organization*, 34, pp 387-417.

USDA Economic Research Service 1999. Managing risk in farming : concepts, research and analysis, Agricultural Economic report.

Williamson O.E., 1985. The Economic Institution of Capitalism- Firms, Markets and Relational Contracts. The Free Press, New York.

ANNEX 1: Descriptive statistics

Next table presents an overview of the origin population.

Sub-samples	Farmer population	Participation rate	Farm production system
Basse Normandie (FR)	34000	7%	Predominance of dairy farms
Friesland (NL)	6000	11%	Predominance of dairy farms
Flanders (BE)	20667	15%	Mixed farming
North East (UK)	5690	33%	Mainly cattle and sheep farms
Brandenburg (DE)	1054	10%	Mixed farming
Emilia Romagna (IT ER)	34919	40%	Mixed farming
Veneto (IT V)	?	2.5%	Arable farms and dairy farms
Ireland (IR)	13233	26%	Mainly cattle farming
Finland (FI)	4600	15%	Mainly grain crops
Czech Republic (CZ)	46400	26.5%	Combined production

This table highlights an over-coverage of contractors. Indeed, 55% of surveyed farms are contractors while they represent only 25% of farms on average. It also shows an over-coverage of some types of farming systems, namely breeding systems (82%) and dairy systems (38%) . This makes a high proportion of grassland in total farmland (52%)

Next two tables summarize the main differences between participants and non participants in the whole sample and in the different sub-samples. The first table focuses on farmers' characteristics whereas the second table focuses on their production system characteristics.

Variables		Whole sample	Sub-samples										
			FR	NL	BE	UK	DE	IRL	FI	CZ	IT ER	IT V	
Age		-		-					+				
Education	Agricultural education		+			+					+		
	General education	+						+					
	Professional training	+			+			+	+		+		
Children	Under 18	+	+	+									
	Over 18	-	-								-		
Involvement organisations	Farmers' Union	+				+							
	Farming group oriented at improving agriculture	-		-									-
	Farming group with nature orientation	+	+	+		+				+			
	Environmental association	+		+	+								

Note: (+) means that the variable is positively correlated with the participation in AESs

(-) means that the variable is negatively correlated with the participation in AESs

Compared to non participants, participants may be characterized as follows. They are globally younger, except in Ireland where participants are significantly older. Indeed, in Ireland, AESs are often contracted by disengaging farmers. Participants have a higher general education, an additional professional training, more children under 18 years old and less children over 18, and they are more likely involved in farmers' unions, farming group with nature orientation and environmental association. On the contrary, they are less involved in farming group aiming at improving agriculture than non participants.

Variables		The whole sample	Sub-samples									
			FR	NL	BE	UK	DE	IRL	FI	CZ	IT ER	IT V
Type of production	Animal production	+					+		-	+	+	
	Dairy production	+							-	-		+
Size of farms	UAA		+		+		+		-			+
	Workers (FTU)	+	+				+					+
Grasslands	Proportion of grasslands in UAA	+	+				-	+			+	+
	Shift towards more grasslands	+	+		+				-		+	
Animals	Low livestock density (LU/ha)		+		+				+		+	
Changes in arable land management	Less manure per ha	+			+		+			-	+	
	Ploughing in the manure	+	+		-				+			
	Less mineral fertilisation/ha	+	+				+					+
	Less chemicals/ha	+			+		+				-	
Changes in buildings and machinery	New buildings	+	+		-		+					-
	Extension/renovation of buildings	+	+							+		
	New tractor	+	+				+		-			
	New equipment	+	+		+		+		-		+	+

Note: (+) means that the variable is positively correlated with the participation in AESs

(-) means that the variable is negatively correlated with the participation in AESs

Similarly, compared to non participants' farm, participants' ones may be characterized as follows. They have breeding units, except in Finland. They are dairy farms except in Finland and Ireland. They are larger, except in Ireland. Several indicators show they are more extensive production systems. Indeed, grassland share is higher, except in England, and, livestock density is lower.

It is interesting to notice the specificity of Ireland where AES participants are more disengaging and smaller than non participants. Moreover, dairy farms are less likely to enrol in AESs than the other types of farms.

Finland is also quite different from the other countries in particularly because farms with a breeding unit and dairy farms are less likely to adopt AESs than the other types of farms.

Finally, next table provides average annual payment per hectare of enrolled area.

	France	Netherlands	Belgium	England	Germany	Ireland	Finland	Czech Republic	Italy_ Em. R.	Italy_ Veneto
Mean (€/ha)	119.7	168.4	455.6	389.1	163.4	164.7	124.1	90.8	317.4	334.4
Median (€/ha)	109.4	137.1	180.9	76.9	129.9	169.2	105.8	90.9	277.8	183.6

The lowest payments per hectare are in France, Netherlands, Germany, Ireland, Finland, and Czech Republic. The highest are in Belgium, England, Italy Emilia Romania and Italy Veneto.

ANNEX 2: Willingness to accept determinants

Determinants of transaction costs, which we identified and defined in the previous section, are notions that do not allow any direct measurement. When available, previous studies characterizing conditions in which these determinants may increase or decrease helped us to build a measurement framework.

Explanatory variables measuring “Trust”

Trust is an expectation held by an agent that its trading partner will behave in a mutually beneficial manner (Sako and Helper, 1998).

Conditions favouring trust (Sako and Helper, 1998) :

- “Long-term trading and future expectations of customer commitment”: (i) the longer the informal commitment made by the customer to continue trading with the supplier, the higher is the supplier’s trust for its customer; (ii) the longer the duration of past trading, the higher is the supplier’s trust of its customer.
- “Reciprocity in information exchange”: the more a supplier’s disclosure of information to its customer is matched by the customer’s provision of information to the supplier, the higher the supplier’s trust for its customer.
- “Technical assistance”: the more technical assistance is provided by the customer, the higher the supplier’s trust in the customer

TRUST IMPL

This variable encompasses farmers’ opinions (strongly disagree; somewhat disagree; somewhat agree; strongly agree; do not know) on the following statements:

- “The eligibility rules are fair”
- “The financial compensation is sufficient to cover the extra costs incurred by the farmer”
- “Compensation payments are always made on time”
- “The rules and requirements are easy to understand”
- “The measures can easily be implemented on my farm”
- “The intended environmental benefits are clear and easy to understand”
- “The current policy rules and regulations will remain constant over a longer period”

- “There is a lot of control when implementing measures”
- “The sanctions for not carrying out the contract are reasonable”

These statements were chosen because they tend to describe farmers’ expectation that the State will behave in a mutually beneficial manner. The global variable *TRUST IMPL* was created from these primary data using a Multiple Correspondence Analysis.

A positive *TRUST IMPL* is assumed to indicate the farmer trusts in the State. The higher it gets, the more the farmer trusts in the State.

TRUST INST

In addition of *TRUST IMPL*’s statements, this variable encompasses:

- “The local government can be trusted”
- “Our government can be trusted for their commitments”
- “The agricultural administration can be trusted”
- “The European Union can be trusted”
- “Generally speaking, other farmers’ can be trusted”
- “Generally speaking, most people can be trusted”

As for *TRUST IMPL*, a positive *TRUST INST* is assumed to indicate the farmer trusts in the State. The higher it gets, the more the farmer trusts in the State.

GOODWILL

Similarly, *GOODWILL* gathers the following statements:

- “The procedures for contract applications are easy”
- “The rules and requirements are easy to understand”
- “It is easy to find the right person to contact in the administration when there are problems”
- “Regarding agro-environmental schemes, administration behaviour is fair and responsible”

A positive *GOODWILL* indicates the farmer trusts in the State. The higher it gets, the more the farmer trusts in the State.

Explanatory variables measuring “Bounded Rationality”

Same definition as Williamson (1985). Bounded rationality implies “economic agents do not know all the solutions to the problems they face, are unable to calculate the possible outcomes of these solutions, and cannot perfectly arrange these outcomes in order in their space of preferences. With regard to contracts, this means that they are unable to design the optimal solutions (behavioural rules) taking into account every relevant contingency without high, and sometimes prohibitive, costs and delays” (Brousseau and Fares, 2000).

Conditions favouring bounded rationality:

We argue initial education and any form of improved knowledge reduce each individual rationality.

GEN EDUC + AGRI EDUC

Bounded rationality is characterized with qualitative variables by creating classes of variables.

Variables describing farmers’ education were assumed to measure their rationality since education is expected to provide solutions to problems and unable farmers to calculate the possible outcomes to these solutions.

The higher the education level, the less bounded the farmer’s rationality.

Explanatory variables measuring “Uncertainty”

Conditions favouring uncertainty (Mahul, 2002):

The agricultural production is subject to various risk sources. A classification of those risks is provided in numerous studies (see for instance USDA, 1999) and is provided bellow:

- “Production risks” from climatic uncertainties (drought, flooding,...), technological uncertainties, sanitary conditions and epidemics.
- “Market or price risks” characterizes price production factor changes.
- “Institutional risk” created by policy or regulation changes.
- “Financial risks” includes interest rate variation uncertainties or those of exchange rate, non-payment risk,...
- “Human and personal risks” are common to any individual. They are related to illness, accidents,...

ORGA

This variable reports farmers' membership and participation frequency in agricultural organizations. It was created using a Multiple Correspondence Analysis.

We assumed a farmer regularly meeting other farmers and people from the profession or involved in professional organizations better feel what is going on and what are policy orientations. This refers to the volatility aspect of uncertainty.

A positive *ORGA* indicates the farmer's perception about future conditions is rather clear and thus shows low uncertainty. The higher it gets, the less uncertain the farmer perceives future conditions.

ADVICES

This variable gathers information on organizations or persons farmers get technical, financial or administrative advices from. It was created using a Multiple Correspondence Analysis.

ADVICES follows the same logic as *ORGA*, namely a positive *ADVICES* indicates the farmer beneficiate from conditions lowering uncertainty about future conditions. The higher it gets, the less uncertain the farmer perceives future conditions.

Explanatory variables measuring the “Similarity of Transactions”

Except from the production system type which is a qualitative variable, every variables describing the similarity of transactions are continuous.

As Masten et al. (1991), the similarity of transactions is measured by comparing the initial technology with the technology required by enrolled environmental friendly practices. Therefore, from what we know about farm technology dedicated to the production of environmental services, the similarity of transactions is characterized as follows:

- the higher the grassland share, the more similar the transactions;
- the higher the farms land area, the more similar the transactions;
- the lower the arable land share, the more similar the transactions;
- the more labour force, the more similar the transactions;
- the bigger the animal population, the less similar the transactions;
- the bigger the milk quota, the less similar the transactions;
- An organic production system indicates similar transactions.

Explanatory variables measuring “ Utility”

Conditions favouring utility in the transaction:

We argue any form of interest for environmental or nature issues is an indicator of farmers’ utility in environmental services he may produce through an AES.

ENV AW

This variable contains information on farmers’ hobbies, readings and involvement in environmental associations. It was created using a Multiple Correspondence Analysis.

We assumed a positive *ENV AW* indicates farmers’ environmental awareness and thus derive utility from environmental services. The higher *ENV AW* gets, the more the farmer derives utility from environmental services.

NAT HOBBIES

This variable contains information on farmers’ hobbies and readings only. As for *ENV AW*, it was created with a Multiple Correspondance Analysis.

A positive *NAT HOBBIES* indicates farmers do dedicate free time in nature related hobbies and thus derive utility from environmental services.

CHILDREN

This variable is characterized with qualitative variables by creating classes of variables which gives the number and age of farmers’ children.

We assumed a farmer with young children will be more aware of environmental issues than farmers with no child.

Article 3

THE ASSET SPECIFICITY ISSUE IN THE PRIVATE PROVISION OF ENVIRONMENTAL SERVICES: EVIDENCE FROM AGRI-ENVIRONMENTAL CONTRACTS⁹

Abstract : Conservation practice adoption is classically explored through the technology lens. However, by introducing the trade-off between production cost savings and higher transaction costs, involved asset specificity level should be considered too. This paper addresses this issue in the case of agri-environmental contracts, in which subscribed agri-environmental practices are freely chosen by the farmer. Several studies have examined factors influencing farmers' adoption but none have distinguished practices from their associated asset specificity level and transaction costs. We fill this gap by assuming a utility maximizing farmer who compares contract payments with compliance costs. Transaction costs being endogenous and difficult to measure, we identify conditions in which these costs vary and derive testable propositions about these conditions' effect on the choice over asset specificity level. Estimations on a sample of 328 French farmers interviewed in 2005 confirm the existence of a transaction cost barrier in agro-environmental contract adoption. They also show factors such as distrust in the Government, uncertainty stemming from the opacity of public decisions and the non-similarity of transactions have a significant negative effect on the probability farmers choose more specific practices.

Key words: Agri-environmental contract; asset specificity; endogeneity; transaction costs

⁹ Auteurs: Géraldine Ducos (INRA) et Pierre Dupraz (INRA)

Article accepté à Ecological Economics.

Cet article a été présenté au 8th International Meeting of the Association for Public Economic Theory (Université de Vanderbilt-USA, du 6 au 8 juillet 2007), aux 24^{ème} Journées de Microéconomie Appliquée (Université de Fribourg-Suisse, les 31 mai et 1^{er} juin 2007), à la 11th Annual Conference of the International Society for New-Institutional Economics (Université de Reykjavik-Islande, du 21 au 23 juin 2007) et aux 8^{ème} Journées Jeunes Chercheurs du Département d'Economie de l'INRA (Université de Toulouse, les 12 et 13 avril 2007).

I. INTRODUCTION

Conservation practice adoption is classically explored through the technology lens (Dupraz et al., 2002; Soule et al., 2000; Traoré et al., 1998; Gould et al., 1989; Napier and Camboni, 1993) whereas involved asset specificity level gives rise to other important issues. This characteristic has a double implication. On the one hand, asset specificity permits cost savings to be realized, in that environmental outcomes highly depend on timing or localization aspects. On the other hand, these specificities require the production system to be entirely adapted and result in non negligible risky investments. Indeed, such investments are non redeployable without sacrifice of productive value if the contract should be interrupted or prematurely terminated. These elements constituting a hold up situation from which difficulties of writing contracts contingent on all important future events and the fact that these contracts can be renegotiated lead to high transaction costs. Transaction costs enter then in the decision over what level of asset specificity to invest in.

From this observation, this paper aims at better understanding the choice over conservation practices adoption differing in their asset specificity level. We base our analysis on the study of agri-environmental contract adoption by farmers. At the present time, adoption remains low and enrolled agri-environmental practices are low asset specific. Farmers actually avoid subscribing practices such as timely and site adapted conservation practices, specialized planting equipment, or advanced agronomic skills. Most of the time, these requirements leading the farmer to fully adapt his production system, they ends up to an important and long term investment. Moreover, the Government being the only demander of environmental services in rural areas, the value of these investments relies on the Government-farmer relationship. From this hold up situation and given that environmental outcomes highly depend on involved asset specificity levels, we therefore argue the asset specificity issue deserves more attention in the analysis of agri-environmental transactions.

Several studies have examined factors influencing farmers' agri-environmental contract adoption. Four main determinants have been identified, namely (i) farmer and farm household characteristics, (ii) farm biophysical characteristics, (iii) farm financial/management characteristics, and (iv) exogenous factors such as information availability, sources of information, society social capital (Knowler and Bradshaw, 2007). However, except from Bekele and Drake (2003), none have distinguished agri-environmental practices between them

and their related adoption factors. As regard to Bekele and Drake's work, they studied farmers' choice over different soil and water conservation practices but did not distinguish them from their asset specificity level. This is what this paper aims at by analysing farmers' choice over different agri-environmental practices associated to different asset specificity levels.

We base our analysis on farmers' choice modelling. Facing agri-environmental practices differing in their asset specificity level, we assume each farmer selects the practice that maximises his utility. For that, the usual operational cost based analysis, i.e. the analysis of additional costs and profit foregone resulting from the technology adaptation to the commitment made, is completed by introducing to each agri-environmental practice their involved asset specificity level and associated transaction costs. Taking into account that transaction costs and asset specificity levels are endogenous in the farmer's decision, our analysis focused on exogenous transaction costs determinants, namely trust, bounded rationality, utility in the transaction, uncertainty and the similarity of transactions. Propositions are then derived to relate estimated effects of transaction cost exogenous determinants to chosen asset specificity levels.

This case study owes its originality to the policy compensation payment calculation. Being based on the 1999-Common Agricultural Policy (CAP) regulation, it only covers operational costs. Transaction costs are thus not included. With such a payment pattern and negligible transaction costs, all proposed compensated agri-environmental practices are expected to attract a good share of farmers. However, given that the different practices are associated to different asset specificity levels, farmers' transaction costs should differ across practices and therefore should affect each practice uptake rate.

The estimation of a multinomial logit model with data collected among 328 French farmers in 2005 first shows 1999-CAP compensation payments do not incite farmers to subscribe practices involving high asset specificity. Then, they clearly support that some factors favour the adoption of more specific practices, namely to trust in the Government, uncertainty and the similarity of transactions, i.e. how similar the new transaction technology is compared to existing ones. They support that the higher the farmer trusts in the Government, the higher the probability he chooses more specific practices. They also support, but in a less rigid way, that

uncertainty stemming from the opacity of public decision making reduce the probability the farmer chooses more specific practices.

The first contribution of this paper is thus to highlight and support the importance of asset specificity in the choice over conservation practice adoption. The second contribution goes beyond the environmental field. Indeed, very few studies tried to take the asset specificity endogeneity into account whereas it is asserted (Masten, 1995, Masten and Saussier, 2002) that the specificity of assets is itself a decision variable. According to Masten and Saussier (2002), “the binding constraint is not technique, but data availability”. This study benefiting from an original data base, some information constraints are lowered, which places us in a position to provide empirical evidences on determinants of the choice over the asset specificity level.

In section 2, we present the model from which we derived propositions. Section 3 first introduces survey conditions and then provides estimation results. Section 4 concludes.

II. THE CONCEPTUAL FRAMEWORK AND PROPOSITIONS

II.1. Asset specificity: Theory and evidence

Asset specificity is the most important and most distinguishes transaction costs economics from other treatments of economic organization. Transaction specific investments result in assets that have greater value when used to service a particular transaction, than they would have if that relationship broke down. This constitutes a hold up problem in which the economic relationship is characterized by the existence of appropriable quasi-rents¹⁰ that are available to parties to bargain over. Besides, as noted by Williamson (1985), “asset specificity only takes on importance in conjunction with bounded rationality/ opportunism and in the presence of uncertainty”. Therefore, when these conditions are gathered, transacting parties should be tempted to protect their relationship. They will be willing to write a contract as complete as possible, implement enforcement and monitoring designs,... which may lead to

¹⁰ The quasi-rent value of an asset is the excess of its value over its salvage value, that is, its value in its next best use to another renter. The potentially appropriable specialized portion of the quasi-rent is that portion, if any, in excess of its value in its second highest-valuing user (Klein et al., 1978)

significant problems related to *ex ante* and *ex post* negotiations and maladaptation aspects and generate important transaction costs.

Williamson is the first to note the role quasi rents can play in causing contracting problems and incentives to vertically integrate. This idea is then popularised in Klein, Crawford and Alchian (1978). They emphasized on the presence of appropriable specialized quasi rents as likely producing a serious threat of opportunism and litigation which may turn out to be costly and ineffectual. They then assumed “as assets become more specific and more appropriable quasi-rents are created (and therefore the possible gains from opportunistic behaviour increases), the cost of contracting will generally increase more than the costs of vertical integration”.

Four types of asset specificity are usefully distinguished, namely site specificity, physical asset specificity, human asset specificity and dedicated assets (Williamson, 1985). Masten et al. (1991) add time specificity as a fifth type, which particularly fits the agri-environmental transaction. It refers to the following case: “when timely performance is critical, delay becomes a potentially effective strategy for exacting price concessions. Knowing that interruptions at one stage can reverberate throughout the rest of the project, an opportunistic supplier may be tempted to seek a larger share of the gains from trade by threatening to suspend performance at the last minute. Even though the skills and assets necessary to perform the task may be fairly common, the difficulty of identifying and arranging to have an alternative supplier in place on short notice introduces the prospect of strategic hold ups”.

Even if the transaction cost economics approach is not linked with formal models, it offers an “empirical success story” in the sense that many empirical tests flourished and confirmed propositions on (i) vertical integration (Joskow, 1985; Masten et al., 1991), (ii) long term contracts (Crocker and Masten, 1988; Joskow, 1985), or (iii) price adjustments (Crocker and Masten, 1991; Joskow, 1988). As regard to the literature on environmental service transactions, the presence of transaction costs has also been widely demonstrated (Colby, 1990; Stavins, 1995; Kuperan et al. 1998; McCann and Easter, 1999; Falconer et al. 2001). However, the specificity of assets is usually treated as an exogenous variable whereas it is itself a decision variable. According to Masten and Saussier (2002), “the binding constraint is not technique, but data availability”. This is what be beneficiate in this present case study. Compensation payments not covering transaction costs borne by the farmer, we are in a

position to compare the costs derived from the profit function with transaction costs. Then, by identifying conditions in which transaction costs vary, we could derive testable propositions about the choice over asset specificity level.

II.2. The model

We assume the farmer decides to adopt an agri-environmental contract with given agri-environmental practices and involved asset specificity levels if the offered contract payment is higher than compliance costs. Compliance costs gather technology adaptation costs derived from additional costs (also called operational costs), income foregone resulting from the commitment made and transaction costs borne by the farmer. In line with the 1999-CAP regulation, the implemented compensation payment (or contract payment) is a per-unit payment based on average operational costs and income foregone in each region and do not include transaction costs. Given that the asset specificity level associated to an agri-environmental practice is a factor of transaction costs, the variability of transaction costs from a practice to another is thus expected to affect their respective uptake rate, *ceteris paribus*. Farmers should then choose the agri-environmental practice which involves the lowest transaction costs. In addition, we suspect some conditions to lower or increase these transaction costs and, consequently, to impact on farmers' choice.

As implied by this choice framework, we consider a utility maximizing farmer facing K agri-environmental practices, each of them being linked to an asset specificity level. The farmer selects the K -dimensional vector y of agri-environmental service units derived from each practice according to his preferences and budget constraint. The agri-environmental contract lasts five years corresponding to a medium term time horizon. Offered per-unit payments are included in the K -dimensional vector q . Utility is supposed to be non decreasing, continuous, differentiable and quasi-concave in the private consumption m and the vector y . Utility also depends on exogenous farmer's preferences. In the budget constraint, the medium term income m can not exceed the contract payment $q \cdot y$ plus the short term profit $\pi(\cdot)$ that depends on y and on prices of variable inputs and outputs p . The short term $\pi(p, y)$ dually represents the technology. It is assumed linearly homogenous in prices p , non increasing and quasi-concave in y (Dupraz et al., 2003). A transaction cost function, called $T(\cdot)$, is

distinguished from the profit function. This function is assumed to depend on exogenous determinants of transaction costs, t .

$$\begin{aligned} & \underset{m,y}{\text{Max}} U(m, y) \\ & m \leq \pi(p, y) - T(p, y, t) + qy \\ & y \geq 0 \end{aligned} \quad (1)$$

As previously explained, the profit variation due to the farm technology adaptation is compensated by the contract payment, but it does not encompass transaction costs. Therefore, when asset specificity gets higher, we should observe effects stemming from the variability of transaction costs and utility only. Effects stemming from the profit function are thus theoretically non observable.

The solution of the maximisation programme (1) is noted (m^*, y^*) , with $V(p, q, t) = U(m^*(p, q, t), y^*(p, q, t))$ being the indirect utility function. The vector y^* is the optimal combination of agri-environmental practices, in other words, the global asset specificity level selected by the farmer. Given the very high number of practices, which leads to a large spectrum of possible practice combinations, this decision making process is difficult to estimate directly. Therefore, to derive a tractable econometric specification, we assume a two stage decision making process, based on a partition Z of all possible combinations of practices distributed into J groups of practice combinations noted Z_j . The partition includes groups of non compensated practices. These groups differ according to the asset specificity associated with the corresponding combinations of practices. Within each group, the maximal utility is:

$$V(p, q, Z_j) = \underset{m,y}{\text{Max}} \{U(m, y); m \leq \pi(p, y) + q \cdot y; y \in Z_j\} \quad (2)$$

It follows that:

$$V(p, q) = \underset{Z_j}{\text{Max}} \{V(p, q, Z_j); Z_j \in Z\} \quad (3)$$

We consider i^{th} farmer's decision to be associated to the maximization program (3). His maximal indirect utility for the group Z_j is noted V_{ij} and is the solution of program (2). The econometric specification then relies on a random utility model:

$$\begin{aligned} V_{ij} &= b_j x_i + u_{ij} \\ \forall j &= 1, \dots, J \end{aligned} \quad (4)$$

Where x_i is the vector of explanatory variables describing the exogenous determinants of farmer i 's choice. Assuming p and q do not change during the contract duration and across farmers, x_i is thus the vector of factors of transaction costs and utility (effects stemming from the profit function being theoretically non observable). b_j are the corresponding parameters to be estimated and u_{ij} a perturbation which is assumed to have a Gompertz distribution ($F(u_{ij}) = \exp(-\exp(-u_{ij}))$). Perturbations are assumed independent and identically distributed.

Let d_{ij} be the dichotomous variable describing farmer i 's choice over the different conservation practice combinations j . The decision rule is then:

$$\begin{aligned} d_{ij} &= 1 && \text{if } V_{ij} > V_{ij'} \quad \forall j' \neq j \\ d_{ij} &= 0 && \text{otherwise} \end{aligned} \quad (5)$$

Relations (4) and (5) specify a multinomial logit model where the probability of the i^{th} farmer to select a combinations j is given by (6):

$$P_{ij} = \Pr\{d_{ij} = 1\} = \frac{\exp(x_i' b_j)}{\sum_{j'=1}^J \exp(x_i' b_{j'})} \quad \forall j \quad (6)$$

II.3. Conditions for choosing more specific assets

This section aims at determining factors affecting farmers' choice. From the above specified model, these factors may theoretically not only impact on farmers' transaction cost function

but on his utility and profit functions too. We here present propositions about these factors effects on these two functions and on the overall probability the farmer chooses higher specific practices. The theoretical and empirical transaction cost economics literature provides us with five relevant determinants. Three of them seem to impact on the transaction cost function only and allow conclusions whereas two have more complex effects.

II.3.1. Factors impacting on the transaction cost function only

Trust

As defined in Sako and Helper (1998), trust is an expectation held by an agent that its trading partner will behave in a mutually beneficial manner. For simplification, we will consider trust as the opposite of opportunism. A lack of trust may stem from the fear the co-contracting party might try to take unfair decisions, or suspicion on his use of given information, or distrust arising from non shared goals. According to Hwang (2006), a deterioration of trust exhibits a negative relationship to the willingness to make specific investments. Trust is thus expected to reduce the hold up pressure on the transacting parties. Consequently, we expect them to be less tempted to protect their relationship and we should observe a lower magnitude of transaction costs, other things being equal. Our proposition is straight forward.

Proposition 1: The more the farmer trusts in the Government, the lower the magnitude of transaction costs and the higher the probability he chooses more specific assets, *ceteris paribus*.

Bounded rationality

According to Hart (1995), parties are bounded rational when they can not calculate the consequences of any action they take, i.e. they know surpluses from investments and the costs from producing the good to exchange).

According to Williamson (1985), bounded rationality is a semi-strong form of rationality in which economic actors are assumed to be “intendedly rational, but only limitedly so” (Simon, 1961, p.xxiv). Bounded rationality implies “economic agents do not know all the solutions to the problems they face, are unable to calculate the possible outcomes of these solutions, and cannot perfectly arrange these outcomes in order in their space of preferences. With regard to contracts, this means that they are unable to design the optimal solutions (behavioral rules) taking into account every relevant contingency without high, and sometimes prohibitive, costs and delays” (Brousseau and Fares, 2000). Therefore, if we assume decisions are time-

consuming and costly and that agents can make mistakes, we can acknowledge more bounded rationality lead to more transaction costs, and we suggest the following proposition on the relationship between asset specificity and bounded rationality.

Proposition 2: The more the farmer has a bounded rationality, the higher the magnitude of transaction costs and the lower the probability he chooses more specific assets, *ceteris paribus*.

Uncertainty

Following Carson et al. (2006), uncertainty may be associated to disturbances from two different origins, namely volatility and ambiguity. Volatility refers to “the rate and unpredictability of change in an environment over time, which create uncertainty about future conditions”. This conceptualization of uncertainty follows Williamson’s (1985) one. Ambiguity refers to the metering problem, i.e. “the degree of uncertainty inherent in perceptions of the environmental state irrespective of its change over time”. Here, we associate uncertainty to volatility aspects. Saussier’s 2000 study then gives insight into the relationship between uncertainty and transaction costs, namely “the greater the uncertainty level of the transaction, the more difficult, expensive, and risky it will be to establish a contract that aims for completeness”. Therefore, our proposition about the relationship between asset specificity and uncertainty is as follow.

Proposition 3: The more uncertainty surrounds the agri-environmental transaction, the higher the magnitude of transaction costs and the lower the probability the farmer chooses more specific assets, *ceteris paribus*.

II.3.2. Factors with more complex effects

Utility in the transaction

In the case of public good transactions, non rivalry makes it possible for the farmer to derive utility from both the service he produces and the payment he receives accordingly. Utility in the transaction thus refers to the total value the farmer gives to environmental services he produces from the investments he decides to make. We argue this utility has two consequences. First, it may lead the farmer to have a positive willingness to pay for environmental services. An increased utility due, for instance, to environmental awareness or the presence of children, should thus reduce the compensation payment necessary to incite the farmer to enrol (Dupraz et al., 2003). Second, from the asset specificity perspective, it

provides an alternative value to specific investments outside the transaction with the Government and, consequently, should reduce the appropriable quasi-rent. Therefore, the hold-up pressure should be reduced and transaction costs dedicated to protect the relationship should be lower. From this second observation, we derive the following proposition:

Proposition 4: The more utility the farmer gets from environmental services he produces through the agri-environmental contract, the lower the magnitude of transaction costs and the higher his willingness to pay for environmental services. Since both effects are non distinguishable, it is not possible to conclude on the effect of utility in the transaction on the probability the farmer chooses more specific assets.

Similarity of transactions

The similarity of transactions can be defined as “those transactions that are similar to ones in which the firm is already engaged” (Masten et al., 1991). This characteristic has a double impact. On transaction costs through internal organization costs, and, on the profit function through economies of scale and scope. Internal organization costs are the costs of organizing and losses through management decision mistake. Coase (1937) and Masten et al. (1991) assert that internal organization costs increase with an increase in the dissimilarity of transactions. Therefore, the costs related to efforts to adapt the farming production technology and management decisions with the agri-environmental transaction will be higher when the farmer is unfamiliar with what he commits. Masten et al.’s study then set a relationship between the similarity of transactions and the specificity of involved investments by observing that “workers with more specific skills are less costly to manage”. They went to the conclusion that human specific assets were reducing internal organization costs. The objective of reducing internal organization costs may therefore be a reason for choosing more specific assets. By impacting on internal organization costs, the similarity of transaction may thus be a determinant of the choice over asset specificity. As regard to the similarity effect on the profit function, we argue that an activity the farmer is familiar with is technically close to other activities he is already having or used to have and should therefore produce economies of scale and/or scope¹¹. However, the compensation payment being calculated on technology adaptation costs and thus taking economies of scale and scope into account¹², estimations are

¹¹ In other respects, Lyons (1995) observed a relationship between asset specificity and economies of scale and scope. He showed that “economies of scale and scope are a significant motivation behind the decision to buy-in, but only in the absence of specific assets”, and that “specific assets are the overriding influence when scale or scope economies exist”.

¹² Compensation payments are per-region calculated.

expected not to capture the economy of scale and scope effect but the effect of internal organization costs only.

Proposition 5: The more the agri-environmental transaction is similar to ones he is already engaged, the lower the internal organization costs and the higher the probability the farmer chooses more specific assets, *ceteris paribus*.

III. AGRI-ENVIRONMENTAL CONTRACTS: AN EMPIRICAL TEST

Propositions were tested using data from a 2005 survey covering the Basse-Normandie region in France. Within the survey area, 328 farmers were face to face interviewed. Among them, 171 are contracting farmers and 157 are non contracting ones. The sample is quite representative although contracting farmers are over represented on purpose in order to get better information on contracts. This section first gives insight into the characterization of practice asset specificity levels. Then, after having presented explanatory variables, estimation results are provided.

III.1. Characterizing practice asset specificity levels

In the agri-environmental transaction asset specificity may appear in three contexts. First, for environmental outcomes to be gained, most agri-environmental practices must be operated on proper periods as a function of meteorological conditions and natural cycles. In the same line, Allen and Lueck (1998) and many agricultural economists (for example, Brewster, 1950; Castle and Becker, 1962) argue “seasonality is the main feature that distinguishes farm organization from “industrial” organization”. Even if skills and assets necessary to perform these tasks are common, it is very difficult for the Government to turn to an alternative supplier in place on short notice, which may introduce strategic hold up. In addition of being dependant on time aspects, environmental outcomes depend on agri-environmental practice localization too, which constitutes a second source of asset specificity. As for time specificity, skills and investments are easily redeployable, but environmental goals can’t be reached if these tasks are implemented elsewhere. This is thus another opportunity for hold up.

It is important to note both hold up cases mostly concern the Government in that he should not be bargaining from a position of strength. However, these time and site requirements bring the farmer to fully adapt his farming production system and may lead him to be required to improve his agronomic knowledge and his material park. This new production system management is an important investment for the farmer, which has currently no other uses outside the agri-environmental contract with the Government. The farmer thus becomes taken in a hold up position too. Finally, the third origin of asset specificity stems from human skills. Practices aiming at biodiversity or extensive management goals such as low pesticide inputs require advanced agronomic and ecological knowledge which does not find other valuable uses outside the transaction with the Government. This constitutes another hold up case as regard to the farmer point of view.

In our case study, farmers willing to subscribe an agri-environmental contract had the possibility to choose one or more agri-environmental practices among a set of about 170 different practices. Our sample of contracting farmers accounts for 45 different practices and thus includes a high number of practice combinations. For simplification, we distributed these combinations into five practice combination groups¹³. These groups were created with a classification method. The hypothesis under this classification is that choices are mutually exclusive. Table 1 presents these practice combination groups.

Table 1: Description of practice combination groups

Practice combination groups	Nb. of farmers	Description
A1	68	Important changes on meadows and landscape
A2	20	Fauna protection
B	43	Changes on arable lands and meadows
C1	28	Practice maintenance on meadows
C2	12	Changes on arable lands
D1	76	More than 4 non paid actions
D2	81	Less than 3 non paid actions

From these practice combination groups, we distinguished three asset specificity levels.

Practice combination group A call for assets which we consider as highly specific. A1 refers to constraining commitments such as production system reconversion towards grazing

¹³ These practice combination groups are specified by j in the econometric model.

systems, extensive management of meadows and landscape maintenance. These practices lead the farmer to rethink his whole farming system so as to be able to honour his commitment in terms of dates, input quantities and practice localization. In addition, practices concerning landscape maintenance such as hedgerows or ponds, require a certain level of agronomical and botanical expertise, which involves the farmer to get advanced knowledge in these fields. These different investments do not have any value outside the agri-environmental contract. This is why A1 is assumed to be a highly specific practice combination group. A2 group focuses on fauna protection. This entails timing restrictions for certain operational tasks, such as mowing or ploughing, depending on natural cycles and ecological expertise. As for A1 group, these investments do not have any value outside the agri-environmental contract.

Practice combination group C calls for low asset specificity. C1 group only concerns extensive management of meadow practices. It does not entail constraining requirements in terms of date, input quantities and practice localization, which does not lead the farmer to entirely change his farming system and thus to invest in a new production system management. C2 group is different from C1. C2 group entails changes on arable lands, such as covering bare lands in winter, and restrictions on pesticide and fertilizer input management, which lead the farmer to entirely revise his production system. This involves the farmer to highly invest in order to commit with his contract. However, contrarily to A groups, these investments are redeployable on other transactions, namely quality labels and the new orientation of the Common Agricultural Policy. Indeed, the last CAP regulation calls for ecoconditionality requirements, among which, winter bare lands management, pesticide and fertilizer inputs requirements are included.

Practice combination group B calls for average specificity. It is similar to C1 group but requirements are more numerous and lead to higher investments. Some of them, such as covering bare lands in winter are redeployable, as referred to the new CAP regulation, but others are not.

Moreover, given that non contracting farmers may implement non compensated conservation practices, we added up two non compensated practice combination groups, namely D1 and D2. D1 includes combinations of more than 4 non compensated conservation practices, and D2 includes combinations of less than 3 specified practices, including none. In both groups, involved assets are assumed not to show any specificity.

It is finally necessary to stress that the gradient of specificity levels among enrolled practices is narrower than the 170 initially proposed practices' one. To be more precise, farmers have chosen the less specific practices whereas proposed practices encompassed a whole gradient of practices from very specific ones, such as converting arable lands into meadows, to non specific ones such as winter covering of arable lands. This will have to be taken into account in the interpretation of the results.

III.2. Explanatory variables

In order to capture the notion of previously described determinants, several types of variables were collected. They concern the farmer (education level, environmental awareness...), his production system (farm legal status, number of Full Time Equivalent workers...), his professional environment (involvement in agricultural organizations, administrative and technical external services,...) and his relationship with the Government (trust in administrations, ...). From these raw data, we created variables providing a measure of asset specificity determinants as presented in table 2.

Table 2: Determinants of asset specificity and their respective explanatory variables

Determinants of asset specificity	Related constructed explanatory variables	Variable values
Bounded rationality	Agricultural education (<i>AGRI EDUC</i>) General education	6 classes 7 classes
Trust	To trust the implementation process of agri-environmental contracts (<i>TRUST IMPL</i>) Strong belief in the Government goodwill (<i>GOODWILL</i>)	Continuous variable [-1;1] Continuous variable [-1;1]
Uncertainty	To regularly receive technical and administrative advices (<i>ADVICES</i>) To be involved in an agricultural organization (<i>ORGA</i>)	Continuous variables [-1;1] Continuous variable [-1;1]
Similarity of transaction	Grassland share (<i>GRASSLAND</i>) Farm land area (<i>UAA</i>) Arable land share Labor (<i>FTE</i>) Animal population Milk quota Production system type (organic or conventional)	Continuous variable (%) Continuous variable (hectares) Continuous variable (%) 5 classes Continuous variable (Livestock units) Continuous variable (litre) 0=organic; 1=conventional
Utility	Environmental awareness (<i>ENV AW</i>) Children Free time dedicated in nature related hobbies	Continuous variable [-1;1] 3 classes Continuous variable [-1;1]
Control variables		
Changes in the production system in the last 5 years (<i>CHANGES</i>) To have already enrolled an agri-environmental contract (<i>EXPERIENCE</i>) Age (<i>AGE</i>) NUT region Machinery ownership Land share in ownership Land share in long term tenant tenure Land share in short term tenant tenure Farm legal status		Continuous variable [-1;1] 0=no; 1=yes 3 classes 0=Calvados; 1=Manche; 2=Orne Continuous variable [-1;1] Continuous variable (%) Continuous variable (%) Continuous variable (%) 5 classes

Trust variables were created with a Multiple Correspondence Analysis from farmers’ opinions (strongly disagree; somewhat disagree; somewhat agree; strongly agree; do not know) on statements such as “the eligibility rules are fair”, or “the sanctions for not carrying out the contract are reasonable”. These statements tend to describe farmers’ expectation that the Government will behave in a mutually beneficial manner (cf. section II.3.1). Then, for each created variable, we assumed a positive *TRUST IMPL*, for instance, indicates the farmer trusts in the Government, and that the higher it gets, the more the farmer trusts in the Government. The same method was used for uncertainty and utility variables.

Bounded rationality was measured with qualitative variables by creating classes of variables. Variables describing farmers’ education were assumed to measure their rationality since education is expected to provide solutions to problems and unable farmers to calculate the possible outcomes to these solutions. It was then assumed that the higher the education level, the less bounded the farmer’s rationality.

We measured the similarity of transactions in the same way as Masten et al. did in their 1991 article. They compared the initial low-technology and labor intensive tasks with the integration of high engineering-intensive tasks. Here, the similarity of transaction is measured from the characteristics of the farm production technology (continuous variables) and the technology required by the different conservation practices. For instance, the practice “extensive management of meadows”, will be qualified as similar to extensive grazing production systems whereas it will be different from a maize oriented production system.

III.3. Estimation results

Parameter estimates are gathered in table 3. Significant variables are presented only. The model has kept all observations. The reference contract is D2, which is the category of farmers implementing less than 3 non compensated conservation practices. The reference farmer has an agricultural education level superior than the primary level¹⁴ and has not subscribed an agri-environmental contract in the past. As regard to continuous variables, we took average values: grassland share is 53.65%, farm land area is 93.69ha. The model adjustment quality is medium as the Mc Fadden R² is 33.55.

¹⁴ Certificat d’Aptitude Professionnelle

Table 3: Logit multinomial estimations

Variables	A1	A2	B	C1	C2	D1
Constant	-1,91^{**} (0,87)	-6,15^{***} (2,07)	-2,30^{***} (0,91)	-6,17^{***} (1,75)	-1,31 [/] (1,97)	-0,24 [/] (0,55)
UNCERTAINTY						
ADVICES	0,28 [/] (0,29)	-0,13 [/] (0,56)	0,18 [/] (0,29)	0,98^{**} (0,48)	1,40^{**} (0,76)	0,001 [/] (0,22)
ORGA	0,49^{**} (0,25)	0,22 [/] (0,50)	0,38 [/] (0,29)	-0,05 [/] (0,39)	0,62 [/] (0,44)	0,10 [/] (0,23)
SIMILARITY						
UAA	0,01^{**} (0,005)	0,01 [/] (0,009)	0,008[*] (0,005)	0,01^{**} (0,008)	0,006 [/] (0,01)	0,007[*] (0,003)
GRASSLAND	0,01^{**} (0,008)	0,02 [/] (0,02)	0,01 [/] (0,01)	0,05^{***} (0,02)	-0,15 [/] (0,11)	-0,005 [/] (0,006)
TRUST						
TRUST IMPL	1,61^{***} (0,31)	2,17^{***} (0,68)	1,26^{***} (0,31)	1,59^{***} (0,38)	2,20^{**} (1,06)	0,22 [/] (0,22)
GOODWILL	0,41[*] (0,24)	0,62[*] (0,41)	0,44[*] (0,27)	0,45 [/] (0,38)	-0,18 [/] (0,79)	-0,06 [/] (0,22)
UTILITY						
ENV AW	-0,23 [/] (0,21)	-1,10[*] (0,69)	-0,48 [/] (0,46)	-0,24 [/] (0,34)	-2,74 [/] (2,14)	0,22 [/] (0,19)
BOUNDED RATIONALITY						
LOW AGRI EDUC	0,67[*] (0,48)	2,06^{**} (0,91)	0,86[*] (0,55)	0,19 [/] (0,72)	1,66 [/] (1,59)	0,29 [/] (0,42)
CONTROL VARIABLES						
CHANGES	0,52[*] (0,30)	1,60[*] (0,93)	1,12^{***} (0,33)	-0,04 [/] (0,45)	-0,39 [/] (1,31)	0,39[*] (0,22)
EXPERIENCE	-1,69^{***} (0,72)	1,89^{***} (0,83)	-1,84[*] (1,10)	-0,27 [/] (0,63)	1,99 [/] (1,96)	-0,65 [/] (0,47)

In the light of our propositions, six variables have expected signs. They describe uncertainty (“to regularly receive technical and administrative advices” and “to be involved in an agricultural organization”), trust (“to trust the implementation process of agri-environmental contracts” and “strong belief in the Government goodwill”) and the similarity of transactions (“grassland share” and “farm land area”). Among them, variables describing trust clearly distinguish contractors from non contractors and let us think that trust has an important role in farmers’ decision to enroll and invest in the production of environmental services. This result highly supports the existence of a transaction costs barrier in the adoption of agri-environmental contracts. This may explain why farmers enrolled practices associated to rather low specificity levels compared to what was initially possible to choose.

The variability of parameters is presented in table 4.

Table 4: Marginal effects (%)

Variables	A1	A2	B	C1	C2	D1	D2
UNCERTAINTY							
ADVICES	0,50 (2,70)	-1,59 (1,49)	-0,43 (2,41)	5,17 (1,68)	2,48 (1,93)	-3,09 (2,88)	-3,06 (2,83)
ORGA	4,34 (2,22)	-0,06 (1,51)	1,34 (1,94)	-1,91 (1,99)	0,78 (1,39)	-1,42 (2,95)	-3,06 (2,72)
SIMILARITY							
UAA	0,03 (0,04)	0,01 (0,02)	0,01 (0,04)	0,05 (0,03)	0,00 (0,02)	0,02 (0,05)	-0,12 (0,05)
GRASSLAND	0,12 (0,09)	0,03 (0,05)	0,06 (0,08)	0,26 (0,07)	-0,30 (0,29)	-0,12 (0,13)	-0,06 (0,1)
TRUST							
TRUST IMPL	2,43 (2,99)	1,27 (1,29)	2,16 (2,34)	1,12 (1,78)	-0,66 (2,14)	-3,94 (2,66)	-2,39 (2,48)
GOODWILL	9,50 (2,47)	4,06 (1,33)	2,15 (2,62)	3,43 (1,69)	2,85 (1,60)	-9,27 (2,57)	-12,72 (2,55)
UTILITY							
ENV AW	0,97 (5,78)	-3,28 (4,62)	-2,68 (4,49)	0,01 (2,85)	-5,12 (3,40)	7,96 (3,98)	2,15 (3,98)
BOUNDED RATIONALITY							
LOW AGRI EDUC	0,75 (5,56)	6,85 (1,92)	3,03 (4,58)	-2,66 (2,76)	2,50 (2,13)	-2,86 (4,27)	-7,62 (3,91)
CONTROL VARIABLES							
CHANGES	-0,17 (2,68)	4,34 (1,79)	7,18 (2,67)	-3,64 (1,72)	-1,60 (1,95)	0,73 (3,02)	-6,84 (2,05)
EXPERIENCE	-16,15 (4,07)	18,98 (5,13)	-10,62 (3,60)	1,86 (4,18)	-2,31 (1,98)	-3,23 (6,73)	11,46 (5,85)

From the six expected variables, “goodwill trust in the Government” and “to be involved in an agricultural organization” show higher coefficients for combination group A. They thus support that, first, the higher the farmer trusts in the Government, the higher the probability he chooses specific assets, second, the less uncertainty surrounds the agri-environmental transaction, the higher the probability the farmer chooses specific assets. In addition, the similarity of transactions has a significant positive impact on farmers’ choice towards specific practices by reducing internal organization costs, but coefficients across practices do not allow to confirm our proposition. On the other hand, these coefficients being very low, they show technology characteristics have nearly no effect on farmers’ choice. This last observation supporting contract payments do compensate farmers for technology linked costs but do not for asset specificity linked costs.

Beyond these observations, how to explain these six variables have “discontinuous” effect? For instance, “to be involved in agricultural organizations” has a higher and significant effect

on the specific combination group A1 but has a non significant and negative effect on A2. The significance effect is easily explained from the number of observations in group A1 (68 observations) and A2 (20 observations) (cf. table 1). The coefficient difference may come from the fact that contracts in the same asset specificity level category are not homogenous on other significant aspects.

Another discontinuous effect regards the variable “to receive regularly technical and administrative advices”. It only impacts on the non specific combination group C1. This isolated effect may come from the fact that C1 requirements corresponds to the CAP orientation for the next coming years whereas the future of other contract types is far more uncertain. It is thus normal to observe that well informed farmers will prefer to enroll conservation practices whose payment is less uncertain for a longer period.

Concerning variables describing the similarity of transactions and more particularly “grassland share”, whose effect is observable for the non specific combination group C1 only, the explanation is certainly to be found in the compensation payment. Indeed, since it is calculated on average operational costs and profit foregone per region, the economy of scale and scope effect may be captured too in estimations. Following this reasoning, we should observe similar effects of the “grassland share” variable on both C1 and C2 groups, but, this is not the case. This may come from the number of observations and the fact that combination groups C differ in the technology they call. It is thus non surprising to observe that C2, which calls for non grassland farm technology, is not chosen by farmers with a high grassland share.

As regard to non expected variables in table 3, “environmental awareness”, which has a non expected effect in table 3, has an expected effect in table 4 since it increases the probability the farmer implements non compensated conservation practices. This effect may be explained from the fact that environmental awareness is an overriding factor for non-contracting farmers to implement environmental friendly actions, whereas it is “competing” with other significant factors, such as the compensation payment, for contracting farmers. The other non expected variables find explanations from missing characteristics describing whether the farmer or the combination group.

To have a lower agricultural education has no effect on contracting farmers and a positive one on A2 contractors. This is explained from the characteristics of the agricultural education

which used to be oriented towards productivity and did not give much attention to “green” production technologies.

Evolving production systems, observable through “changes in the production system in the last five years”, have a lower probability to enrol combination group C1. The explanation has to be found in the contract technology requirements which correspond to farm production systems already existing: farms with high a grassland share. The variable “grassland share” supports this observation showing these farms have a higher probability to enrol combination group C1. It is thus expected these farms are not in a dynamic of change since what C1 group requires is what they are already doing.

Finally, the negative effect of the variable “to have already enrolled an agri-environmental contract” is easily explained from contract implementation dates. Indeed, except from combination group A2, which originated in the 1992-reform of the Common Agricultural Policy, they all stem from the 1999-reform. Therefore, farmers with combination group A2 could commit on a longer period than others. We also observe this variable to have a non expected effect on D2. There are two possible explanations. Whether D2 farmers did enrolled an agri-environmental contract and remain disappointed, or, they were not eligible anymore.

IV. CONCLUSION

The purpose of this paper was to identify conditions favouring farmers’ choice towards specific assets and to test propositions on these determinants. Results led to the conclusion that farmers’ trust in the Government appears to be the most robust determinant of the choice toward more specific practices. First, it distinguishes contracting farmers from non contracting farmers whereas variables describing the technology were expected to explain farmers’ behaviours but did not. Second, it highly supports the existence of a transaction costs barrier in the adoption of agri-environmental contracts, which may explain why farmers enrolled practices associated to rather low specificity levels. Finally, coefficients across practices allow to support that the higher the farmer trusts in the Government, the higher the probability he chooses specific assets. In addition to trust, the effect of uncertainty was also observed to negatively impact on farmers’ choice towards more specific practices.

Keeping as an objective the production of environmental services in rural areas and low production costs, i.e. to enhance the adoption of agri-environmental practices involving specific assets, this study provides new outcomes for policy design. It particularly highlights the role of asset specificity and implied transaction costs in the choice over different conservation practices. In addition, by identifying factors favouring the adoption of specific investments, recommendations are derivable to direct the Government towards actions on these factors. For instance, knowing that farmers' trust in the implementation process has a major role, the Government may work on the clarity of contract requirements so as to narrow its implementation interpretation spectrum. Trust may also be restored by balancing the Government and the farmers' rights when a case is brought to private negotiation or to court. Finally, as regard to the uncertainty aspect, the Government could improve its communication policy in order to reduce the opacity of its political actions. In practice, a better communication may go through an improved coordination between Government agencies or a merging of agencies responsible for writing contracts, signing and paying.

References

- Allen D.W. and Lueck D., 1998.** The Nature of the Farm. *Journal of Law and Economics*, 41(2), pp 343-386.
- Bekele, W., Drake L., 2003.** Soil and water conservation decision behaviour of subsistence farmers in the Eastern Highlands of Ethiopia: a case study of the Hunde-Lafto area. *Ecological Economics*, 46, pp 437-451.
- Brewster J.M., 1950.** The Machine Process in Agriculture and Industry. *Journal of Farm Economics*, 32, pp 69-81.
- Brousseau E. and Fares M., 2000.** Incomplete Contracts and Governance Structures: Are incomplete Contract Theory and New-Institutional Economics Substitutes or Complements?. In: C. Ménard (Editor), *Institutions, Contracts and Organizations, Perspectives from New-Institutional Economics*. Edward Elgar Pub.
- Carson S.J., Madhok A., Wu T., 2006.** Uncertainty, Opportunism, and Governance: the Effects of Volatility and Ambiguity on Formal and Relational Contracting. *Academy of Management Journal*, 49(5), pp 1058-1077.
- Castle E.N. and Becker M.H. (Editors), 1962.** *Farm Business Management*. MacMillan, New York.
- Coase R.H., 1937.** The Nature of the Firm. *Economica*, 4, pp 386-405.

- Colby B., 1990.** Transaction costs and efficiency in western water allocation. *American Journal of Agricultural Economics*, 72, pp 1184-92.
- Crocker K. J. and Masten S. E., 1988.** Mitigating Contractual Hazards: Unilateral Options and Contract Length. *Rand Journal of Economics*, 19, pp 327-343.
- Crocker K. J. and Masten S. E., 1991.** Pretia ex Machina? Prices and Process in Long-Term Contracts. *Journal of Law and Economics*, 34, pp 69-99.
- Dupraz P., Vanslebrouck I., Bonnieux F., Van Huylenbroeck G., 2002.** Farmers' participation in european agri-environmental policies. Presented at X Congress of EAAE, August 28th – 31st 2002, Zaragoza.
- Dupraz P., Vermersch D., Henry de Fraham B., Delvaux L., 2003.** The environmental supply of farm households: A flexible willingness to accept model. *Environmental and Resource Economics*, 25(3), pp 171-189.
- Gould B.W., Saupe W.E., Klemme R.M., 1989.** Conservation tillage: the role of farm and operator characteristics and the perception of soil erosion. *Land Economics*, 65(2), pp 167-182.
- Holmes C.L., 1928.** *Economics of Farm Organization and Management.* Health & Co., Boston.
- Falconer K., Dupraz P., Whitby M., 2001.** An investigation of policy administrative costs using panel data for the English environmentally sensitive areas. *Journal of Agricultural Economics*, 52 (1), pp 103-883.
- Hwang P., 2006.** Asset specificity and the fear of exploitation. *Journal of Economic Behavior and Organization*, 60, pp 423-438.
- Joskow P. L., 1985.** Vertical Integration and Long-Term Contracts: The case of Coal-Burning Electric Generating Plants. *Journal of Law, Economics and Organization*, 1, pp 33-80.
- Joskow P. L., 1988.** Price Adjustment in Long-Term Contracts: The Case of Coal. *Journal of Law and Economics*, 31, pp 47-83.
- Klein B., Crawford R.A., Alchian A.A., 1978.** Vertical integration, appropriable rents, and the competitive contracting process. *Journal of Law and Economics*, 21, pp 297-326.
- Knowler D., Bradshaw B., 2007.** Farmers' adoption of conservation agriculture: A review and synthesis of recent research. *Food Policy*, 32, pp 25-48.
- Kuperan K., Abdullah N.M.R., Pomeroy R.S., Genio E.L., Salamanca A.M., 1998.** Measuring transaction costs of fisheries co-management. Presented at 7th Common Property

Conference of the International Association for the Study of Common Property, June 10th-14th 1998, Vancouver, Canada.

Lyons B.R., 1995. Specific investment, economies of scale, and the make-or-buy decision: A test of transaction cost theory. *Journal of Economic Behavior and Organization*, 26, pp 431-443.

Masten S.E., 1995. Empirical research in transaction costs economics: challenges, progress, directions. In: Groenewegen, J. (Editor), *Transaction Cost Economics and beyond*. Kluwer, Amsterdam.

Masten S.E., Meehan J.W., Snyder E.A., 1991. The Costs of Organization. *Journal of Law, Economics and Organization*, 7, pp 1-27.

Masten S.E. and Saussier S., 2002. Econometrics of contracts: an assessment of developments in the empirical literature of contracting. In: E. Brousseau and J.M. Glachant (Editors), *The Economics of Contracts: Theories and Applications*. Cambridge University Press, Cambridge, pp 273–292.

McCann L. and Easter K.W., 1999. Evaluating transaction costs of nonpoint source pollution policies. *Land Economics*, 75 (3), pp 402-414.

Napier T.L., Camboni S.M., 1993. Use of conventional and conservation practices among farmers in the Scioto River basin of Ohio. *Journal Soil and Water Conservation*, 48(3), pp 231-237.

Sako M. and Helper S., 1998. Determinants of trust in supplier relations: evidence from the automotive industry in Japan and the United States. *Journal of Economic Behavior and Organization*, 34, pp 387-417.

Saussier S., 2000. Transaction costs and contractual completeness. *Journal of Economic Behavior and Organization*, 42, pp 189–206.

Simon H. A., 1961. *Administrative behaviour*. 2d ed. Macmillan, New York. Original publication: 1947.

Soule M.J., Tegene A., Wiebe K.D., 2000. Land tenure and the adoption of conservation practices. *American Journal of Agricultural Economics*, 82(4), pp 993-1005.

Stavins R.N., 1995. Transaction costs and tradable permits. *Journal of Environmental Economics and Management*, 29 (2), pp 133-148.

Traoré N., Landry R., Amara N., 1998. On-farm adoption of conservation practices : the role of farm and farmer characteristics, perceptions, and health hazards. *Land Economics*, 74(1), pp 114-127.

Williamson O.E., 1985. The Economic Institution of Capitalism- Firms, Markets and Relational Contracts. The Free Press, New York.

Chapitre III.

VERS UNE CONTRACTUALISATION SUR

OBLIGATION DE RESULTATS

ENVIRONNEMENTAUX

Article IV

USING CHOICE EXPERIMENT FOR CONTRACT DESIGN: AN APPLICATION TO PREFERENCES OVER CONSERVATION CONTRACT FLEXIBILITY AND DURATION¹⁵

Abstract: We analyze farmers' preferences for conservation contracts varying in three attributes (flexibility, duration and bureaucratic tasks). We use an adapted adoption model including transaction costs as a function of contract attribute levels and highlight the trade-off associated to the duration attribute. The choice experiment method on 171 farmers allows to elicit preferences for hypothetical contracts and constant investments. We show that (i) a flexible contract is always preferred to a rigid one, (ii) opportunity costs have a higher effect than the costs associated with asset specificity in the contract duration trade-off, and (iii) bureaucratic costs have a significant effect on farmers' preferences.

Key words: Conservation Contracts; Transaction Costs; Choice Experiment

¹⁵ Auteur: Géraldine DUCOS (INRA)

Version révisée de l'article présenté à la 1^{ère} Journée de l'European School on New-Institutional Economics (Université de Paris-Sud XI, le 25 novembre 2006).

Cet article a été présenté au 3rd World Congress of Environmental and Resource Economists (Kyoto international Conference Hall-Japon, du 3 au 7 juillet 2006).

I. INTRODUCTION

The agricultural sector has experienced the development of contractual approaches based on the free choice of farmers to produce environmental services in rural areas. These services may improve water quality (towards low nitrates concentration), landscape and biodiversity. In this paper, we focus on agri-environmental contracting, which is the main instrument used in the EU since 1999. This is a five-year agreement between the Government and the farmer who benefits a compensation to comply with given environmental friendly practices. Contract attributes such as contract duration are set by public authorities while others like the specific plot of land to enroll are left to the farmer. The goal of this study is to add to the comprehension of the process of agri-environmental contract adoption by farmers. More precisely, we analyze farmers' preferences for variations in three contract attributes namely flexibility, duration and bureaucratic tasks. For that, we adapt the contract adoption model validated in Dupraz et al. (2003) and rely on an original on-site experiment, called “choice experiment”, which provides us with new empirical tests and allows to estimate the effect of contract attribute levels on farmers' preferences.

We give special attention to the design of agri-environmental contracts for several reasons. First, environmental outcomes require non negligible investments adapted to biophysical conditions and to environmental objectives. These investments having no value outside the agri-environmental contract with the Government, they place the farmer in a hold-up situation. Second, the production of environmental services takes place in the long term which induces a long term relationship between the Government and the farmer. The uncertainty of the economic environment becomes then an important issue. Finally, in addition to being dependent on biophysical conditions, environmental outcomes are linked to the interaction between numerous farmers in a given area. As such, an environmental service is a complex service and tends to be subject to uncertainties due to each farmer's behavior and environmental conditions. All these characteristics make the price coordination mechanism not efficient and contract design to become a challenging issue.

The choice experiment method offers tremendous possibilities for the study of agents' preferences for contract attributes. It was formerly set up for marketing research and recently in environmental economics to estimate consumers' willingness to pay for non marketable good attributes. In this study, we use this method to estimate farmers' willingness to accept for

agri-environmental contracts differing in their attribute levels. Although some forms of contracts are hypothetical, farmers get the opportunity to express their preferences over them and their attributes. Besides, a proposition is derived from the analysis of the trade-off on contract duration. It relies on previous empirical research, which identifies determinants of contract duration and the associated costs and benefits (Saussier, 1998, 1999; Joskow 1987; Crocker and Masten, 1988). Our proposition is that *if we observe a higher probability to enroll when the proposed contract is shorter, farmers' utility is higher for short-term contracts and the effect of opportunity costs is higher than the effect of the costs of asset specificity*. As such, we believe this empirical application to be the first one to overcome the selection problem described by Masten et al. (1991) where "at best, one observes costs of the institution chosen so that direct comparisons with costs of alternative institutions are impossible". Moreover, the choice experiment provides euro estimates of farmers' willingness to accept associated to different contract attribute levels and euro-estimates of enforcement costs too.

The choice experiment was conducted among 171 French farmers in 2005. Our main results show that (i) a flexible contract is preferred to a rigid one, (ii) opportunity costs, i.e. the costs associated to hazards of being bound to an inflexible agreement for an additional length of time, have a higher effect than the costs associated with asset specificity, i.e. the costs of negotiating the terms of the contract on a period by period basis, in the contract length trade-off, and (iii) bureaucratic costs have a significant effect in the decision to enroll and are estimated to equal at least 7.40€ per hour.

This new application of the choice experiment thus allows to highlight the role of contract attribute levels on agents' preferences to participate in a agri-environmental program. This improved understanding of the effect of contract design on farmers' choice may serve to several political applications, namely to improve preliminary comparison and screening across alternative policy instruments, or to enhance effective design and implementation of policies to achieve particular objectives, or also to evaluate current policies in order to improve their effectiveness (McCann et al., 2005)

The paper is organized as follows. Section 2 describes the agri-environmental transaction by characterizing investment specificity levels, their verifiability level and transaction costs born by farmers and the Government. Section 3 provides the adoption model and the trade-off

associated to the contract duration attribute. Section 4 presents the choice experiment method and the econometric model specification. In section 5, we present and discuss the results. Section 6 concludes.

II. CHARACTERIZING THE AGRI-ENVIRONMENTAL TRANSACTION

It is first important to note that the agri-environmental contract differs from the public-private partnership configuration where the government buys services to private agents whose main source of revenue are the tolls they can charge to users. In our case, we face a non marketable service which does not allow the farmer to charge a payment to users. The farmer has thus no other sources of revenue than the subsidy he perceives. This section aims at describing investments required for the production of environmental services through their specificity and verifiability aspects.

The specificity of investments may come from site and time requirements. Indeed, for environmental outcomes to be produced, most of environmental-friendly practices must be operated on proper periods as a function of meteorological conditions and natural cycles, and on proper sites too. Taken independently, these practices are not costly for the farmer. However, they lead to entirely adapt the farming production system, which at the end represent a non negligible investment for the farmer. Thus, even if skills and assets necessary to perform these tasks are common, it is very difficult for the Government to turn to an alternative supplier in place on short notice, which may introduce strategic holdups. In addition, by modifying the production system, these requirements also bring the farmer to improve his agronomic knowledge and his material park. For that, the Government takes part in investments and provides several training and technical services to farmers.

The non-verifiability of investments¹⁶ comes from the difficulty to precisely define the technology required to efficiently produce environmental services. Indeed, efficient agri-environmental practices do not rely on punctual efforts but call for a whole adaptation of the production system and this according to evolutionary biophysical on site conditions. Besides,

¹⁶ Hart (1995) defines unverifiability when there is uncertainty about the type of widget the principal requires. This uncertainty being resolved *ex post*. However, he defines observability as when parties have symmetric information throughout and when there is no uncertainty about parties' costs or benefits.

financial implications depend on the economic environment, known as being very fluctuant in the agricultural sector. It is therefore very complex to determine technological needs necessary for the transaction and their costs in advance. From this observation, the agri-environmental contract is thus limited to commitments on actions and means and not on environmental outcomes.

Finally, agri-environmental contracts are observed to involve several types of transaction costs incurred by the Government and its agencies and farmers, which can be gathered into 4 categories: (i) set-up costs, (ii) enforcement costs, (iii) opportunity costs, and (iv) renegotiation costs. Next is a description of these costs¹⁷.

(i) Set-up costs are research and information gathering, design and implementation of the policy and contracting costs. These last costs may include additional information costs, bargaining costs and decision costs. From the farmer point of view, contracting costs are the costs of looking for information on what contract requirements consist of. Some of them are more technical and complex and may require an external technician. As an example, measures concerning fertilization issues call for advanced agronomic knowledge, whereas those dealing with biodiversity call for ecological skills. Farmers also have to carry out an on-farm diagnostic consisting of GIS mapping, soil analysis, etc...

(ii) EU regulation requires administrative controls carried out on all uptakers annually whereas 5% of farms undergo on-farm controls and controls following a risk analysis. Enforcement costs encompass bureaucratic tasks incurred by the farmer. He has to register every operation on a day-to-day basis, produced documents being a support for administrative controls.

(iii) Opportunity costs are associated to a rigid contract in the face of unforeseen contingencies. They can also be considered as opportunity costs. We identify four types of factors that may play a role on these costs. *Climatic factors* refer to exceptional meteorological conditions. Concerning the measure called "late mowing of meadows", the payment is designed to cover losses in the quality and quantity of hay because of late

¹⁷ To fully relate the type of transaction costs involved in agri-environmental contracts, we met a member of ADASEA of Basse-Normandie, which is an organization entrusted with managing agri-environmental contracts, their content and their payment. We also conducted interviews with 30 contracting farmers in Basse-Normandie.

mowing. However, compliance costs for farmers depend on climatic factors. A non renegotiable date does not take account of exceptional conditions and may put a damper on contract adoption. Note that some regions undertook initiatives that gather farmers and environmentalists to negotiate each year the mowing date as a function of weather conditions. *Market factors* refer to the evolution of input and output prices. Some requirements of agri-environmental contracts are specific to a production, for example "low fertilization for corn". Then, farmers cannot change production during contract length whatever the evolution of corn prices. *Farm structure factors* relate to changes in farm capital or legal status. For example, administrative difficulties arise when individual farmers want to shift to another legal form like joint farming groupings, or when they buy or sell land plots. There are also *institutional environment factors*. Indeed, our interviews revealed that some farmers regretted their agri-environmental contract uptake since decoupled single farm payments (introduced by 2003 EU Common Agricultural Policy reform) were set as reference to their production in years where their production could have been higher were they not engaged in agri-environmental contracts. Other farmers experienced problems on leased land especially because the owner wanted to stop the lease arrangement.

(iv) Renegotiation costs are associated to a flexible contract or a rigid contract where parties cannot commit not to renegotiate. They are the costs and the time spent on administrative procedures to amend the initial contract and thus should mainly depend on the administrative organization. We could observe that, in our study area Basse-Normandie, about 50% of agri-environmental contracts had been modified or fully renegotiated in our study area because of non adapted requirements to unforeseen contingencies. In the case of agri-environmental transaction, the likelihood of contract renegotiation may have two characteristics. First, it is sometimes dependent on transaction costs when the farmer prefers to amend his contract than supporting high opportunity costs. Second, it can also be considered as independent since there are numerous external factors which impacts on the likelihood of contract renegotiation. Firstly, they are political decisions, namely changes of the EU common agricultural policy, changes of land property rights where agri-environmental contracts are contracted, or changes of other policies like land takings for community facilities building. When taking occurs, farmers have to shift or remove hedgerows for which they receive a payment. Even if the farmer is often not accountable for changes in institutional parameters, administrative procedures are complex and time consuming and, agri-environmental contract payments are often suspended until a decision is reached. Then, there are cases of absolute necessity

(external, unpredictable and irresistible) such as physical incapability proved by a doctor certificate, natural disaster acknowledged by the Government, death, epizootic,...

This typology aims at showing the importance of transaction costs for agri-environmental contracts. Even if Government agencies bear a large part of these costs, next section focuses on farmers' transaction costs and provides explanations on farmers' choice when contracts differ in three attribute levels, namely flexibility duration and bureaucratic tasks.

III. THE MODEL

The adoption analysis enables to study the impact of numerous characteristics of the agri-environmental transaction on farmer's gain, i.e. the farmer's utility variation, when he subscribes an agri-environmental contract. Our goal is to focus on the impact of contract attribute level on this gain. For that, we first present the adapted adoption model of Dupraz et al. (2003) and then describe the trade-off associated to the contract duration which enables to interpret estimation results later on.

III.1. The adoption model with transaction costs

According to the transaction cost theory, "transaction cost economies are realized by assigning transactions to governance structures in a discriminating way" (Williamson, 1985). In this study, the governance structure was chosen by the Government. It is a five-year contract. Besides, the Government has been willing to apply more and more rigid contractual forms whose requirements are not negotiable and with no support to farmers before and during the whole contract duration. Thus, recent contracts are less costly for the exchequer but this orientation lead the farmer to support more transaction costs. From this observation, we analyze the effect of contract attribute level on farmers' adoption behavior as Ducos and Dupraz did in their 2006 study, i.e. by introducing a transaction cost function depending on contract attribute levels in the adoption model of Dupraz et al. (2003).

Consider a utility maximizing farmer with an income constraint depending on farm profit. The restricted profit function, or short-term profit function, π^R , enables to derive the income from the on-farm activity with an agri-environmental contract that is attached to an area v .

$$\begin{aligned} & \underset{m,v}{\text{Max}} U(m, v, Z^U) \\ & sc.m \leq \pi^R(p, v, Z^\pi) - T(p, v, Z^C) + \rho v \\ & sc.v \geq 0 \end{aligned} \quad (1)$$

The parameters of the utility function are the farmer's private consumption m , expressed in monetary value, the quantity v (number of hectares) of environmental services co-produced by farming activities, and Z^U the utility function characteristics. This function is assumed to be increasing, concave and differentiable in m and v .

The farmer's restricted profit function π^R represents the agri-environmental technology using the dual approach by a short-term optimization of products and production factor variables of price p . Z^π is the profit function characteristics. π^R is assumed to be convex.

A transaction cost function is distinguished from π^R , called $T(\cdot)$. This function is assumed to depend on Z^C , the contract characteristics also called contract attributes, p and v .

Finally, ρ is the agri-environmental payment associated to a commitment to an area v .

Resolving program (1), we obtain the following relation describing the farmer's indirect utility:

$$U^* = U(m^*(Z^U, p, \rho, Z^\pi, Z^C), v^*(Z^U, p, \rho, Z^\pi, Z^C), Z^U) \quad (2)$$

Given that contract attribute levels may impact on both production costs and transaction costs, we disentangle these impacts by keeping production costs constant when comparing indirect utility relative to different contract attribute levels:

$$U_{cji} = U(m^*, v(p, \rho, Z^\pi, Z^U, Z^C), Z^U) = U_i(v(\rho, a_{kcj})) \quad (3)$$

Where a_{kcj} is the level of the attribute k identified in the contract c from the set of contracts j .

U_{cji} is the indirect utility of farmer i for the contract Z^C whose attributes a_k have a given level, *ceteris paribus*, i.e. same engaged investment v .

III.2. Trade-off associated with contract duration

To our knowledge, except Crocker and Masten (1988), there are no studies attempting to specify the trade-off on contract duration. Their model differs from our problematic since they consider renewable contracts differing in their length. However, they point several variables of interest. They determine the optimal contract length as a trade-off between two options: (i) contracting for a period of time τ (incurring costs of contractual rigidities) followed by a day-to-day contracting for the period $T - \tau$ (incurring bargaining costs in each period), and (ii) contracting on a day-to-day basis during the entire period T (incurring bargaining costs in each period). Costs of contractual rigidities are "inflexibilities in the face of fluctuation in supply and demand". Bargaining costs represent costs of haggling over the quasi-rent distribution at the end of each contract (the quasi-rent is a function of asset specificity). As stated by Crocker and Masten (1988), "the optimal contract length reflects a trade-off between the costs of negotiating the terms of the trade on a period-by-period basis and the hazards of being bound to an inflexible agreement for an additional length of time". The empirical literature is less scarce. Joskow (1987) finds that contract duration is an increasing function of asset specificity. Crocker and Masten (1988) and Saussier (1998, 1999) support Joskow's findings and provide evidence duration is a decreasing function of uncertainty.

Thus, for our study, we derive a proposition based on two key variables, namely the costs linked with uncertainty (in our terminology, opportunity costs) and those linked with asset specificity, i.e. costs associated with the hold-up problem. It is interesting to note that flexible contracts enable to get rid of opportunity costs, and are only influenced by asset specificity in the duration trade-off. We derive the following proposition:

Proposition : If we observe a higher probability to enroll when the proposed contract is shorter, the utility is higher for short-term contracts and the effect of opportunity costs is higher than the effect of the costs associated with asset specificity.

IV. CHOICE EXPERIMENT AND EMPIRICAL SPECIFICATION

In this section, we turn to the methodology used to determine and disentangle the effects of transaction costs in farmers' contract choice. We describe the methodology, the chosen attributes and then the empirical specification.

IV.1. Using the choice experiment to estimate the magnitude of transaction costs

Initially developed in marketing, the choice experiment method has then been applied in environmental economics in order to estimate the societal demand of environmental services (Adamowicz et al., 1994). This is here applied to estimate the effect of transaction costs supported by the farmer and to disentangle them too. This method is similar to contingent valuation methods where "scenarios" are defined and presented to interviewed persons with given prices. These prices, also called payment vehicle, are typically included to allow the estimation of willingness to pay (or accept). In this study, scenarios are agri-environmental contracts that differ in their attributes only and the payment vehicle is the premium. More precisely, a scenario is a combination of 5 contract attributes with given levels. Table 1 presents contract attribute levels chosen for the application of the choice experiment in our agri-environmental transaction. The contract flexibility characteristic is divided into two contract attributes: to have the possibility to negotiate which acre to enroll ("site flexibility") and to have the possibility to negotiate other requirements in the contract ("other requirement flexibility").

Table 1: Contract attributes and attribute levels chosen for the choice experiment

Contract attributes	Number of levels	Attribute levels
Site rigidity	2	Yes; no
Other requirement flexibility	2	Yes; no
Contract duration (years)	3	5; 10; 20
Average paperwork per month	3	< 30 min; 30-75 min; > 75 min
Premium ^a	3	5%, 10%, 20%

^a % of the reference contract payment per year and per hectare

The sequence of the experiment is as follows. The farmer is presented with 4 sets of contracts. For each set, he is asked to choose 1 contract among 3 (see Table 2 for an example of set). Contract C is the reference contract presented in all contract sets to all respondents. It is a

contract design the farmer is familiar with since all interviewed farmers had subscribed an agri-environmental contract at the moment of the experiment. This experiment includes 24 sets in total. The principle is thus to use the information brought by individuals' choices in order to infer the value of contract attribute levels considered in different contracts. The observation of this value is made possible by variations of proposed attribute levels and the observation of choices within these alternatives only. Nevertheless, this identification relies on simplifying hypothesis. In particular, interactions between attributes are assumed not to have any particular value for interviewed individuals, i.e. the value of a contract is the sum of its attribute level values. This hypothesis is true as far as interviewed farmers declare not to rank attributes¹⁸. In addition, the utility is assumed to be linear in this value.

Table 2: Example of a set of contracts where contract C is the reference contract

Contract attributes	Contract A	Contract B	Contract C
Duration per year	5 years	10 years	5 years
Site rigidity	No	Yes	Yes
Other requirement flexibility	Yes	Yes	No
Paper work per month	< 30 minutes	30 min – 75 min	< 30 minutes
Premium	10%	20%	0%
Chosen contract			

As will be developed in the next section, the choice experiment method provides euro estimates of transaction costs and new types of outcomes. Indeed, empirical studies to date compare observed organizations which are confronted to a selection problem: transaction costs cannot be directly observed for organizational forms not chosen (Masten et al., 1991). The choice experiment allowing effective comparison between contract attribute levels, it resolves endogeneity issues¹⁹.

¹⁸ Cf. section 3.2 describing the hypothesis of the logit conditional model and section 4.2 describing the sample

¹⁹ However, this method is based on revealed preferences and introduces behavioral bias as opportunism, risk aversion or status quo. Econometric treatments are then possible to improve estimations but won't be specified in this paper.

IV.2. Empirical specification

The rationality of the choice experiment is that farmer i prefers a contract c in the set of contracts j ²⁰:

$$U_{cji} = \text{Max} \{U_{1ji}, U_{2ji}, U_{3ji}\} \quad \begin{cases} c = 1,2,3 \\ j = 1 \dots 24 \\ i = 1 \dots 171 \end{cases} \quad (4)$$

The farmer chooses the contract c among 3 contracts which brings him the highest utility U_{cji} . As the farmer is asked to express himself for constant investments, contract attribute levels tend to be the only changing variables.

Random utility models set as an hypothesis that the utility function is linear with a_{kcj} , the level of the contract attribute k in the contract c of the set of contracts j , ρ_{jc} , the price (premium) of the contract c of the set j , α the basis utility level, and e_{cji} the independent random utility part.

$$U_{cji} \equiv \alpha_i + \sum_{k=1}^4 \beta_{ki} a_{kcj} - \beta_{vi} \rho_{cj} + e_{cji} \quad (5)$$

Individual parameters β_{ki} and β_{vi} are associated to attributes k and prices v of the different contracts. They are assumed to depend neither on j nor on c , i.e. the value attached to a contract depends on its attribute values and its price only. Explanatory variables, a_{kcj} and ρ_{jc} , are therefore choice-specific and not individual-specific, i.e. attribute levels vary but individual characteristics do not. Error terms, e_{cji} , are independent and identically distributed, and follow a Gumbel law (0, 1).

In the choice experiment, farmer i chooses the contract 1 in the set of contract j if and only if:

$$U_{1ji} - U_{cji} > 0 \quad \text{with } c = 2, 3$$

²⁰ The economic specification and the model estimation by the choice experiment method have been adapted from Bonnieux et al. (2004) and Ruto et al. (2004).

Therefore, only utility level differences enter in individual observed choices.

$$U_{1ji} - U_{cji} = \sum_{k=1}^4 \beta_{ki} (a_{k1j} - a_{kcj}) + \beta_{vi} (v_{1j} - v_{cj}) + \omega_{1ji} - \omega_{cji} \quad (6)$$

In this case, the probability that farmer i chooses contract 1 in the set of contracts j is given by :

$$P[y_{ji} = 1 / \beta_i, \beta_{vi}, a_{cj}] = P[U_{1ji} > U_{3ji}, U_{1ji} > U_{2ji} / \beta_i, \beta_{vi}, a_{cj}] \quad (7)$$

To simplify, we assume individual preferences are homogenous:

$$\beta_i = \bar{\beta} \text{ and } \beta_{vi} = \bar{\beta}_v.$$

The specification of this probability is then:

$$P[y_{cji} = 1 / a_{ji}, v_{ji}, \bar{\beta}_1, \dots, \bar{\beta}_K, \bar{\beta}_v] = \frac{\exp\left[\sum_k \bar{\beta}_k a_{kcji} - \bar{\beta}_v v_{cji}\right]}{\sum_c \exp\left[\sum_k \bar{\beta}_k a_{kcji} - \bar{\beta}_v v_{cji}\right]} = \frac{\exp[u_{cji}]}{\sum_c \exp[u_c]} \quad (8)$$

This is the expression of an alternative choice probability in a conditional or multinomial logit model (McFadden, 1981). However, the conditional logit model is better adapted to our question since we seek to analyze farmers' choice as a function of alternative characteristics they are presented to, i.e. contract design described as a combination of attribute levels, whereas the multinomial logit model would allow analyzing farmers' choice as a function of their own individual characteristics. We are thus using the conditional logit model that we estimate with the maximum likelihood method.

The interpretation is as follows: when the farmer chooses a contract, we consider the farmer compares the utility the "reference contract" (contract C from the table 2 and U_{3ji} in equation 4) brings him with the two other contracts' utility. He then chooses the contract with the highest utility. Therefore, the estimation of the conditional logit model allows to identify significant contract attributes in farmers' preferences and to observe their effect on the probability farmers enroll another contract than the reference one.

Parameter $\overline{\beta}_k$ is the positive or negative utility variation (utility units) attached to attribute k by comparing attribute k level with the reference contract. Parameter $\overline{\beta}_v$ is interpreted as $\overline{\beta}_k$. It is thus understood as the marginal utility of an additional euro premium (utility units per euro). Moreover, these two parameters allow to measure farmer i 's willingness to accept (WTA) for the attribute k level instead of the reference one by calculating the marginal rate of substitution between an attribute level variation and a money quantity variation:

$$WTA_k \equiv -\frac{\overline{\beta}_k}{\overline{\beta}_v}$$

Therefore, a positive WTA, in other words, a lower probability to enroll, must be understood as a supplement of premium that would maintain farmers' utility when the level of a contract attribute changes. The link is then straightforward with the framework presented in part 2.2.: the WTA corresponds to the farmer's utility variation when a contract attribute level varies, *ceteris paribus*. Therefore, a positive WTA reflects a negative utility variation, and *vice versa*.

V. RESULTS OF THE CHOICE EXPERIMENT

V.1. The sample

171 farmers were face to face interviewed in 2005 in the French region "Basse Normandie". The sequence of the experiment was as follows. Farmers were asked to express themselves 4 times, which makes 684 observations and thus more than 28 observations per set of contracts. It is important to note farmers were required to consider each contract without making investments to change. The reference contract is an agri-environmental contract with requirements the farmer is familiar with. As said previously, respondents being current contractors, this is thus one of their enrolled environmental friendly practices²¹. The chosen reference contracts all have the same design (5-year duration, possibility to choose which acre to enroll, no possibility to choose any other requirements of the contract, less than 30 minutes per month of paper working). Even if they do not present the same requirements, they imply

²¹ About one third of interviewed farmers chose the agri-environmental action "to seed a winter cover on bare lands", one other third chose the action "extensive management of grasslands". Then, the others chose, by decreasing order, "to reduce nitrate inputs on arable lands", "to convert arable lands into grasslands" and "to plant new hedgerows".

the same low level of investments and they are site and time specific. The annual premium per hectare of the average farmer is about 117€, knowing that the highest registered premium from the sample is 260€/year/ha and the lowest one is 30€/year/ha.

Table 3 shows the main motivation of farmer's contract choice:

Table 3: Farmers' choice main motivations

Best trade-off between contract attributes	45.00%
Contract flexibility	16.40%
Contract duration	16.40%
Premium	7.60%
Paper work time	5.90%
Other	2.30%
Non commitment (farmers non willing to enroll any proposed contracts)	6.40%
	100.00%

45% of farmers have chosen a contract because it presents the best combination of attributes and thus do not have any preference on a particular attribute. This supports the hypothesis on attribute independence and so the IIA hypothesis set for the conditional logit model.

Descriptive statistics are shown in Table 4.

Table 4: Descriptive statistics

Attributes	Attribute levels	Observation rate
Contract duration	5 years	61%
	10 years	23%
	20 years	16%
Site rigidity	yes	25%
	no	75%
Other requirement flexibility	yes	57%
	no	43%
Paper work	< 30 min	36%
	30-75 min	41%
	> 75 min	23%
Premium	0%	28%
	5%	19%
	10%	25%
	20%	28%

Among the 684 observations, we got 41 non answers, i.e. the farmer could not choose a contract among those proposed. We therefore have 643 observations in total. Descriptive statistics show that 61% of farmers prefer 5-year contracts, 75% prefer to have the possibility to negotiate site requirements and 57% the other requirements (fertilizing dates for instances).

Surprisingly, 41% of farmers have chosen average paperwork and they equally prefer a subsidy equal to the current one as a subsidy 20% higher, which does not support our proposition. However, these rough results will be refined in the econometric analysis.

V.2. Econometric results

Table 5 indicates estimates of coefficients $\overline{\beta_k}$ and $\overline{\beta_v}$. The model adjustment quality is medium as the pseudo Mc Fadden R^2 is 0.14²².

As specified in our model, the WTA is calculated from the ratio $-\frac{\overline{\beta_k}}{\overline{\beta_v}}$. Besides, euro estimates are derived from the average farmer's premium, namely 117€/year/ha. Attribute signs must be read as follows. *Contract duration* corresponds to an increase of the contract duration of 1 year from a 5 years minimum. *Site rigidity* means to not have the possibility to negotiate land plot localization. *Other requirement flexibility* refers to the possibility to negotiate contract requirements. *More paperwork* corresponds to an increase in the time spent on administrative tasks per month from less than 30min span to a 30-75min span and to a more than 75min span. *Premium* refers to an increase of the proposed premium compared with the reference premium per hectare from 5% to 10% and to 20%.

Table 5: Results of the conditional Logit model

Attributes	Parameter Estimations	Standard Error	Khi 2	Pr > Khi 2	WTA (%)	WTA (€)
More site rigidity	-0.53448	0.11838	20.3841	<.0001	8.87	10.38
More flexibility as regard to other requirements	0.59705	0.11503	26.9388	<.0001	-9.91	-11.60
Longer contract	-0.09766	0.01060	84.9318	<.0001	1.62	1.90
More Paper work	-0.28405	0.06491	19.1475	<.0001	4.72	5.52
Premium	0.06023	0.00784	59.0446	<.0001	–	–

²² Pseudo $R^2 = 1 - [\log L(\beta) / \log L(0)]$. This coefficient measures the gain of information brought by exogenous variables in comparison with the frequency of event happening. Here, this coefficient is 0.14, which is equivalent to a 0.3 R^2 .

Standard errors and Khi2 show all attributes have significant effects on the probability to choose a contract form instead of the reference one²³. Observing the sign of parameter estimates, we see farmers prefer shorter contracts with more flexible requirements and with less paperwork. According to our propositions, these results may be interpreted as follows.

As regard to the site rigidity attribute, when farmers loose the possibility to choose land plots to enroll, they are willing to accept a higher premium. The increase is rather important as it reaches 8.87% of the premium, this figure being the ratio between the parameter estimates of the site and the premium attributes. It corresponds to a WTA of 10.38€ per hectare per year. A positive willingness to accept means that farmers experience a negative utility variation. These are thus additional costs to introduce in the premium calculation in order to maintain farmers' utility when a contract becomes rigid on the site issue (the premium is initially calculated up to 117€ per hectare per year).

Accordingly, farmers suffer more from additional costs due to unforeseen contingencies like exceptional bad weather conditions than the costs of amending the contract to adapt to changing conditions. For example, in case of a rigid contract, the Government chooses which tract of land to enroll in the offered contract. Suppose the Government identified a tract of land on a given farm where adopting agri-environmental actions would lead to high environmental outcomes. In the production function of the farmer, the land is an input to market good production. This input is characterized by its soil quality (that determines the market good yields) and by its localization (that determines its vulnerability to climatic factors like floods for example and its ability to be transferred to other landowners) . If the landowner accepts the contract and uses his tract of land primarily for environmental production then his opportunity costs will depend on the evolution of market good prices, climatic conditions and opportunities to sell land.

The second item, namely "other requirement flexibility" leads us to the same conclusion. When farmers get the possibility to negotiate contract requirements, they are willing to accept a lower premium. The decrease is important as it amounts to 9.91% of the premium. This

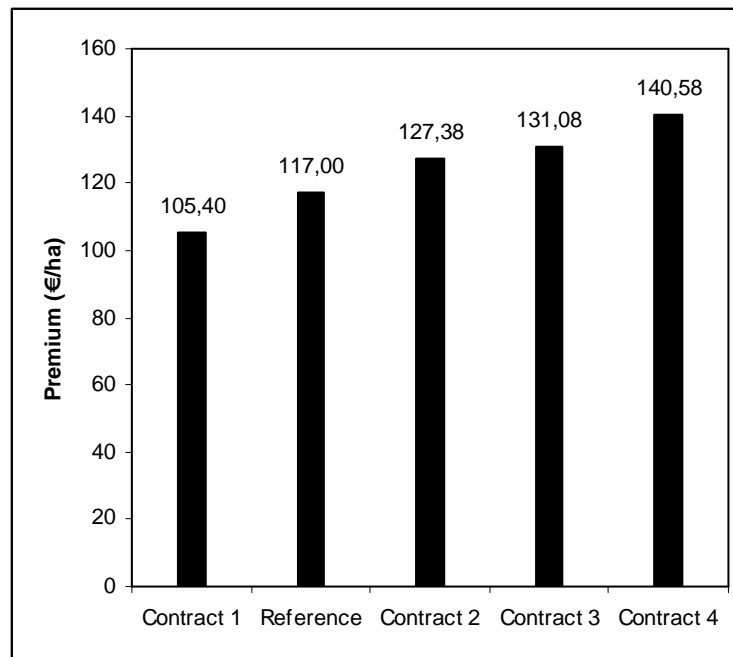
²³ In willingness to pay and willingness to accept elicitation methods, it is common to observe that people are reluctant to make changes and have a preference for their current contract. Environmental economics calls this behavior a *status-quo* bias in the method. When we consider that non responses correspond to preferences for the reference contract, attributes significance and signs remain unchanged. The pseudo Mc Fadden R² remains also the same.

means that farmers experience a positive utility variation. The WTA is equivalent to 11.60€ per hectare per year. These are costs to withdraw in the premium calculation in order to maintain farmers' utility when a contract becomes flexible.

Let us now consider the effect of an increase in contract duration. When farmers get the opportunity to contract for an additional year, they are willing to accept a higher premium. This increase is 1.62% of the reference premium. This means that farmers experience a negative utility variation. The WTA of 1.90€ per hectare per year is at least a lower bound estimation utility variation. These are the costs to add to the premium calculation in order to maintain farmers' utility when contract length increases by one year. According to proposition 2, our interpretation is as follows: the farmer experiences a higher utility for a shorter contract, which means the opportunity cost effect is higher than the effect of costs associated with asset specificity. This supports the idea that asset specificity is rather low contrary to what was expected. The main explanation comes from the sample. Indeed, we observed farmers having voluntarily subscribed an agri-environmental contract. The premium being the same for any farmer, whatever his production system, i.e. intensive or extensive farming system, only farmers with low compliance costs adopted an agri-environmental contract.

Finally, concerning bureaucratic tasks, which are a part of enforcement costs, when the farmer is asked to work for 45 minutes more on bureaucratic tasks per month, he is willing to accept a 5.52€ increase of the premium, or 7.40€ per hour. This euro-estimation corresponds to human factors only since paperwork does not imply any physical investments. Besides, this figure is very close to the French 2006 minimum wage which is 8.5€ per hour.

Figure 1 shows the spectrum of all possible contract forms for a constant adoption rate.



Contract 1: Site flexibility, Oth. Requ. flexibility, 5-year duration, 30min paperwork
Reference: Site flexibility, Oth. Requ. rigidity, 5-year duration, 30min paperwork
Contract 2: Site rigidity, Oth. Requ. rigidity, 5-year duration, 30min paperwork
Contract 3: Site rigidity, Oth. Requ. rigidity, 5-year duration, 1h paperwork
Contract 4: Site rigidity, Oth. Requ. rigidity, 10-year duration, 1h paperwork

Figure 1: Spectrum of contract forms for a constant adoption rate

At the moment, the reference contract is flexible for the site attribute but rigid for the other requirements and offers a premium of 117€. Thus, if the contract were entirely rigid, the premium would be roughly 128€ ($117 + 10.38$) per hectare per year in order to maintain farmer's utility (contract 2). If the contract were 10-year and 1 hour per month paperwork in addition of being entirely rigid, the premium would be around 141€ ($117 + 10.38 + 1.90 \cdot 5 + 3.7$) per hectare per year (contract 4).

IV. CONCLUSION

Our paper aimed at understanding agri-environmental contract adoption by farmers as a function of contract attribute levels. We considered three attributes. The duration trade-off was elicited by using the transaction cost theory propositions. We conducted a survey on 171 French farmers in order to identify transaction costs attached to different contract designs. Each contract form is a combination of four attributes: site rigidity (the impossibility to choose which acre to enroll), other requirement flexibility (the possibility to negotiate contract

requirements), contract duration, and more paperwork. Our work uses the choice experiment to overcome selection bias and enables to highlight the role of these three contract attribute levels on farmers' contract design preferences.

Our results show that (i) a flexible contract is always preferred to a rigid one, (ii) opportunity costs have a higher effect than the costs associated with asset specificity in the contract duration trade-off, and (iii) bureaucratic costs have a significant effect on farmers' preferences.

Moreover, we provided euro estimates of farmers' willingness to accept, roughly 22€ (11.60 + 10.38) per hectare per year when a rigid contract is proposed instead of a flexible one. As regards to contract duration, the willingness to accept estimation is roughly 1.90€ per hectare for an additional year. Finally, the choice experiment provides euro estimates of bureaucratic tasks too, that corresponds to a variation in enforcement costs (since the transaction costs related to this variable are exogenous). The lower bound estimate is 7.40€ per hour per month.

From this type of results, public authorities may be able to identify what is responsible for farmers' utility variation when they decide to implement a contract design instead of another. Therefore, in order to guarantee farmers' adoption, they might have three possible actions: (i) they can directly act on the premium level according to estimated willingness to accept, or (ii) they can act on contract attribute levels such as introducing negotiation devices and then relaxing some contract rigidities²⁴, and finally (iii) they can have an indirect action by targeting their efforts on transaction cost factors. Indeed, in our case study, knowing opportunity costs have a predominant effect on farmers' preferences and factors of these costs being identified (cf. section 2), public authorities may choose to act on market factors²⁵ and adopt a more coherent policy between marketable and non-marketable good prices.

Our results also show that, concerning contract attributes, environmental objectives may be at odds with farmers' objectives. Two dimensions are important in environmental processes: space and time. Environmental outcomes are generally linked with a minimum number of

²⁴ For instance, so as to lower the uncertainty linked to climatic factors, a system of yearly negotiation with the different stakeholders may be developed as it is currently observed in some water management contracts.

²⁵ In the agricultural sectors, public authorities have lots of influence on marketable and non-marketable good prices.

enrolled acres (non linearity is pervasive in environmental processes because of threshold effects) and long-term considerations (environmental-friendly practices lead to higher environmental impacts only after a long delay). First, for space to be taken into account, public authorities should propose contracts for specific acres to enroll (for example, all acres along a river for buffer strips). The items in the choice experiments linked with a reduction of flexibility shows an increase of willingness to accept of about 10.38€ per hectare. Besides, a longer agri-environmental contract brings a higher level of environmental benefits but requires a premium increase of 1.90€ per year.

This research leaves a number of issues unresolved. We have focused on transaction costs borne by the supplier, but what about the Government's transaction costs when we reduce farmers' transaction costs? Indeed, lowering contract rigidity by introducing negotiation devices for instance would mobilize Government agents and coordination media. Moreover, as pointed out in McCann et al. (2005) "different types of costs may be borne by different agencies or at different points in the life cycle of a policy". Therefore, two communicating vessels of transaction costs appear. First between the Government and farmers as demonstrated just above, and secondly between two points in the life cycle of a policy, e.g. the Government may decide to invest in the promotion and training *ex ante* in order to save on enforcement costs.

Finally, this study is a first approach demonstrating application possibilities of the choice experiment methodology in the field of transaction cost economics. Lots of improvement and extensions may give rise to future research in contract design, such as introducing a population of non contracting farmers so as to examine the effect of production system characteristics in farmers' choice, or applying other econometric models in order to explore interactions between contract duration and flexibility. Moreover, other determinants of transaction costs not considered in this analysis may have significant effect on farmers' preferences notably how are contract attributes designed in the first place and by whom. Issues such as what organization participates in the definition of the contract requirements may highly impact on contract adoption.

References

- Adamowicz, W, Louviere, J., William, M., 1994.** Combining revealed and stated preference methods for valuing environmental amenities. *Journal of Environmental Economics and Management* 26, pp 271-292.
- Athias, L., Saussier, S., 2006.** Contractual design of toll adjustment Processes in infrastructure concession contracts: What matters?. Working Paper ATOM, Université Paris I Sorbonne.
- Bonnieux, F., Carpentier, A., Ledun, J., Paoli, J.C., 2004.** Contribution à une "bonne gouvernance" de la forêt Corse: étude par la méthode des programmes. Presented at the conference on "Environnement International et Identité en Méditerranée", Corte (FRA), July 19-25th.
- Crocker, K.J., Masten, S.E., 1988.** Mitigating contractual hazard: unilateral options and contract length. *Rand Journal of Economics* 19(3), pp 327-343.
- Ducos G. and Dupraz P., 2006.** Private provision of environmental services and transaction costs: Agro-environmental contracts in France, Presented at Third World Congress of Environmental and Resource Economists, July 3rd-7th 2006, Kyoto
- Hart, O.D., 1995.** *Firms Contracts and Financial Structure*. New-York: Oxford University Press.
- Joskow, P.L., 1987.** Contract Duration and relationship-specific investment: Empirical evidence from coal markets. *American Economic Review* 77(1), pp 168-185.
- McCann, L., Colby, B., Easter, K.W., Kasterine, A, Kuperan, K.V., 2005.** Transaction cost measurement for evaluating environmental policies, *Ecological Economics*, 52, pp 527-542.
- McFadden, D., 1981.** *Econometric Models of Probabilistic Choice*. In: Manski, C.F., McFadden, D. (Eds.). *Structural analysis of discrete data with econometric applications*. Massachusetts: MIT press.
- Masten, S.E., Meehan, J.W., Snyder, E.A., 1991.** The costs of organization. *Journal of Law, Economics and Organization* 7, pp 1-27.
- Ruto, E., Garrod, G., 2004.** Using choice experiments to analyse farmers' preferences for the governance attributes of agri-environment schemes. Working paper ITAES program.
- Saussier, S., 1998.** La durée des contrats interentreprises. *Economie et Prévisions* 135, pp 137-146.
- Saussier, S., 1999.** Transaction cost economics and contract duration : an empirical analysis of EDF coal contracts. *Louvain Economic Review* 65, pp 3-21.

Article 5

ALLOCATION DES DROITS DE DECISION ET COUTS DE RENEGOCIATION DANS LES CONTRATS AGRI-ENVIRONNEMENTAUX

Cet article est précédé d'une section introductive qui permet de situer la démarche de notre étude dans la littérature sur l'efficacité des contrats agri-environnementaux.

L'article 5 est également suivi d'une section présentant brièvement l'étude empirique.

L'EFFICACITE DES CONTRATS AGRI-ENVIRONNEMENTAUX DANS LA LITTERATURE

Cette section vise à situer l'article 5 dans la littérature traitant l'efficacité économique des contrats-agri-environnementaux. Cette revue de littérature ne cherche pas à être exhaustive mais à donner une vision d'ensemble des méthodologies employées dans ce domaine.

L'axe principal de cette littérature est tourné vers des applications de la théorie des contrats. Avant de l'aborder, il est nécessaire de rappeler deux autres branches importantes de la littérature. La première propose des modèles intégrant des modèles physique/agronomique et économique et dont on peut obtenir des analyses coûts-bénéfices d'une politique (Johansen, 1972 ; Hochman and Zilberman, 1978 ; Just and Antle, 1990 ; Opaluch and Segerson, 1991). Son principe est de partir à un niveau désagrégé afin de capturer l'hétérogénéité des caractéristiques locales, puis d'agréger les micro-unités à un niveau permettant l'analyse de la politique. La seconde propose des modèles d'adoption qui formalisent les arbitrages de l'agriculteur quant à l'adoption d'un contrat (Dupraz et al. 2003 ; Wynn et al., 2001 ; Vanslebrouck et al., 2002 ; Cooper, 2003 ; Wossink and Van Wenum, 2003). Des tests empiriques permettent d'identifier les facteurs d'adoption et de mieux connaître la distribution des coûts de l'agriculteur lorsqu'il accepte de produire des services environnementaux. Ces deux approches apportent donc une meilleure connaissance des coûts de production des services agri-environnementaux en tenant compte des particularités du système productif agricole, i.e. hétérogénéité des conditions pédo-climatiques des exploitations d'une part, et de l'orientation technique de leur système de production d'autre part (système de polyculture-élevage et système céréalier par exemple).

L'efficacité du contrat agri-environnemental est cependant fortement marquée par une asymétrie d'information entre l'Etat et l'agriculteur. Depuis le milieu des années 90, des progrès importants ont été réalisés en appliquant la théorie des contrats à la transaction agri-environnementale, et, encore plus récemment avec l'usage des mécanismes d'enchères. Voici une synthèse des travaux effectués dans ces domaines.

Les applications de la théorie des contrats

Le problème de sélection adverse dans les contrats agri-environnementaux repose sur l'asymétrie d'information quant aux coûts de production des services environnementaux par

les agriculteurs. Comme dit plus haut, ces coûts sont extrêmement variables d'un agriculteur à l'autre. Si ces différences étaient observables, les agriculteurs seraient payés au niveau de leur prix de réserve et le dispositif gagnerait en efficacité par rapport à un paiement fixe. C'est dans cette perspective que le modèle Principal/Agent a été appliqué aux contrats agri-environnementaux et de nombreuses études ont montré qu'il était possible d'inciter les agriculteurs à révéler correctement leur coût de production (Smith, 1995 ; Chambers, 1992 ; Bourgeon et al, 1995; Wu et Babcock, 1996 ; Moxey et al., 1999 ; Turpin et al., 2004). Par exemple, Wu et Babcock (1996) développent un programme environnemental où les agriculteurs sont payés directement pour les biens environnementaux qu'ils fournissent. Pour cela, les auteurs combinent un modèle de distribution de micro paramètres avec les principes du modèle Principal/Agent. Ils supposent dans leur modèle que (i) la relation entre la pollution, les profits et les pratiques agri-environnementales est connue, (ii) l'exécution du programme n'est pas coûteuse, (iii) le budget couvre les coûts de mise en œuvre et de suivi de la politique. Un autre exemple intéressant est celui de Moxey et al. (1999) où ils traitent le problème de sélection adverse dans les contrats agri-environnementaux en supposant que l'autorité maximise le bien-être social et en prenant en compte le coût pour les contribuables.

Des modèles plus récents permettent de prendre en compte l'hétérogénéité de la conduite des agriculteurs *ex post*, et ainsi l'asymétrie d'information provenant des aléas moraux. Latacz-Lohmann (1998) analysent quelques caractéristiques d'une solution du problème d'aléa moral en supposant que les agriculteurs sont neutres au risque et que l'autorité minimise le coûts du programme. Choe and Frazer (1998, 1999) reprennent l'hypothèse d'une autorité qui minimise le coût de la politique mais avec des agriculteurs averses au risque. Ozanne et al. (2001) poursuivent le travail de Latacz-Lohmann et Choe-Frazer en adaptant le modèle de Moxey et al.. Ils introduisent de l'aléas moral dans le modèle de Moxey et al. en supposant que le pay-off attendu de l'agriculteur dépend (i) de son choix de respecter les termes du contrat, (ii) de la probabilité de se faire détecter s'il choisi de ne pas respecter le contrat et (iii) de la pénalité imposée au non respect des obligations contractuelles. Ils supposent également que les agriculteurs ont un comportement à risque. Enfin, Hart and Latacz-Lohmann (2005) produisent un modèle avec un continuum de coûts de production des services environnementaux parmi les agriculteurs et où le régulateur ne possède qu'une information limitée sur ces coûts.

Une autre branche de cette littérature utilisant la théorie des contrats s'est également intéressée à la multifonctionnalité des systèmes de production agricole et à la difficulté de mesure des actions sur lesquelles s'est engagé l'agriculteur (Chambers et Quiggin, 1996 ; Lichtenberg, 2007). Dans cette approche, la non-observabilité se traduit par la difficulté de mesure des performances sur lesquels les revenus sont basés. L'application du modèle multi-tâches de Holmstrom et Milgrom (1991) se différencie des modèles standards principal/agent parce qu'il analyse le problème d'incitation dans la globalité des performances des activités associées à la performance d'une activité sur laquelle s'engage un agriculteur, ici la performance environnementale face à la performance en production animale et/ou végétale. L'éventail des instruments proposés par ce modèle pour contrôler la performance de l'activité d'un agent est plus large que la simple décision du mode de paiement de la performance. Il propose également de modifier la propriété des actifs associés à cette activité, de changer les restrictions sur la façon dont la tâche doit être réalisée, ou encore de regrouper différentes tâches en un seul métier. Il est à noter que l'incitation à la performance par l'allocation des droits de propriété chez Holmstrom et Milgrom fait appel à un mécanisme différent de celui de théorie des contrats incomplets. Dans la théorie des contrats incomplets, l'allocation des droits de propriété intervient en présence d'investissements spécifiques dont le partage du surplus non anticipé et non contractualisé *ex ante*, i.e. le surplus est non vérifiable, donne lieu à une possible renégociation. En revanche, chez Holmstrom et Milgrom, le surplus est vérifiable, et c'est la mesurabilité qui détermine l'allocation des droits de propriété.

Les applications des mécanismes d'enchères

Les solutions concurrentielles sont un autre moyen d'inciter les agriculteurs à révéler leur coûts de production. L'idée est que les agriculteurs qui souhaitent « vendre » un bénéfice environnemental émettent une offre qui spécifie le montant de la compensation qu'ils souhaitent obtenir en contrepartie de leur effort. Le décideur choisira les agriculteurs qui demandent les compensations par hectare les plus basses. Seules les meilleures offres sont retenues et font l'objet d'une contractualisation (Thoyer et Saïd, 2007).

L'avantage du système des enchères est qu'il permet au décideur de se doter de critères de sélection plus perfectionnés qui agrègent les différents bénéfices environnementaux offerts par les agriculteurs et qui les comparent au paiement demandé. Latacz-Lohmann et Van Der Hamsvoort (1997) montrent comment ce système peut offrir, d'une part, une meilleure

révélation de l'information privée que l'allocation de contrats à prix fixes, et, d'autre part, une diminution des coûts sociaux liés à la production de services environnementaux.

L'usage des enchères pour les contrats agri-environnementaux semble toutefois être confronté à certaines difficultés et notamment, (i) le risque élevé de collusion lorsque les agriculteurs se mettent d'accord pour soumettre des offres élevées, et (ii) le comportement *ex post* de l'agriculteur, i.e. ses choix d'investissement, alors qu'il est en présence de nombreuses incertitudes provenant de l'environnement économique et institutionnel.

Pertinence de l'usage de la théorie des contrats incomplets

Plusieurs éléments nous amènent à l'usage de la théorie des contrats incomplets pour améliorer l'efficacité des contrats agri-environnementaux.

Dans cette thèse, nous cherchons avant tout à prémunir l'Etat et l'agriculteur de l'opportunisme de chacun pendant la durée du contrat en présence d'incertitude économique et lorsque des investissements spécifiques sont en jeu. L'usage des mécanismes d'enchères présente l'avantage de révéler le consentement à recevoir des agriculteurs pour la provision de services environnementaux, mais, il ne permet pas de tenir compte du comportement *ex post* de l'agriculteur. Cette approche ne répond donc pas à notre préoccupation.

Par ailleurs, au cours du déroulement de la relation, certains événements climatiques ou économiques peuvent survenir, et, dans la mesure où ces événements ont un impact non nul sur les conditions de la relation et où aucune clause du contrat n'indique comment les parties doivent y réagir, il deviendra souhaitable de renégocier ce contrat. Il est alors important de distinguer l'analyse de la renégociation dans la théorie des contrats et dans la théorie des contrats incomplets. Lorsque les contrats sont complets, la renégociation est traitée dans le cadre du problème d'aléa moral (modèle de Fudenberg-Tirole, 1990) et dans lequel il existe un temps plus ou moins long entre le choix des actions et l'observabilité des résultats. Le partage des risques est la question principale sachant que le Principal est neutre au risque et que l'agent est risque averse. Une fois que l'Agent a fait l'effort, les deux parties ont intérêt à renégocier en direction d'un contrat d'« assurance parfaite » de l'Agent par le Principal. Le contrat optimal initial ne sera pas robuste à la renégociation si l'Agent anticipe cette renégociation avant de choisir son action et qu'il choisi l'action la moins coûteuse pour lui. La leçon principale de ce modèle est que si les deux parties peuvent renégocier après le choix de

l'effort, alors le Principal ne peut plus inciter l'Agent à choisir l'effort optimal avec une probabilité un (Salanié, 1994). Dans la théorie des contrats, la possibilité d'une renégociation ultérieure s'interprète comme une contrainte sur le programme de maximisation du Principal *ex ante*, et elle peut donc aboutir à une perte d'efficacité. En revanche, lorsque les contrats sont incomplets, la renégociation permet de prendre en compte l'imprévu et donc d'augmenter l'efficacité de la relation contractuelle (voir article 5).

L'hypothèse de complétude des contrats utilisée dans la théorie Principal/Agent est de plus très forte dans le contexte de la fourniture de service environnementaux par les agriculteurs. Elle suppose en effet que toutes les contingences qui peuvent affecter la relation contractuelle sont prises en compte dans le contrat. Or, dans la réalité, cela est très complexe et coûteux. Les contrats agri-environnementaux sont donc en général incomplets.

Enfin, il est également important de situer la théorie des contrats incomplets par rapport à la théorie des coûts de transaction. La principale proposition de la théorie des coûts de transaction est qu'il est plus probable d'avoir une structure de gouvernance intégrée lorsque la taille de la quasi-rente appropriable augmente²⁶. Dans cette théorie, les négociations sur le partage de la quasi-rente sont coûteuses et l'intégration est une solution à ces conflits. Par conséquent, cette proposition ne nécessite pas de connaître la provenance de la quasi-rente, alors qu'elle est nécessaire dans la théorie des contrats incomplets. C'est, en effet, la présence d'une quasi-rente qui importe et elle peut provenir indifféremment d'investissements spécifiques contractualisables ou non. Alors que dans la théorie des contrats incomplets, il est crucial que les investissements spécifiques soient non contractualisables (Gibbons, 2005). Un autre point important oppose les deux théories. La théorie des coûts de transaction considère que la négociation est coûteuse et socialement destructive *ex post*, alors que pour la théorie des contrats incomplets, la négociation *ex post* est efficace.

Références :

Bourgeon J.-M., Jayet P.-A., Picard P., 1995. An incentive approach to land set-aside programs, *European Economic Review*, 39(8), pp 1487-1509.

²⁶ « the larger appropriable quasi-rents make integration more likely », (Williamson, 1971).

- Chambers R. G., 1992.** On the design of agricultural policy mechanism, *American Journal of Agricultural Economics*, 74(3), pp 646-654.
- Chambers R.G. and Quiggin J., 1996.** Non-point-source pollution regulation as a multi-task principal-agent problem, *Journal of Public Economics*, 59(1), pp 95-116.
- Choe C. and Fraser I., 1998.** A note on imperfect monitoring of agri-environmental policy, *Journal of Agricultural Economics*, 49(2), pp 250-258.
- Choe C. and Fraser I., 1999.** Compliance monitoring and agri-environmental policy, *Journal of Agricultural Economics*, 50(3), pp 468-487.
- Cooper J.C., 2003.** A joint framework for analysis of agri-environmental payment programs, *American Journal of Agricultural Economics*, 85(4), pp 976-987.
- Dupraz P., D. Vermersch, B. Henry de Frahan, L. Delvaux, 2003.** The Environmental Supply of Farm Households, a Flexible Willingness to Accept Model, *Environmental and Resource Economics*, 25, pp 171-189.
- Fudenberg D. and Tirole J., 1990.** Moral Hazard and Renegotiation in Agency Contracts, *Econometrica*, 58, pp 1279-1320.
- Gibbons R., 2005.** Four formal(izable) theories of the firm?, *Journal of Economic Behavior and Organization*, 58, pp 200-245.
- Hart R. and Latacz-Lohmann U., 2005.** Combating moral hazard in agri-environmental schemes: a multiple-agent approach, *European Review of Agricultural Economics*, 32(1), pp 75-91.
- Hockman E. and Zilberman D., 1978.** Examination of Environmental Policies Using Production and Pollution Microparameter Distribution, *Econometrica*, 46(July 1978), pp 739-760.
- Holmstrom B. and Milgrom P., 1991.** Multitask Principal-Agent Analysis: Incentive Contracts, Asset Ownership, and Job Design, *Journal of Law Economics and Organization*, 7, pp 24-52.
- Johansen L., 1972.** *Production Functions: An Integration of Micro and Macro, and Short and Long Run Aspects.* Amsterdam: North-Holland.
- Just R. and Antle J., 1990.** Interactions Between Agricultural and Environmental Policies: A Conceptual Framework, *American Economic Review*, 80(May 1990), pp 1992-202.
- Latacz-Lohmann U., 1998.** Moral hazard in agri-environmental schemes. Paper presented at the Agricultural Economics Society Annual Conference, Reading, 25-28 March 1998.
- Lichtenberg E., 2007.** Tenants, Landlords, and Soil Conservation, *American Journal of Agricultural Economics*, 89(2), pp 294-307.

- Moxey A., White B., Ozanne A., 1999.** Efficient contract design for agri-environmental policy, *Journal of Agricultural Economics*, 50(2), pp 187-202.
- Opaluch J. J. and Segerson K., 1991.** Aggregate Analysis of Site-Specific Pollution Problems: The Case of Groundwater Contamination from Agricultural Pesticides, *N.E. J. Agri. Res. Econ.*, 20(April 1991), pp 83-97.
- Ozanne A., Hogan T., Colman D., 2001.** Moral hazard, risk aversion and compliance monitoring in agri-environmental policy, *European review of Agricultural Economics*, 28(3), pp 329-347.
- Salanié B., 1994.** *Théorie des contrats*, Economica, Paris, 141p.
- Smith R.W. B., 1995.** The conservation reserve program as a least-cost land retirement mechanism, *American Journal of Agricultural Economics*, 77(1), pp 93-105.
- Turpin N., Bontems P., Rotillon G., 2004.** Lutte contre la pollution diffuse dans un bassin d'élevage : comparaison d'instruments de regulation en presence d'asymétrie d'information, *Cahier d'économie et sociologie Rurales*, 72, pp 5-31.
- Vanslebrouck I., Van Huylenbroeck G., Verbeke W., 2002.** Determinants of the willingness of Belgian farmers to participate in agri-environmental measures, *Journal of Agricultural Economics*, 53(3), pp 489-511.
- Wossink G.A.A. and Van Wenum J.H., 2003.** Biodiversity conservation by farmers : analysis of actual and contingent participation, *European Review of Agricultural Economics*, 30(4), pp 461-485.
- Wu J. and Babcock B.A., 1996.** Contract design for the purchase of environmental goods from agriculture. *American Journal of Agricultural Economics*, 78, pp 935-945.
- Wynn G., Crabtree B., Potts J., 2001.** Modelling farmer entry into the Environmentally Sensitive Area Scheme in Scotland, *Journal of Agricultural Economics*, 52, pp 65-82.
- Williamson O. E., 1971.** The vertical integration of production : Market failure considerations, *American Economic Review*, 61, pp 112-123.

Article 5

ALLOCATION DES DROITS DE DECISION ET COUTS DE RENEGOCIATION DANS LES CONTRATS AGRI-ENVIRONNEMENTAUX²⁷

Résumé : Les contrats agri-environnementaux entre l'Etat et l'agriculteur ont été surtout analysés grâce à l'économie de l'information pour traiter la question de la non-observabilité des pratiques (asymétrie d'information entre les deux parties). Ici notre perspective est différente. Nous considérons les pratiques agri-environnementales comme observables mais non vérifiables (asymétrie d'information entre, d'une part, les deux parties et, d'autre part, toute tierce partie). En mettant en évidence cette forme d'incertitude, nous cherchons à expliquer l'adoption des contrats agri-environnementaux lorsqu'ils sont basés sur des obligations de résultats environnementaux et qu'ils nécessitent des investissements spécifiques. Nous empruntons pour cela à la théorie des contrats incomplets et à des travaux théoriques récents qui lient le niveau d'investissement spécifique au choix du niveau de flexibilité des contrats. L'objectif de cet article est de fournir les premiers éléments d'analyse des arbitrages de l'agriculteur lorsqu'on lui propose des contrats avec différents niveaux de flexibilité et dont les bénéfices environnementaux ne peuvent être anticipés au moment de la signature. En montrant que les coûts d'opportunité et de renégociation ont un rôle essentiel dans les choix du niveau de flexibilité du contrat et du niveau des investissements spécifiques, nous apportons une nouvelle perspective sur l'analyse économique des contrats agri-environnementaux.

Mots clés: Contrats incomplets; Coûts de transaction; Contrats agri-environnementaux;

²⁷ Auteurs : Douadia Bougherara (INRA) et Géraldine Ducos (INRA)

I. INTRODUCTION

Le contrat agri-environnemental est le principal instrument de politique publique utilisé actuellement en Europe dans le cadre du Règlement de Développement Rural européen 1257/1999. C'est un contrat entre l'Etat et l'agriculteur où l'agriculteur s'engage à intégrer des pratiques plus respectueuses de l'environnement dans son système de production. En échange, l'Etat s'engage à lui verser une compensation calculée sur la base des coûts générés par ces pratiques. La participation des agriculteurs est volontaire. Le bilan de ce dispositif²⁸ montre d'une part que le taux d'adoption de ces contrats est faible (moins de 10% des exploitations professionnelles en France), et d'autre part que les contrats adoptés n'induisent pas de changements de pratiques mais un maintien des pratiques existantes. L'impact environnemental escompté est donc très faible. Aussi, dans la Manche, le taux de non conformité au cahier des charges est important et 45% des contrats ont été modifiés suite à une demande d'avenant²⁹.

Plusieurs pistes peuvent alors être explorées pour améliorer l'efficacité de ce dispositif. La plus exploitée consiste à augmenter le taux d'adoption tout en rémunérant les agriculteurs à hauteur de leurs coûts de production en présence d'asymétrie d'information. Elle a donné lieu à de nombreuses études cherchant, d'une part, à mieux connaître la distribution des coûts de mise en œuvre des pratiques agri-environnementales par l'analyse de l'adoption (par exemple, Dupraz et al., 2003), et d'autre part à traiter les problèmes d'asymétrie d'information (par exemple, Wu et Babcock, 1995) appliquant la théorie Principal/Agent. Une deuxième piste, moins explorée, consiste à inciter à l'adoption de mesures ambitieuses tout en contrôlant les coûts de transaction (rédaction des cahiers des charges, contrôle, avenants) en présence d'asymétrie d'information entre les co-contractants et toute tierce partie³⁰. On dit aussi que les investissements sont non-vérifiables. C'est cette seconde piste que nous allons étudier dans cet article. Nous ne chercherons donc pas à prémunir l'Etat des conséquences de l'asymétrie d'information lorsque la rémunération des agriculteurs est basée sur des engagements non-observables, mais à prémunir l'Etat et l'agriculteur du comportement opportuniste de l'autre

²⁸ Rapport ASca à mi-parcours (2004)

²⁹ Enquête auprès de l'Association Départementale pour l'Aménagement des Structures des Exploitations Agricoles (ADASEA). Communication personnelle avec S. Leblain de l'ADASEA.

³⁰ Ces notions sont définies ci-dessous.

en présence d'incertitude économique lorsque les engagements sont non-vérifiables et lorsque des investissements spécifiques non négligeables sont en jeu.

La fourniture de services environnementaux est en effet caractérisée par une forte incertitude touchant les engagements sur le long terme de l'Etat (son consentement à payer pour les services environnementaux produits à la fin du contrat) et de l'agriculteur (son coût de production effectif à la fin du contrat). Il est donc impossible que le contrat puisse indiquer comment les parties doivent réagir à tous les événements survenant au cours du déroulement de la relation et ayant un impact non nul sur les conditions de la relation. Lorsque certaines variables de décision ne sont pas incluses dans le contrat, le contrat est alors dit incomplet et les variables non instruites sont dites non-vérifiables. La non-vérifiabilité fait alors allusion à l'asymétrie d'information qui est supposée exister entre les parties au contrat et les tierces parties. Un tribunal ne peut en effet vérifier la valeur prise par une variable, puisqu'il lui est impossible d'observer cette valeur en référence aux termes du contrat. Notre objectif est donc de savoir comment se présenterait un dispositif basé sur des objectifs de résultats environnementaux et non pas sur des objectifs de moyens tels que les contrats actuels sont rédigés, et quelles en seraient les implications pour l'Etat et l'agriculteur.

L'hypothèse de non-vérifiabilité des engagements implique de nouveaux arbitrages chez l'Etat et l'agriculteur que nous analysons en empruntant à la théorie des contrats incomplets et à des travaux théoriques récents relâchant certaines des hypothèses du modèle initial. L'intérêt de l'application de ce cadre théorique à la transaction agri-environnementale est de pouvoir formuler un contrat qui puisse garantir à l'Etat qu'il ne payera qu'à hauteur de la quantité et de la qualité du service produit et cela parce que l'allocation des droits de propriété résiduels incite l'agriculteur à investir dans des actifs adaptés à la demande de l'Etat. Cet article vise donc à analyser la relation entre l'allocation des droits de propriété résiduels, le niveau d'investissement des agriculteurs et la possibilité de renégociation du paiement, i.e. la flexibilité du contrat, lorsque les engagements sont observables mais non-vérifiables.

La contribution de cette étude repose essentiellement sur l'application de la théorie des contrats incomplets aux contrats agri-environnementaux afin d'éclairer les implications d'un engagement sur des résultats environnementaux qui est le plus souvent non-vérifiable. Un tel contrat donnerait une incitation à l'agriculteur à investir dans la production de services environnementaux alors que dans les contrats actuels, l'Etat est le seul responsable des

résultats environnementaux obtenus puisque la rémunération dépend des moyens engagés. De plus, la relation entre les moyens mis en œuvre et les résultats environnementaux recherchés n'est pas connue. L'Etat prend donc un risque non négligeable en amenant l'agriculteur à investir dans des moyens dont la productivité environnementale est incertaine. On peut en revanche espérer que la responsabilisation de l'agriculteur par un paiement calculé sur des services environnementaux effectivement produits générerait une collaboration dynamique entre l'Etat et l'agriculteur.

La proposition du modèle de base de la théorie des contrats incomplets est que les droits de décision doivent être donnés à la partie qui est la plus susceptible d'affecter le niveau du surplus afin de l'inciter à investir en actifs spécifiques. Ce modèle considère que la renégociation est toujours préférable parce qu'elle est sans coût. Or, des travaux introduisant explicitement des coûts de renégociation indiquent que les coûts de renégociation modifient la structure des incitations. Les coûts de renégociation doivent alors être comparés aux coûts d'opportunité. Ce cadre d'analyse apporte un nouvel éclairage sur les arbitrages des agriculteurs face aux contrats agri-environnementaux qui leur sont proposés. Il permet d'expliquer notamment les oscillations en France entre des contrats sur objectifs de résultats avec renégociation³¹ (type Opérations Locales Agri-Environnementales dans le règlement 2078/92) et des contrats sur objectifs de moyen sans renégociation (Contrats Territoriaux d'Exploitation dans le règlement 1257/99).

La section II de cet article décrit brièvement les principales hypothèses de la théorie des contrats incomplets afin d'introduire les notions d'incomplétude des contrats, de non vérifiabilité, de spécificité des actifs et de hold-up. Dans la section III, nous présentons d'abord le timing du modèle de base de Grossman et Hart (1986) en l'appliquant aux contrats agri-environnementaux. Puis, nous introduisons l'hypothèse de renégociation coûteuse afin de mettre en évidence les arbitrages des agriculteurs entre flexibilité et rigidité. Enfin, dans la section IV, nous identifions les variables susceptibles de jouer un rôle sur les arbitrages des agriculteurs dans l'adoption d'un contrat agri-environnemental plus ou moins flexible.

³¹ La renégociation concernait certains aspects techniques du cahier des charges. Le niveau de la prime n'était pas renégociable.

II. L'ALLOCATION DES DROITS DE DECISION: PIERRE ANGLAIRE DE LA THEORIE DES CONTRATS INCOMPLETS

La théorie des contrats incomplets a été développée pour répondre à la question des frontières de la firme (intégration verticale), question que la théorie néoclassique ne se pose pas. La théorie des contrats incomplets est aussi appelée théorie des droits de propriété puisque la question fondamentale est celle de la structure optimale des droits de propriété sur les actifs engagés dans la relation entre deux firmes. Nous présentons ici les concepts clés de ce cadre théorique pour ensuite l'utiliser dans le contexte de la transaction agri-environnementale.

II.1. Incomplétude contractuelle et non-vérifiabilité

Les travaux utilisant la théorie principal-agent prennent en compte le coût de l'effort de l'agriculteur, variable inobservable pour le principal. Le contrat rédigé ne peut être une fonction directe du niveau d'effort puisque seul l'agent observe ce niveau d'effort. Les seuls coûts de transaction qui apparaissent dans la théorie de l'agence sont des coûts d'observabilité de la variable privée de l'agriculteur. Ainsi, dans l'hypothèse d'observabilité des engagements des agriculteurs, les coûts de transaction deviennent nuls. La théorie des contrats incomplets considère, elle, qu'il est coûteux d'écrire un contrat même en cas d'observabilité des pratiques. Les contrats rédigés sont incomplets parce qu'il arrive forcément un moment où le gain d'efficacité obtenu en prenant en compte une nouvelle contingence peu probable ne justifie plus le coût de sa prise en compte dans l'écriture du contrat. Un contrat peut également être incomplet lorsque les tribunaux ne peuvent pas contrôler *ex post* la valeur prise par certaines variables, ou encore parce qu'il peut être impossible d'assigner une probabilité à certains événements qui risquent pourtant d'affecter les conditions futures et le contrat ne pourra donc pas être conditionné à ces événements (Salanié, 1994). Lorsque les termes du contrat ne sont alors pas suffisamment clairs pour qu'une tierce partie puisse la rendre exécutoire *ex post*, on dit alors qu'il y a asymétrie d'information entre les parties du contrat et toute tierce partie.

Les contrats ne prennent donc généralement en compte qu'un petit nombre de variables, qui peuvent être les plus pertinentes, mais aussi celles qui sont les plus facilement vérifiables par un tribunal. Selon Hart (1995), un engagement contractuel sera parfaitement vérifiable quand (i) une tierce partie est en mesure de vérifier l'état de la nature attaché à cet engagement, (ii)

le coût de la contestation n'est pas supérieur au bénéfice tiré d'une sentence favorable, (iii) le montant des pénalités n'est pas limité. Lorsque l'une de ces conditions n'est pas satisfaite, il est possible que le contrat ne soit pas totalement honoré. Ainsi, dans la théorie des contrats incomplets, on dit que les variables sont observables mais non vérifiables, en sous-entendant qu'aucun tribunal ou tierce partie ne jugera recevable une plainte fondée sur les valeurs prises par ces variables (Salanié, 1994).

C'est l'hypothèse de non vérifiabilité des engagements qui va distinguer notre approche des analyses menées jusqu'à présent sur les contrats agri-environnementaux. En relâchant l'hypothèse de vérifiabilité des engagements (qui se justifie dans le cadre d'un contrat sur objectifs), la théorie des contrats incomplets apporte un nouvel éclairage à la fourniture de services environnementaux par les contrats agri-environnementaux.

II.2. Le rôle clé de la renégociation

En présence d'un contrat incomplet, les parties peuvent se laisser la possibilité de renégocier les variables non-vérifiables en fonction des nouvelles informations acquises au cours du temps. La renégociation est par définition bilatérale et ne peut donc entraîner le paiement de pénalités. Lorsqu'un des deux agents a un coût d'opportunité qui croît démesurément du fait d'évènements non attendus, il peut provoquer la renégociation du contrat. Par exemple, dans les contrats agri-environnementaux, l'Etat arbitre entre différentes demandes sociales par sa fonction objectif de bien-être social. Il peut donc être amené à demander à l'agriculteur de modifier son contrat afin de permettre la construction non anticipée d'infrastructures routières. D'un autre côté, l'agriculteur pourrait demander la renégociation de son contrat du fait d'évènements climatiques exceptionnels. Si on se place uniquement du point de vue d'un agent, la probabilité de renégociation du contrat peut lui être exogène –lorsqu'elle est demandée par l'autre agent– ou endogène –elle est alors fonction des niveaux relatifs de ses coûts d'opportunité et de ses coûts de renégociation.

Du fait de la possibilité de renégociation du contrat, des coûts de transaction *ex post* sont à prendre en compte (Hart, 1995, p.24-28). Les coûts *ex post* correspondent aux coûts de renégociation proprement dits c'est à dire le temps et les actifs investis dans la réécriture du contrat. Remarquons qu'en cas d'inobservabilité de certaines variables, les parties peuvent

également subir des coûts *ex ante*³². Mentionnons par exemple le cas où les coûts du fournisseur sont inconnus de l'acheteur. L'acheteur, sachant que le fournisseur pourra provoquer une renégociation du contrat, préférera proposer un prix bas et renégocier en cas de hausse des coûts du fournisseur plutôt que de proposer un prix moyen qui laisserait au fournisseur une rente informationnelle. La renégociation est alors utilisée stratégiquement comme moyen de révéler la valeur de la variable inobservable. Pour simplifier l'analyse, nous considérerons dans la renégociation l'existence de coûts *ex post* uniquement (pour garder notre hypothèse d'observabilité).

Enfin, ce problème de renégociation ne serait pas un problème en soi si les actifs investis dans la relation n'étaient pas spécifiques³³. La théorie des contrats incomplets est en effet basée sur l'idée que l'impossibilité de rédiger un contrat complet soumet chaque partie au risque de comportement opportuniste de l'autre partie lors du partage du surplus (ou de la perte) non anticipé(e), ce surplus étant généré par une innovation apportée à la technologie de production à travers un investissement spécifique. Cet investissement peut en effet être adapté à une demande plus exigeante associée à un consentement à payer plus important, ou, générer des économies de coûts de production. Le risque d'appropriation de ce surplus place la partie qui investit dans un actif spécifique dans une situation de *hold-up* à la Klein et al. (1978). Les notions de coûts irrécupérables, d'opportunisme et de non-vérifiabilité sont ainsi essentielles dans le cadre de la théorie des contrats incomplets.

Le principal apport de cette théorie est donc de déterminer l'impact de différentes structures d'allocation de droits de propriété entre deux parties en présence d'un contrat incomplet. Le modèle de base de Grossman et Hart (1986) considère que la renégociation est sans coût. Grossman et Hart (1986) distinguent les droits sur les actifs qu'il est possible de lister dans le contrat de ceux dont il est trop coûteux de le faire, i.e. les droits résiduels ("*residual rights*"). La possession de droits résiduels confère un pouvoir de décision dans les situations où le contrat ne précise pas ce qui doit être fait. Le propriétaire de ces droits peut donc décider seul du partage du profit et/ou du niveau des investissements à réaliser. Un contrat flexible sera

³² La renégociation s'analyse de manière très différente quand les contrats sont complets. Lorsque les contrats sont complets, la possibilité d'une renégociation ultérieure s'interprète comme une contrainte sur le programme de maximisation du principal *ex ante* et peut donc aboutir à une perte d'efficacité (Salanié, 1994).

³³ Un investissement spécifique est un investissement qui (i) améliore la productivité de la relation considérée, (ii) a une valeur moindre en dehors de cette relation, (iii) est coûteux pour celui qui le réalise (Salanié, 1994).

alors un contrat qui prévoit explicitement la possibilité de renégocier les décisions relatives aux variables non instruites dans le contrat initial, ce qui revient à une certaine réallocation *ex post* des droits résiduels moyennant paiement. La proposition principale de cette théorie est donc que pour inciter un agent à investir en actifs spécifiques, il faut lui donner des droits résiduels sur les actifs et lui donner la possibilité de renégocier le partage du surplus généré par ces actifs.

III. LE CONTRAT AGRI-ENVIRONNEMENTAL AVEC ENGAGEMENTS NON VERIFIABLES: ANALYSE DES ARBITRAGES

Nous nous plaçons dans le cas hypothétique où le contrat agri-environnemental est signé sur la base d'objectifs environnementaux et où les bénéfices et les actions sont non vérifiables. La section IV précisera les caractéristiques de ce dispositif. Nous sommes conscients du problème d'asymétrie d'information dans l'agri-environnement, mais, tout comme Hart (1995), nous n'intégrons pas ce problème dans notre analyse non pas parce que ce problème n'est pas important mais parce que « the analysis - particularly the analysis of renegotiation - is much more tractable under symmetric information ». Nous considérons donc qu'il y a symétrie d'information sur le coût de production du service agri-environnemental même si le coût de l'observabilité-mesurabilité est en réalité très important.

III.1. Le timing du modèle : implication à la contractualisation agri-environnementale

La théorie des contrats incomplets est une théorie de l'allocation des droits de propriétés. Les seules incitations pour les agents proviennent du contrôle *ex post* des droits résiduels. Gibbons (2005) présente de manière synthétique le timing du modèle que nous appliquons aux contrats agri-environnementaux.

Etape 1

Les deux parties $i = 1,2$ négocient sur l'allocation des droits résiduels *ex post* sur les actifs. A l'issue de cette négociation, le contrat est signé et chacune des parties se voit accorder un certain droit de décision *ex post*.

Dans le contrat agri-environnemental que nous présentons ici, l'Etat délègue à l'agriculteur la fourniture d'aménités environnementales en échange d'une rémunération. Les droits résiduels sur le revenu appartiennent à l'Etat (il perçoit les paiements des contribuables et les alloue). Les droits résiduels sur les actifs appartiennent à l'agriculteur (il réalise les investissements).

Cette étape de négociation permet d'arrêter le choix sur la durée du contrat, l'allocation des droits résiduels et le niveau de flexibilité du contrat, i.e. la possibilité de renégocier *ex post*. Les droits résiduels sont partagés entre l'Etat et l'agriculteur dans les contrats actuels. Néanmoins, dans certaines situations, l'agriculteur n'a pas les droits de décision. Par exemple, lorsqu'il contracte sur une parcelle donnée, il ne peut changer de parcelle en cours de contrat. C'est pourtant l'agriculteur qui, par ses pratiques, influence le plus le niveau de services environnementaux fournis. Concernant le niveau de flexibilité, un contrat rigide prévoira le partage des bénéfices dans un maximum de situations possibles pendant la durée du contrat sans laisser place à la renégociation. C'est le cas des contrats agri-environnementaux actuels où la renégociation n'est pas vraiment possible³⁴. Seules certaines situations³⁵ permettent une renégociation cadrée. Un contrat flexible laissera, en revanche, certaines décisions à la renégociation *ex post*. Ce fut le cas des OLAE du règlement européen de 1992 (Opérations Locales Agri-Environnementales), où le contrat était renégocié chaque année dans le cadre d'un comité de pilotage. Les droits de décision étaient partagés entre l'Etat et l'agriculteur avec des pouvoirs de renégociation fonction du poids de leurs représentants dans le comité de pilotage des opérations locales.

Etape 2

Les parties choisissent simultanément leurs propres actions $a_i \in A_i$, i.e. le niveau de spécificité des investissements. Ces actions déterminent leurs coûts $c_i(a_i)$.

³⁴ Les demandes d'avenant traitées en interne (demande d'augmentation ou de réduction des engagements) par l'Etat (via l'ADASEA) ne sont pas considérées, selon notre cadre théorique, comme des renégociations contractuelles. En effet, les implications financières sont entièrement prévus dans le contrat initial ce qui ne permet pas aux parties de les négocier ensuite.

³⁵ Une demande d'avenant peut être amenée devant la CDOA (Commission Départementale d'Orientation Agricole) lorsque les modifications à apporter dénature le contrat (demande de changements significatifs). La CDOA est composée d'agriculteurs, de représentants de l'Etat et également de partenaires représentant différents intérêts de la société civile. La décision de passage en CDOA est à la discrétion du département. En général, les dossiers amenés en CDOA concernent des modifications à plus de 25% de la prime initiale. Le passage en CDOA peut aussi avoir lieu dans les cas d'avenants pour cession/reprise ou de changement de statut (depuis 1 an).

Cette étape correspond à l'exécution du contrat par l'agriculteur. Il choisit le niveau d'effort en fonction du niveau d'incitation du contrat, c'est à dire de ses droits résiduels et de la possibilité de renégocier le partage du surplus non anticipé. Ainsi, dans le cadre d'un contrat qui donne à l'agriculteur des droits de décision, l'agriculteur sera moins hésitant à produire des efforts et à adapter ses efforts. Ceci parce qu'il sait que les bénéfices environnementaux seront plus importants et qu'il pourra en négocier un revenu plus avantageux. C'est donc à cette étape qu'il décide du niveau de spécificité de ses investissements, autrement dit de l'adaptation de ses actions aux objectifs attendus.

Etape 3

Les parties observent les actions (a_1, a_2) et l'état de la nature $s \in S$, donc l'adéquation du contrat à l'état de la nature observé.

Cette étape a lieu lorsque l'incertitude sur l'état de la nature est tombée et qu'il est possible d'observer les bénéfices et investissements effectifs. L'Etat a connaissance du budget qu'il peut allouer au paiement des agriculteurs pour leur contribution à la production de services environnementaux. L'Etat et les agriculteurs connaissent également le coût effectif de production de ces services. Dans le cas d'un contrat rigide, si ce contrat a bien anticipé chaque contingence, il n'y aura pas de coûts d'opportunité. Un événement non attendu générera en revanche des coûts d'opportunité. Par ailleurs, la rédaction d'un contrat flexible ne protégera ni l'Etat ni l'agriculteur des coûts d'opportunité, mais ils auront la possibilité de renégocier le partage du surplus lors de l'étape suivante et donc subiront des coûts de renégociation.

Etape 4

Les parties négocient la décision $d \in D$ que doit prendre la partie qui possède le droit de décision (droit accordé à l'étape 1).

Cette étape n'a lieu que dans le cas d'un contrat flexible. L'Etat et l'agriculteur négocient et décident, dans le cadre de la CDOA (Commission Départementale d'Orientation Agricole) par exemple, du partage du revenu en fonction des variables observées. Dans notre contrat agricole, l'agriculteur dispose des droits résiduels, ce qui l'a incité à investir. Dans l'étape de renégociation, l'Etat pourra influencer la décision de l'agriculteur moyennant paiement. Ensuite, le partage du surplus sera en fonction du poids de chacune des parties lors

de la négociation en CDOA. Le partage du surplus peut donc ne pas correspondre à la solution de Nash bargaining, c'est à dire que chaque partie perçoit la moitié du surplus.

Etape 5

Les parties reçoivent leurs paiements $U_i(a_1, a_2, s, d)$.

Les agriculteurs reçoivent donc leur paiement renégocié ou non.

Le mécanisme d'incitation

Les actions (a_1, a_2) sont non vérifiables et donc, les paiements $U_i(a_1, a_2, s, d)$ également. La décision $d \in D$ n'est pas vérifiable à l'étape 2 mais le devient à l'étape 4. L'allocation des droits de décision dans l'étape 1 détermine l'allocation du surplus de l'étape 4, qui détermine elle-même les incitations d'investissement de l'étape 2.

A l'étape 4, la partie i qui possède les droits résiduels va choisir la décision $d \in D$ qui maximise son profit individuel $\text{Max}_d U_i(a_1, a_2, s, d)$. La solution de cette maximisation sera toujours inférieure à l'optimum, solution de la maximisation conjointe des profits $\text{Max}_d [U_1(a_1, a_2, s, d) + U_2(a_1, a_2, s, d)]$. Il y a donc la place à une négociation mutuellement avantageuse: la partie qui ne possède pas le droit de décision concède un transfert financier à la partie qui possède ce droit afin de l'inciter à investir en actifs spécifiques.

Replaçons-nous à présent dans la problématique de l'adoption de contrats agri-environnementaux par les agriculteurs. Le contrat va déterminer l'allocation du surplus après la levée de l'incertitude (étape 4). Cette allocation des surplus déterminera le choix du niveau d'investissement de l'agriculteur (étape 2). La principale proposition est donc que l'incitation de l'agriculteur à investir dans la fourniture de services environnementaux sera plus grande si des droits résiduels lui sont confiés et qu'il a la possibilité de réaliser une renégociation mutuellement avantageuse *ex post*. L'allocation des droits de propriété dans les contrats agri-environnementaux est alors cruciale et nous verrons dans la partie suivante qu'en présence de coûts de renégociation, les mécanismes institutionnels de renégociation ont également un rôle important.

III.2. Niveau d'investissement et choix du niveau de flexibilité en présence de coûts de renégociation

Bien qu'évoquant le rôle des coûts de renégociation dans la décision des agents de renégocier, Grossman et Hart (1986) ne les formalisent pas explicitement. Ils considèrent que la renégociation du contrat après levée de l'incertitude est sans coût. Or, l'exemple des OLAE démontre que les coûts de renégociation sont parfois en réalité loin d'être négligeables. Le système a d'ailleurs été abandonné en faveur des contrats agri-environnementaux où il n'est quasiment pas possible pour l'agriculteur de renégocier les termes de son contrat. La prise en compte explicite de ces coûts de renégociation apporterait donc une discussion intéressante de l'arbitrage entre contrats agri-environnementaux plus ou moins flexibles en fonction des niveaux relatifs des coûts d'opportunité et des coûts de renégociation *ex post*. Nous utilisons pour cela le modèle d'Athias et Saussier (2007), qui prend explicitement en compte les coûts d'opportunité et les coûts de renégociation *ex post*.

Dans notre étude de cas, l'Etat propose à l'agriculteur de lui fournir des services environnementaux en échange d'un paiement calculé sur la base des investissements réalisés pour produire ces services. Ces investissements sont spécifiques et non-vérifiables (la section suivante explique ces affirmations). Nous les notons i , et ils génèrent un surplus noté $R(i)$ qui est la marge entre le paiement versé par l'Etat et les coûts de production, avec $R' > 0$ et $R'' < 0$.

Les deux parties peuvent signer deux types de contrats incomplets :

- Un contrat rigide où le mode de calcul du paiement est spécifié *ex ante* pour un ensemble d'états de la nature survenant pendant la durée du contrat.
- Un contrat flexible qui spécifie *ex ante* un paiement de base renégociable *ex post* selon des règles précisées *ex ante*.

Le contrat flexible va entraîner des coûts de renégociation dont l'impact sur le surplus réalisé *ex post* est noté f^r avec $f^r \in]0,1]$.

Le contrat rigide va entraîner des coûts d'opportunité dont l'impact sur le surplus réalisé *ex post* est noté f^m avec $f^m \in]0,1]$.

Le surplus réalisé par l'agriculteur est donc fonction des investissements mis en place et de l'adéquation du contrat aux états de la nature, f^r et f^m mesurant ce degré d'adéquation. Plus

les coûts de renégociation ou d'opportunité sont élevés, c'est à dire lorsque $f^r \rightarrow 0$ ou $f^m \rightarrow 0$, moins les termes du contrat sont adaptés aux états de la nature observés *ex post*.

Soit $r(i)$ la valeur de l'investissement lorsque le contrat est rompu. Le niveau de spécificité des investissements intervient ici : $r(i) = \alpha.R(i)$ avec $\alpha \in [0;1]$. Lorsque les investissements sont spécifiques, c'est à dire lorsque $\alpha \rightarrow 0$, la valeur de ces investissements en dehors de la relation contractuelle avec l'Etat est proche de 0.

Enfin, la probabilité de renégociation d'un contrat rigide, est supposée totalement exogène. Elle est notée $(1-\eta)$.

Nous reprenons le modèle de Athias et Saussier (2007) pour la suite de l'analyse.

Ils comparent le surplus social S associé à chaque type de contrat par rapport à un **benchmark** où les investissements sont vérifiables et où l'allocation des droits de décision n'influe pas sur le niveau d'investissement choisi par l'Etat et l'agriculteur. Chacune des parties maximise donc le surplus social généré par le contrat avec :

$$S = B_0 - C_0 + R(i^*) - i^* \quad (1)$$

Où, B_0 et C_0 sont deux constantes positives. Elles sont respectivement le surplus social et le coût social de la fourniture de services environnementaux telle qu'elle est réalisée aujourd'hui, c'est à dire par le maintien des pratiques existantes (gestion extensive des prairies chez un éleveur en montagne) ou par des investissements non spécifiques contractualisables (entretien des haies). Nous dirons alors que l'agriculteur produit des services environnementaux « basiques ».

Le niveau optimal d'investissement est i^* tel que :

$$i^* | R'(i^*) = 1 \quad (2)$$

La signature d'un **contrat flexible** implique la possibilité de renégocier le contrat une fois les investissements –non contractualisables *ex ante*- réalisés par l'agriculteur, et cela pendant toute la durée du contrat. La renégociation dans notre cas peut avoir lieu dans le cadre de la

CDOA où le partage du surplus dépendra du poids de chacune des parties. Cependant, dans un souci de simplification, le modèle considère une renégociation à la Nash où le surplus est partagé 50 :50.

Le profit de l'agriculteur, π^f , est donné par :

$$\pi^f = P_0 - C_0 + \frac{1}{2} [f^r R(i) + r(i)] - i \quad (3)$$

Où, P_0 est le paiement que perçoit l'agriculteur lorsqu'il produit des services environnementaux basiques.

Dans le cadre de ce contrat flexible, l'agriculteur choisit son niveau d'investissement :

$$i^f \Big| R'(i^f) = \frac{2}{(f^r + \alpha)} \quad (4)$$

Le surplus des contribuables, CS^f , est donné par :

$$CS^f = B_0 - P_0 + \frac{1}{2} [f^r R(i^f) - r(i^f)] \quad (5)$$

Enfin, le surplus social, S^f , est le suivant :

$$S^f = B_0 - C_0 + f^r R(i^f) - i^f \quad (6)$$

La signature d'un **contrat rigide** implique des coûts d'opportunité et le risque que les engagements initiaux ne soient pas exécutés *ex post*, et alors renégociés. Ce risque est formalisé sous la probabilité de renégociation $(1-\eta)$. Dans ce cas, le profit de l'agriculteur, π^r est alors le suivant :

$$\pi^r = \eta [P_0 - C_0 + f^m R(i) - i] + (1-\eta) (P_0 - C_0 + \frac{1}{2} [f^r R(i) + r(i)] - i) \quad (7)$$

L'agriculteur choisit le niveau d'investissement :

$$i^r \Big| R'(i^r) = \frac{2}{(f^r + \alpha) + \eta(2f^m - \alpha - f^r)} \quad (8)$$

Le surplus des contribuables, CS^r , devient :

$$CS^r = \eta[B_0 - P_0 + (1 - f^m)R(i^r)] + (1 - \eta)\left(B_0 - P_0 + \frac{1}{2}[f^r R(i^r) - r(i^r)]\right) \quad (9)$$

Et le surplus total est :

$$S^r = B_0 - C_0 + \eta R(i^r) + (1 - \eta)f^r R(i^r) - i^r \quad (10)$$

En observant le niveau des investissements et celui des surplus sociaux dans le benchmark et dans le cadre des contrats flexibles et rigides, on voit que c'est bien le contrat complet qui offre la situation optimale. Le modèle permet cependant d'identifier le **contrat le plus efficace** parmi les contrats incomplets. En comparant les équations 6 et 10, un contrat rigide est donc préféré à un contrat flexible si et seulement si :

$$R(i^r)[\eta + f^r(1 - \eta)] - i^r - f^r R(i^f) + i^f > 0 \quad (11)$$

Il est ensuite possible d'émettre des propositions quant aux choix contractuels efficaces en fonction des valeurs prises par les variables de ce modèle. Athias et Saussier (2006) donnent les propositions suivantes : (i) plus les coûts d'opportunité sont faibles, plus un contrat rigide est efficace comparé à un contrat flexible, (ii) plus la probabilité de renégocier un contrat rigide est faible, plus un contrat rigide est efficace comparé à un contrat flexible, (iii) plus la spécificité des investissements est grande, plus un contrat rigide est efficace comparé à un contrat flexible, enfin, (iv) plus les coûts de renégociation sont élevés, plus un contrat rigide est efficace comparé à un contrat flexible.

IV. CONTRACTUALISATION SUR OBJECTIFS ENVIRONNEMENTAUX

Les contrats agri-environnementaux du Règlement de Développement Rural européen ont jusqu'à présent été déclinés dans la plupart des pays sous la forme de contrats de moyens (entretien de haies par exemple). Alors que le principal objectif de ces contrats est le financement de la fourniture de biens non marchands par l'agriculture (biodiversité par exemple), ce n'est pas la quantité de bien environnemental fournie qui est rémunérée mais les moyens mis en œuvre afin de favoriser leur fourniture. Nous souhaitons ici caractériser la transaction agri-environnementale sous l'angle de la théorie des contrats incomplets afin de montrer la pertinence de l'usage de ce cadre d'analyse dans le contexte de l'agri-environnement. Ce cadre permet notamment d'envisager un contrat permettant de financer la fourniture effective de biens environnementaux. Dans la fin de la section, nous illustrons nos arguments par un exemple concret.

IV.1. Non vérifiabilité des engagements et spécificité des investissements

L'incomplétude et par conséquent la non-vérifiabilité des variables manquantes du contrat agri-environnemental peut provenir de (i) la faible connaissance des investissements nécessaires à la production de services environnementaux, (ii) la difficulté à prévoir la demande de ces services à long terme.

(i) L'incertitude sur les investissements provient de la méconnaissance de la technologie nécessaire à la production d'une grande majorité de services environnementaux. En effet, les actions agri-environnementales efficaces ne reposent pas sur des moyens ponctuels mais font appel à une adaptation du système de production dans son ensemble et cela en fonction des conditions biophysiques évolutives de l'exploitation. De plus, les implications financières de ces actions dépendent d'un environnement économique connu comme très incertain dans le secteur agricole. Il est donc extrêmement difficile de déterminer à l'avance les besoins technologiques nécessaires à la transaction de même que leurs coûts. Dans ces conditions, une tierce partie ne pourra donc pas témoigner de la réalisation des investissements.

(ii) L'incertitude sur le revenu a essentiellement deux origines. Elle provient de la difficulté à définir la quantité et la qualité des services environnementaux demandée par l'Etat/la société,

Cette demande est difficile à percevoir et peut être exprimée de façon différente auprès des pouvoirs publics. La contestation sociale et l'état de la recherche peuvent être des indicateurs de la stabilisation de la demande sociale en services agri-environnementaux. L'incertitude sur le revenu provient également de la difficulté à anticiper le budget alloué à la fourniture de ce service. Les changements de partis politiques au pouvoir, l'actualité des priorités de l'action politique, la décentralisation font qu'il n'est pas possible de bloquer des budgets sur le long terme. La politique agri-environnementale étant de plus co-financée par l'Europe, elle est également soumise aux aléas de la Politique Agricole Commune qui est aujourd'hui en voie d'évolution.

La spécificité des investissements nécessaires à la production de services environnementaux peut avoir au moins quatre origines : (i) la spécialisation du matériel agricole à certaines tâches. Le taillage des haies demande d'investir dans un lamier, un itinéraire simplifié avec non labour nécessite un Sèmeflex³⁶, (ii) l'acquisition de nouvelles compétences agronomiques et de gestion de système de production agricole supplémentaires pour se défaire de l'usage des produits chimiques, (iii) les actifs dédiés, c'est à dire les investissements qui ne sont pas nécessairement spécifiques mais qui, lorsqu'ils sont utilisés dans la transaction agri-environnementale, ne peuvent être employés ailleurs. C'est le cas de la main d'œuvre ou du matériel agricole. Cette particularité peut amener l'agriculteur à devoir augmenter son capital pour uniquement remplir son contrat agri-environnemental, ce qui constitue une source de spécificité, (iv) les coûts générés par l'obligation de localiser les actions agri-environnementales aux abords des rivières par exemple, ainsi que par les obligations temporelles telles que la destruction de la couverture des sols nus en hiver, sont aussi des sources de spécificité. En effet, ces contraintes agronomiques, qui sont des conditions essentielles à l'efficacité des actions agri-environnementales, amènent l'agriculteur à devoir entièrement modifier son système de production et sont à l'origine d'un investissement total non négligeable à l'échelle de l'exploitation.

Ces caractéristiques font donc que certaines actions agri-environnementales ne trouvent pas de valeur en dehors du contrat agri-environnemental avec l'Etat, l'Etat étant le seul à être en

³⁶ Cette spécificité disparaît s'il existe une entreprise de location à proximité.

mesure de rémunérer l'agriculteur pour ce type de services³⁷. Reste donc à savoir si ces investissements sont suffisamment importants pour mettre l'agriculteur dans une situation à risque lorsqu'il choisit de signer un contrat agri-environnemental. L'étude Ducos and Dupraz (2007) montre à ce sujet que les agriculteurs préfèrent adopter des pratiques moins spécifiques toutes choses égales par ailleurs. Aussi, il semblerait que ce critère soit pris en compte par les agriculteurs.

IV.2. Incertitude agissant sur la probabilité de renégociation

Les coûts de renégociation correspondent au temps passé et aux procédures administratives pour amener et conduire la négociation du partage du surplus non anticipé à la signature du contrat. La probabilité de renégociation d'un contrat agri-environnemental peut être endogène et/ou exogène. Elle sera endogène lorsque les engagements initiaux génèrent des coûts d'opportunité importants et qu'il devient préférable de renégocier le contrat initial (voir les conditions ci-dessous). Elle sera exogène lorsque des facteurs extérieurs amènent l'agriculteur à ne plus pouvoir respecter ses engagements. Ces facteurs peuvent être des décisions politiques, e.g. évolution non attendue de la PAC, changement des droits de propriété des terres contractualisées lors d'une préemption par la commune voisine,... Même si l'agriculteur n'est pas supposé devoir payer le coût du changement de contrat, ces procédures demandent énormément d'effort et de temps à l'appropriation de nouveaux concepts ou aux réunions diverses et variées. De plus, les paiements sont arrêtés durant toute la période de flou juridique. Enfin, il existe des clauses permettant la renégociation du contrat dans des cas d'absolue nécessité (externe, imprévisible et irrésistible) du type inaptitude physique médicalement constatée, catastrophes naturelles reconnues par l'Etat, ou encore épidémie.

Nous pouvons identifier au moins quatre facteurs d'incertitude ayant un rôle sur le niveau des coûts d'opportunité : (i) les facteurs de production tels que les conditions climatiques (sécheresse, inondation), la fiabilité des technologies employées, les conditions sanitaires et épidémiques, (ii) les facteurs de prix ou de marché, (iii) les facteurs financier, statutaire et de management de l'exploitation tels que l'évolution des taux d'intérêt, les non paiements ou

³⁷ Cela est de moins en moins vrai, les collectivités locales s'engageant de plus en plus dans des politiques de développement rural, de même que les agences de l'eau. Le niveau de spécificité des investissements agri-environnementaux s'en trouve ainsi réduit.

encore les modifications de statut en cas de cession/reprise, (iv) les facteurs institutionnels liés à l'évolution de la PAC, aux politiques de gestion des milieux ruraux des collectivités locales (elles peuvent avoir un droit de préemption dans le cadre de la mise en place de périmètres de captage des eaux).

En 2006, environ la moitié des agriculteurs de la Manche en possession d'un contrat agri-environnemental (CTE/CAD) ont fait une demande d'avenant à leur contrat et plus des deux tiers des demandes ont pour objet de réduire les engagements. Ce chiffre montre l'importance des coûts d'opportunité générés par la rigidité des contrats actuels.

IV.3. Exemple pratique : la fourniture agricole de biodiversité par une contractualisation sur objectifs environnementaux

Nous souhaitons dans cette partie illustrer de manière concrète le type de contrat agri-environnemental à mettre en œuvre afin de rémunérer le résultat environnemental en tant que tel. Nous avons choisi ici la fourniture de biodiversité par l'agriculture.

Il existe de nombreuses pratiques agri-environnementales contribuant à l'amélioration de la biodiversité dont les investissements totaux relatifs sont également variables. Les pratiques les moins coûteuses sont, par exemple, la fauche de la parcelle du centre vers la périphérie. Cette action a, en effet, très peu de conséquences sur le système de production de l'exploitation. Au contraire, une action telle que l'adoption de techniques de lutte raisonnée³⁸ va entraîner une modification en profondeur du système de production et sera en conséquent un véritable investissement. On peut aussi noter des pratiques intermédiaires telles que retarder la date de fauche ou de pâturage, ces actions visant à ne pas détruire les animaux dont la reproduction est plus tardive, ou encore réduire le chargement à l'hectare.

Les contrats agri-environnementaux actuels proposent une pratique dite de « fauche tardive ». Cette pratique se décline en deux options correspondant à deux dates de fauche et à deux paiements (croissants avec la date). Lorsque l'agriculteur choisit l'une ou l'autre des deux options, son arbitrage correspond au choix entre une date de fauche suffisamment tardive pour

³⁸ Par exemple, en supprimant l'usage de l'atrazine et mettant en place des systèmes de lutte biologique.

avoir un paiement élevé et une date de fauche pas trop tardive afin d'éviter des pertes trop importantes de quantité et qualité du foin récolté. Le paiement proposé par les services de l'Etat vise à compenser les pertes de profit. La mesure « fauche tardive » présente l'avantage d'être observable et vérifiable³⁹. Cependant, le contrat ne porte pas sur la fourniture de biodiversité en tant que telle mais fixe un moyen (la fauche tardive) permettant sa fourniture. Du fait des incertitudes sur les liens entre pratiques agricoles et résultat environnemental, l'Etat n'a aucune garantie sur la fourniture effective de biodiversité. Par ailleurs, des inefficacités existent puisque la date de fauche est non renégociable. Ainsi, du fait des conditions climatiques, la fauche pourrait parfois avoir lieu plus tôt avec le même résultat environnemental (permettant ainsi d'économiser des coûts pour l'agriculteur), ou devrait parfois avoir lieu plus tard afin de garantir le respect de la biodiversité. Les contrats actuels ne permettent pas cette flexibilité, le paiement et la date étant fixés *ex ante*.

Puisque la demande sociale vis-à-vis de l'agriculture porte sur des services environnementaux effectifs, quelle serait la forme d'un contrat proposé aux agriculteurs basé sur des objectifs à atteindre dont dépendrait le paiement ? Tout d'abord, un contrat agri-environnemental sur la fourniture de biodiversité serait un contrat incomplet. Toutes les contingences seraient difficiles c'est-à-dire coûteuses à envisager et à négocier *ex ante* dans le cadre du contrat. Par exemple, les conditions naturelles vont influencer de façon non négligeable la quantité et la variété des espèces d'une année sur l'autre. Le résultat environnemental est donc difficilement vérifiable. D'un autre côté, l'Etat aura sur le long terme des difficultés à prévoir la demande sociale pour la biodiversité, celle-ci fluctuant du fait des arbitrages avec les autres demandes sociales. Les tendances politiques et l'allocation des budgets ne peuvent être garanties sur toute la durée du contrat⁴⁰. Du fait de ces incertitudes, un contrat sur résultats environnementaux suppose que les parties envisagent la renégociation au fur et à mesure que l'incertitude est levée.

Par ailleurs, les investissements à réaliser sont spécifiques dans le sens où honorer le contrat sur la fourniture de biodiversité impliquera des pratiques dont les coûts sont irrécupérables en dehors de la relation contractuelle avec l'Etat. L'Etat investit également dans la formation des

³⁹ C'est une particularité de la fauche tardive. En général, les mesures agri-environnementales existantes sont difficilement observables et vérifiables (par exemple, la réduction des apports d'intrants).

⁴⁰ Le montant des enveloppes dédiées à l'agri-environnement reste toujours peu prévisible sur le moyen et long terme, notamment en raison des négociations sur l'avenir de la PAC.

agriculteurs et le diagnostic agri-environnemental de l'exploitation avant contractualisation, investissements spécifiques à chaque agriculteur et à chaque exploitation (par exemple, caractéristiques pédologiques des parcelles). Dans le cas de la biodiversité, l'Etat vise parfois à atteindre un certain seuil de contractualisation sur une zone donnée (corridors biologiques). La rupture du contrat par l'agriculteur peut réduire la valeur des investissements de l'Etat dans la zone. La spécificité des investissements nécessaires soumet chacune des parties à l'opportunisme de l'autre partie.

Ainsi, les hypothèses de la théorie des contrats incomplets sont vérifiées dans le cas de contrats agri-environnementaux sur résultats pour la fourniture de biodiversité. L'introduction d'une renégociation du paiement agri-environnemental en fonction des informations acquises au cours du temps peut garantir le niveau d'investissement spécifique des parties. Ainsi, les incitations à investir peuvent mener à une sur-fourniture de biodiversité qui sera rémunérée dans le cadre d'une renégociation.

Le choix de niveau de flexibilité du contrat (introduction de clauses de renégociation) prendra alors en compte diverses variables telles que le niveau de spécificité des actifs, les coûts d'opportunité ainsi que les coûts de renégociation. La structure institutionnelle (composition et nature de l'instance de renégociation) jouera alors un rôle important dans la réussite de tels contrats sur objectifs. Une étude empirique permettra de vérifier si la flexibilité du contrat agri-environnemental incite réellement l'agriculteur à plus investir dans des actifs spécifiques.

IV. CONCLUSION

L'objectif de cet article était de fournir les premiers éléments d'analyse des arbitrages de l'agriculteur lorsqu'on lui propose des contrats sur objectifs environnementaux avec différents niveaux de flexibilité dont les bénéfices environnementaux ne peuvent être anticipés au moment de la signature. Nous avons emprunté pour cela à la théorie des contrats incomplets et à des travaux théoriques récents qui lient le niveau d'investissement spécifique au choix du niveau de flexibilité des contrats. Ainsi, l'hypothèse de vérifiabilité est ici relâchée contrairement aux études réalisées jusqu'à présent dans ce domaine. Cela nous a permis d'envisager le design de contrats agri-environnementaux sur résultats et non sur moyens.

Les résultats du modèle théorique de Grossman et Hart (1986) indiquent que l'allocation des droits de décision à l'agriculteur permettrait de garantir un niveau suffisant d'investissements spécifiques. Cependant, la prise en compte de coûts de renégociation non négligeables nous amènent à formuler des hypothèses d'arbitrages des agriculteurs en fonction de diverses variables. Nous avons mis en évidence les variables clés dans la réussite de tels contrats agri-environnementaux, notamment les coûts d'opportunité ainsi que les coûts de renégociation. On peut en effet noter que, quelque soit la forme contractuelle désignée la plus efficace, le coût de la transaction ne devra pas omettre les coûts de renégociation. L'expérience des OLAE a en effet montré que ces coûts prenaient beaucoup d'importance, de même que le paiement proposé aux agriculteurs dans le cadre d'un contrat flexible devra comprendre ces coûts pour rester incitatifs. Notre étude dirige ainsi l'analyse vers les structures institutionnelles définissant les mesures agri-environnementales. Leur influence *ex ante* a été considérable dans les contrats actuels dans la définition des mesures et des paiements. Dans le cadre de contrats sur objectifs environnementaux, leur influence le sera d'autant plus étant donné qu'elles interviendraient de manière annuelle. De ce fait, leur composition (représentants de l'administration, des agriculteurs, de la société civile) et le poids (droit de vote) de chacune des parties deviennent déterminants. L'étude empirique des préférences des agriculteurs pour des contrats sur objectifs avec renégociation devra prendre en compte diverses structures institutionnelles de renégociation.

Références:

Athias L. et Saussier S., 2007. Un Partenariat Public Privé Rigide ou Flexible ? Théorie et Application aux Concessions Routières à Péage, *Revue Economique*, 58, pp 565-576.

Ducos G., Dupraz P., 2007. The asset specificity issue in the private provision of environmental services: Evidence from agri-environmental contracts. Presented at 8th International Meeting of the Association for Public Economic Theory, July 6-8 2007, Nashville, Tennessee.

Gibbons R., 2005. Four formal(izable) theories of the firm?, *Journal of Economic Behavior and Organization*, 58, pp 200-245.

Grossman S. and Hart O., 1986. The costs and benefits of ownership: a theory of vertical and lateral integration, *Journal of Political Economy*, 94, pp 691-719.

Hart O., 1995. *Firms, Contracts, and Financial Structure*, Clarendon Press, Oxford.

Klein B., Crawford R. G. and Alchian A. A., 1978. Vertical Integration, Appropriable Rents, and the Competitive Contracting Process, *Journal of Law and Economics*, University of Chicago Press, 21(2), pp 297-326.

Salanié B., 1994. *Théorie des contrats*, Economica, Paris, 141p.

Wu J. and Babcock B.A., 1996. Contract design for the purchase of environmental goods from agriculture. *American Journal of Agricultural Economics*, 78, pp 935-945.

PRESENTATION DE L'ETUDE EMPIRIQUE

Suite au modèle théorique présenté dans l'article 5, l'étude empirique cherche à valider la proposition suivante : l'agriculteur aura tendance à choisir des investissements spécifiques plus importants lorsqu'il a la possibilité de renégocier son paiement pendant la durée du contrat. Elle cherchera en second lieu à identifier le rôle des différentes structures institutionnelles de renégociation (composition et nature de l'instance de renégociation) sur le choix de l'agriculteur.

La méthode du choice experiment, employée dans l'article 4, sera à nouveau mobilisée dans cette étude. Les scénarios sont toujours les contrats agri-environnementaux, ces contrats se différenciant d'une part par leur niveau de flexibilité et d'autre part par la structure institutionnelle de renégociation. Le « véhicule de paiement » dans notre cas, n'est plus la prime mais le niveau des investissements spécifiques. Il n'est donc pas question d'un consentement à recevoir, comme dans l'article 4, mais d'un « consentement à investir ». Le scénario de référence est le suivant. On demande à l'agriculteur de supposer qu'il a souscrit pour une durée de 10 ans un contrat dont l'objectif est la « protection faunistique et floristique » (eq. amélioration de la biodiversité). On lui précise en même temps les principales caractéristiques de son contrat :

- Une prime de base de 100€/ha/an est proposée à condition que les éléments du diagnostic initial de sa zone d'exploitation soient maintenus d'une année à l'autre et jusqu'à la fin du contrat ;
- Le paiement n'est versé que si l'objectif de maintien de la biodiversité est atteint ;
- Les actions permettant d'atteindre cet objectif consistent notamment à retarder la date de fauche et de pâturage et à maintenir un chargement à l'hectare inférieur à 1.4 UGB pendant les périodes de pâturage autorisées.

Les scénarios alternatifs proposent ensuite une prime renégociable sous les conditions suivantes :

- Si la biodiversité a augmenté d'une année à l'autre, l'agriculteur peut avoir la possibilité de renégocier sa prime à la hausse en fonction du niveau des populations atteint.
- Si la biodiversité a diminué d'une année à l'autre, sa prime sera renégociée à la baisse entre les parties du contrat.

Un scénario sera une combinaison de quatre attributs avec des niveaux prédéfinis à l'avance. Trois attributs permettent de caractériser les principales actions contribuant à l'amélioration de la biodiversité. Le quatrième attribut définit le niveau des investissements spécifiques supplémentaires, par rapport à ce que l'agriculteur ferait dans le scénario de référence.

Attributs du contrat	Nombre de niveaux proposés	Niveaux des attributs
Date de fauche	2	Oui ou non
Date pâturage	2	Oui ou non
Chargement à l'hectare	2	Oui ou non
Investissement	3	0 ; +10% ; +20%

Le principe de la méthode est ensuite le même que dans l'article 4. Comme illustré dans le tableau suivant, on demande donc à l'agriculteur de choisir un contrat parmi 3 contrats A, B et C, C étant le contrat de référence.

	A	B	C
Date de fauche	Renégociation avec l'ADASEA	Renégociation avec l'ADASEA	Pas de renégociation
Date pâturage	Renégociation avec l'ADASEA	Renégociation avec l'ADASEA	Pas de renégociation
Chargement à l'hectare	Renégociation avec l'ADASEA	Renégociation avec l'ADASEA	Pas de renégociation
Niveau d'investissement	20%	10%	0%

Les niveaux d'investissement proposés devront être contingents aux effets de seuil, c'est à dire qu'il faudra que le niveau supérieur d'effort proposé soit suffisamment important pour pallier les effets de seuil attachés à la production de biodiversité.

L'interprétation des résultats se ferait alors comme suit :

-Si le contrat B est préféré à C, alors l'effet des coûts de renégociation est particulièrement faible par rapport à celui des coûts d'opportunité, et d'autant plus si A est préféré.

-Si le contrat C est préféré aux contrats A et B, alors l'effet des coûts d'opportunité est prédominant.

Afin d'avoir les préférences des agriculteurs sur la structure institutionnelle de renégociation, la renégociation pourra être proposée auprès de l'ADASEA, auquel cas, la négociation

n'aurait lieu qu'entre l'Etat et l'agriculteur, ou, auprès de la CDOA, où différents représentants de la société seraient alors présents.

CONCLUSION GENERALE

Résumé des résultats

Le modèle présenté dans l'**article 1** avait pour but de recentrer la question de l'efficacité, au sens de Pareto, de la fourniture d'aménités rurales. Il montre que la multifonctionnalité de l'agriculture n'émane pas uniquement de la technologie de production mais également des préférences des consommateurs. Il met en évidence la relation entre les préférences jointes et les productions jointes par le mécanisme de marché. Cependant, cette relation ne suffit pas à rémunérer un niveau optimal d'aménités rurales. Le recours à un instrument de politique publique permettra alors de corriger l'équilibre de marché.

Les articles 2 et 3 fournissent ensuite des éléments de compréhension supplémentaires quant à l'adoption des contrats agri-environnementaux tels que rédigés actuellement sur des obligations de moyens. Les résultats de l'**article 2** soutiennent l'hypothèse initiale en faisant apparaître que les coûts fixes constituent une barrière significative à l'adoption des petites exploitations, et que ces coûts fixes sont essentiellement des coûts de transaction. L'**article 3** met en évidence l'impact significatif des déterminants des coûts de transaction sur le choix des pratiques les plus ambitieuses associées à des investissements spécifiques. Nous pouvons conclure de ces deux études que les coûts de transaction ont effectivement un rôle important dans le comportement d'adoption des agriculteurs, et que les principaux déterminants de ces coûts sont (i) la confiance de l'agriculteur en l'Etat, (ii) son sentiment d'incertitude vis-à-vis de l'environnement économique et institutionnel, et, (iii) le niveau de formation de l'agriculteur. Ce résultat soutient notre argument initial quant à l'importance du rôle de l'asymétrie d'information entre les co-contractants et toute tierce partie.

Les deux derniers articles de cette thèse ouvrent l'analyse des contrats agri-environnementaux en s'intéressant plus particulièrement au rôle de la forme contractuelle dans le comportement d'adoption de l'agriculteur. L'**article 4** montre que les agriculteurs privilégient les contrats plus flexibles et de courte durée. Ce résultat nous laisse donc penser que les contrats actuels, où l'agriculteur n'a pas la possibilité d'adapter le cahier des charges *ex post*, ne protègent pas suffisamment l'agriculteur de l'incertitude économique et institutionnelle qui environne la fourniture d'aménités rurales. La méthode du *choice experiment* permet également d'estimer l'augmentation ou la diminution du paiement nécessaire pour maintenir l'adoption des agriculteurs lorsqu'on propose différentes formes de contrats. L'**article 5** montre que le cadre d'analyse de la théorie des contrats incomplets s'applique particulièrement bien à la

transaction agri-environnementale en tenant compte de l'incertitude mise en évidence dans les articles précédents. Le modèle théorique montre que le niveau de flexibilité du contrat influe sur le niveau des investissements spécifiques et que les coûts d'opportunité et de renégociation entrent également en compte dans l'arbitrage de l'agriculteur. Les propositions théoriques seront confrontées aux préférences observables des agriculteurs ultérieurement.

Implications en terme de politiques publiques

D'après l'**article 1**, un instrument destiné à la production d'aménités rurales doit pouvoir prendre en compte les profils de préférences des consommateurs afin d'identifier les jointures éventuelles de préférences et l'effet de ces jointures sur la séparabilité de biens ou services produits conjointement. Le degré de séparabilité entre co-produits dépend de la part des consommateurs avec des préférences jointes parmi l'ensemble des consommateurs. Si ce taux est élevé, nous avons à faire à des co-produits peu séparables, et si l'un des co-produits est un bien public, il peut alors être en partie rémunéré par le marché. La partie non rémunérée pourra ensuite être allouée à l'aide d'un instrument de politique publique. Il est important de noter que cet instrument doit trouver sa légitimité dans le contexte du commerce international actuel où le soutien aux agriculteurs est très fortement encadré. En effet, le mode de calcul des compensations permet aux contrats agri-environnementaux d'être inscrits dans la boîte verte de l'Accord agricole du cycle de l'Uruguay de 1994. En revanche, ils sont intrinsèquement sous optimaux au regard de la théorie économique d'internalisation des externalités, qui préconise une rémunération tenant compte de la demande sociale, c'est à dire de la valeur accordée par la collectivité à l'externalité ciblée (Dupraz et Pech, 2007). Pour tenir compte de la demande sociale, les pouvoirs publics peuvent néanmoins jouer sur l'éligibilité des agriculteurs et les cahiers des charges, en ciblant certaines zones géographiques ou certains systèmes de production particuliers.

Le principal enseignement des **articles 2, 3 et 4** est que les instruments agri-environnementaux doivent être formulés en fonction du niveau de spécificité des actifs nécessaires à la production des aménités ciblées et des coûts de transaction associés. Plus concrètement, prenons l'exemple du maintien de la biodiversité remarquable des marais en Basse-Normandie. Cet objectif nécessite le maintien des haies, des talus et l'utilisation tardives des prairies. L'ensemble de ces actions implique un manque à gagner important à

l'échelle de l'exploitation compte tenu de l'évolution des techniques et des prix. Etant donné que seul l'Etat est en mesure de rémunérer ce service environnemental, les coûts de mise en œuvre sont par conséquent irrécupérables. Selon les résultats de ces 3 articles, l'adoption de ce contrat mobilisant des actifs qui sont donc spécifiques peut alors être incitée par au moins trois moyens :

- en proposant un paiement en deux parties : (i) une base destinée à compenser les coûts fixes liés à la technologie et aux coûts de transaction ; (ii) un paiement à l'hectare destiné à compenser les dépenses variables avec la surface contractualisée. En revanche, une incitation à l'hectare peut être suffisante pour l'adoption d'un contrat mobilisant des actifs peu spécifiques.
- en agissant sur les déterminants de ces coûts que les études, ici présentées, ont permis d'identifier. La confiance des agriculteurs en l'Etat et l'incertitude qui caractérise la politique agri-environnementale semblent particulièrement affecter le comportement d'adoption de l'agriculteur. L'Etat peut donc améliorer sa relation avec les agriculteurs et gagner leur confiance en travaillant par exemple sur la clarté des cahiers des charges afin de réduire les interprétations possibles lors du contrôle (la « peur » du contrôle ressort très clairement des enquêtes effectuées lors de cette thèse, et ceci parce les agriculteurs ne savent pas sur quoi ils seront évalués). L'appartenance à un réseau professionnel ou institutionnel peut par ailleurs fortement réduire l'incertitude. Le développement de tels réseaux pourrait donc aussi amener à une plus grande contractualisation.
- en modifiant la forme du contrat par son niveau de flexibilité, sa durée ou son travail administratif.

Le *choice experiment* offre également des résultats intéressants en matière de politique publique puisqu'il permet d'ajuster le montant de la prime en fonction des modifications apportées à la forme du contrat. Ainsi, si la durée du contrat est non négociable, et cela pour des raisons d'efficacité environnementale, l'Etat pourra augmenter le niveau de la prime à hauteur de 1,90€ par hectare et par année supplémentaire pour maintenir le niveau de contractualisation actuelle.

Enfin, au regard des résultats de l'article 2, il y a d'autres avantages à connaître les facteurs qui distinguent l'adoption des petites exploitations des grandes. Dans le cas où le résultat environnemental des contrats agri-environnementaux dépend de la surface totale sous contrat

(ex de la réduction de l'érosion par la couverture des sols nus en hiver), et sachant que les coûts d'administration de chaque dossier supportés par l'Etat sont loin d'être négligeables, il est alors plus efficace de conserver les barrières à l'adoption des petites exploitations. En revanche, dans le cas où un résultat environnemental ne peut être atteint que lorsque la totalité d'une zone est sous contrat (ex de la protection d'une zone humide du lessivage des nitrates par une gestion extensive des systèmes de production des abords de la zone), il sera alors plus efficace d'abaisser les barrières à l'adoption des petites exploitations.

Les résultats de l'**article 5** apportent de nouvelles perspectives quant aux moyens d'inciter les agriculteurs à s'engager dans la production de résultats environnementaux plus ambitieux. Le dispositif consisterait à allouer des droits de décision à l'agriculteur sur le revenu généré par ses propres investissements. En d'autres termes, cela reviendrait à lui donner la possibilité de renégocier son paiement pendant toute la durée de son contrat. Le contrat serait flexible. Cependant, il est à noter que quelque soit le niveau de flexibilité désigné le plus efficace, le coût de la transaction ne devra pas omettre les coûts de renégociation. L'expérience des OLAE⁴¹ a en effet montré que ces coûts prenaient une réelle importance, de même que le paiement proposé aux agriculteurs dans le cadre d'un contrat flexible devra comprendre ces coûts pour rester incitatif.

Limites de la thèse et recherches futures

Article 1

La principale limite de cet article réside dans l'hypothèse d'homogénéité du facteur terre. Nous avons en effet supposé que les productivités des systèmes de production biologique et conventionnel de même que celle des réserves naturelles étaient différentes mais que la productivité de la terre était homogène. Or, il est difficile de soutenir cette hypothèse lorsque l'on compare des parcelles en zones de montagnes avec celles en zones très productives comme la Beauce. Dans le premier cas, on trouvera des réserves naturelles, et dans le second une agriculture conventionnelle très intensive.

⁴¹ Opération Locales Agri-Environnementales: ce sont les contrats issus du règlement 2078/92.

Articles 2 et 3

Les résultats ont éclairé le rôle des coûts de transaction dans le comportement d'adoption des agriculteurs et certaines des implications politiques sont tournées vers des actions réduisant ces coûts. Or, réduire les coûts de transaction supportés par l'agriculteur peut entraîner l'augmentation de ces mêmes coûts du côté de l'Etat. En effet, réduire l'incertitude ressentie par les agriculteurs peut se faire par la mobilisation d'agents de l'Etat responsables de la coordination et de la formation des agriculteurs, ou encore en déléguant cette tâche aux organisations professionnelles agricoles comme il a été le cas pour la mise en place des contrats issus du règlement 1257/99. Cette coordination provoque donc un transfert des coûts de transaction de l'agriculteur vers l'Etat et toute la profession agricole. De plus, comme pressenti chez McCann et al. (2005) « différents types de coûts peuvent être supportés par différentes agences ou à différents moments du cycle de vie de la politique ». Ainsi, apparaissent deux vases communicants de coûts de transaction : celui entre l'Etat et les agriculteurs, et celui entre deux points du cycle de vie d'une politique, e.g. l'Etat peut décider d'investir dans la promotion et la formation *ex ante* afin d'économiser sur les coûts de contrôle. Ces relations sont complexes et mériteraient d'être mieux connues. Les conséquences budgétaires d'une action visant à réduire les coûts de transaction de l'agriculteur pourraient ainsi être mieux anticipées.

Il est également important de noter que certains services associés à des investissements actuellement spécifiques, peuvent voir leur niveau de spécificité diminuer avec l'ouverture de nouveaux marchés. C'est le cas de l'implantation de haies qui trouvent de plus en plus d'intéressés en dehors de l'Etat, et notamment auprès des collectivités territoriales. Le « statut » des investissements prend donc une dimension dynamique qui pourrait modifier l'analyse ici effectuée. Une première différenciation des investissements dont le niveau de spécificité est destiné ou non à évoluer pourrait néanmoins permettre de mieux identifier l'ampleur de cette question.

Par ailleurs, ayant observé une différence de comportement entre l'adoption de pratiques nécessitant des investissements spécifiques (reconversion des terres arables en prairies ou pratiques favorisant le repeuplement en perdrix) et d'autre peu ou pas spécifiques (entretien des haies), pourquoi ne pas envisager une différenciation dans la prise en charge politique de ces différentes pratiques? En effet, on peut remarquer que les pratiques spécifiques sont très fortement intégrées dans le système de production agricole, alors que les moins spécifiques ne

le sont pas. L'exemple de l'entretien des haies est frappant. Cette pratique n'est pas nécessairement assurée par l'agriculteur. Il peut en effet sous-traiter cette tâche à une entreprise de travaux agricoles. Ce type de pratique pourrait donc tout aussi bien être géré et opéré par une organisation locale, alors que les pratiques intégrées dans le système de production resteraient à la charge des agriculteurs.

Article 4

Au niveau empirique, des améliorations sont à apporter dans l'application du *choice experiment*. Cette méthode n'a été appliquée qu'auprès d'agriculteurs ayant déjà souscrit un contrat agri-environnemental. Or, les agriculteurs non contractants peuvent exprimer des préférences différentes. C'est dans cette perspective qu'un nouveau modèle économétrique est en cours d'estimation. Ce modèle cherche à prendre en compte le comportement des agriculteurs contractants et non contractants. On a donc un contrat de départ (contrat de référence) que les agriculteurs choisissent de souscrire ou non, puis, quelque soit ce choix, on leur demande de répondre aux questions du *choice experiment* construites autour du contrat de référence. Le postulat de ce modèle est que tous les agriculteurs ont la même rationalité, qu'ils soient contractants ou non. Le but est de comprendre les préférences des agriculteurs lors du *choice experiment* sachant que l'on dispose de deux sources d'informations non synchronisées : un questionnaire de « révélation des préférences » et un questionnaire de « *choice experiment* » (ou « *stated preferences* »). Les informations issues du questionnaire « *rp* » permettent d'identifier les déterminants de l'adoption, ces déterminants caractérisant la technologie et les coûts de transaction. Le problème de sélection peut être ici résolu. Les informations issues du questionnaire « *sp* » permettent d'identifier les déterminants du choix de la forme du contrat. Il faudra prendre en compte l'effet d'apprentissage chez les contractants puisqu'ils ont acquis de l'information sur les implications du contrat que n'ont pas les non contractants. Il faudra également prendre en compte que la forme contractuelle préférée par les agriculteurs non contractants n'est pas forcément la condition suffisante pour inciter ce type d'agriculteur à la contractualisation. Cette étude trouvera un point d'accroche avec l'article 2 qui explique l'écart d'utilité entre la situation avec un contrat de référence et celle sans contrat.

Article 5

Cet article conduit à de nombreuses autres questions qui émergent de certaines caractéristiques de la transaction agri-environnementale.

Sur le plan théorique tout d'abord, l'amélioration de la biodiversité est un exemple de service environnemental dont les investissements sont relativement bien observables (haies et bandes enherbées). En revanche, la réduction de la pollution par les nitrates fait appel à des investissements non-observables. Ce service est également dépendant d'effets de seuil (voir Dupraz et al., 2007). Le comportement individuel de chaque agriculteur ne suffit pas à réduire la pollution d'une nappe phréatique, mais il faut dépasser un certain niveau d'effort total pour déclencher une réelle amélioration. Le contrat doit pouvoir instaurer des règles de comportement coopératif entre les agriculteurs d'une même zone géographique pour assurer le niveau d'effort nécessaire au résultat environnemental attendu. L'aversion au risque de l'agriculteur est également une réalité à prendre en compte. Enfin, la dimension temporelle est primordiale lorsqu'il s'agit de produire des services environnementaux. Or, les résultats obtenus ici montrent que les agriculteurs ne préfèrent pas s'engager sur le long terme. Une meilleure connaissance des arbitrages de l'agriculteur lorsque la durée et la flexibilité d'un contrat varient permettrait donc de mieux concilier la dimension temporelle nécessaire à la production des aménités avec les incitations associées à la flexibilité.

Sur le plan empirique, l'expérience proposée à la suite de l'article 5 permettra de mettre en évidence la relation entre le niveau de flexibilité du contrat et le niveau des investissements spécifiques des agriculteurs. Les résultats obtenus mettront en relief l'effet des coûts d'opportunité par rapport à ceux des coûts de renégociation et permettront d'identifier les instances de renégociation préférées des agriculteurs. Et, finalement, la méthode du *choice experiment* pourrait aussi être utilisée pour mettre en évidence la relation entre la durée du contrat et la flexibilité.

Références :

Dupraz P., Latouche K. Turpin N., 2007. Programmes agri-environnementaux en présence d'effets de seuil, Cahiers d'Economie et Sociologie Rurales, 82 et 83, pp 5-32.

Dupraz P., Pech M., 2007. Effets des mesures agri-environnementales, Recherches en Economie et Sociologie Rurales, lettre d'information du département SAE2 de l'INRA, n°2-3.

McCann L., Colby B., Easter, K.W., Kasterine A, Kuperan K.V., 2005. Transaction cost measurement for evaluating environmental policies, Ecological Economics, 52, pp 527-542.

BIBLIOGRAPHIE

Adamowicz, W, Louviere, J., William, M., 1994. Combining revealed and stated preference methods for valuing environmental amenities. *Journal of Environmental Economics and Management* 26, pp 271-292.

Allen D.W. and Lueck D., 1998. The Nature of the Farm. *Journal of Law and Economics*, 41(2), pp 343-386.

Allen, D. W., 2000. Transaction Costs, In : *Encyclopedia of Law and Economics, Volume One: The History and Methodology of Law and Economics*, Bouckaert, Boudewijn and De Geest, Gerrit (eds.), Cheltenham: Edward Elgar Press, pp. 893-926.

Arnaud S., Bonnieux F., Desjeux Y., Dupraz P, 2007. Consolidated Report on Farm surveys, Rapport ITAES WP8 DR17 P1, 52 p.

<http://merlin.lusignan.inra.fr/ITAES/website/Publicdeliverables>

AScA, 2004. Evaluation à mi-parcours portant sur l'application en France du règlement CE n°1257/1999 du Conseil, concernant le soutien au développement rural, Rapport financé par le CNASEA remis au Ministère de l'Agriculture, de l'Alimentation, de la Pêche et des Affaires Rurales et à la Commission Européenne, 215 p.

Athias L. et Saussier S., 2007. Un Partenariat Public Privé Rigide ou Flexible ? Théorie et Application aux Concessions Routières à Péage, *Revue Economique*, 58, pp 565-576.

Athias, L., Saussier, S., 2006. Contractual design of toll adjustment Processes in infrastructure concession contracts: What matters?. Working Paper ATOM, Université Paris I Sorbonne.

Barbut L. et Baschet J. F., 2005. L'évaluation des politiques de soutien de l'agri-environnement, Notes et études économiques, 22, Ministère de l'Agriculture , Paris, pp 37-68.

Bekele, W., Drake L., 2003. Soil and water conservation decision behaviour of subsistence farmers in the Eastern Highlands of Ethiopia: a case study of the Hunde-Lafto area. *Ecological Economics*, 46, pp 437-451.

Bonnieux F., Dupraz P., Retière C., 2001. Farmer's supply of environmental benefits, Vardal E. (ed), *Multifunctionality of agriculture*, pp 105-133, University of Bergen.

Bonnieux, F., Carpentier, A., Ledun, J., Paoli, J.C., 2004. Contribution à une "bonne gouvernance" de la forêt Corse: étude par la méthode des programmes. Presented at the conference on "Environnement International et Identité en Méditerranée", Corte (FRA), July 19-25th.

Bougherara B., 2003. L'écolabellisation: un instrument de préservation de l'environnement par le consommateur ? Une application aux produits agro-alimentaires, Thèse de doctorat, Université de Bourgogne.

- Bourgeon J.-M., Jayet P.-A., Picard P., 1995.** An incentive approach to land set-aside programs, *European Economic Review*, 39(8), pp 1487-1509.
- Brewster J.M., 1950.** The Machine Process in Agriculture and Industry. *Journal of Farm Economics*, 32, pp 69-81.
- Brousseau E. and Fares M., 2000.** Incomplete Contracts and Governance Structures: Are incomplete Contract Theory and New-Institutional Economics Substitutes or Complements?, In: C. Ménard, (ed), *Institutions, Contracts and Organizations, Perspectives from New-Institutional Economics*, Edward Elgar Pub.
- Carson S.J., Madhok A., Wu T., 2006.** Uncertainty, Opportunism, and Governance: the Effects of Volatility and Ambiguity on Formal and Relational Contracting. *Academy of Management Journal*, 49(5), pp 1058-1077.
- Castle E.N. and Becker M.H. (Editors), 1962.** *Farm Business Management*. MacMillan, New York.
- Chambers R. G., 1992.** On the design of agricultural policy mechanism, *American Journal of Agricultural Economics*, 74(3), pp 646-654.
- Chambers R.G. and Quiggin J., 1996.** Non-point-source pollution regulation as a multi-task principal-agent problem, *Journal of Public Economics*, 59(1), pp 95-116.
- Choe C. and Fraser I., 1998.** A note on imperfect monitoring of agri-environmental policy, *Journal of Agricultural Economics*, 49(2), pp 250-258.
- Choe C. and Fraser I., 1999.** Compliance monitoring and agri-environmental policy, *Journal of Agricultural Economics*, 50(3), pp 468-487.
- Coase R.H., 1937.** The Nature of the Firm. *Economica*, 4, pp 386-405.
- Colby B., 1990.** Transaction costs and efficiency in western water allocation. *American Journal of Agricultural Economics*, 72, pp 1184-92.
- Cooper J.C., 2003.** A joint framework for analysis of agri-environmental payment programs, *American Journal of Agricultural Economics*, 85(4), pp 976-987.
- Cornes R. and Sandler T., 1994.** The comparative static properties of the impure public good model. *Journal of Public Economics* 54, pp 403-421.
- Cornes R. and Sandler T., 1996.** *The Theory of Externalities, Public Goods and Club Goods*. Second edition. Cambridge University Press, Cambridge.
- Crocker K. J. and Masten S. E., 1988.** Mitigating Contractual Hazards: Unilateral Options and Contract Length. *Rand Journal of Economics*, 19, pp 327-343.
- Crocker K. J. and Masten S. E., 1991.** Pretia ex Machina? Prices and Process in Long-Term Contracts. *Journal of Law and Economics*, 34, pp 69-99.

- Ducos G. and Dupraz P., 2006.** Private provision of environmental services and transaction costs: Agro-environmental contracts in France, Presented at Third World Congress of Environmental and Resource Economists, July 3rd-7th 2006, Kyoto
- Ducos G. and Dupraz P., 2007.** The asset specificity issue in the private provision of environmental services: Evidence from agri-environmental contracts. Presented at 8th International Meeting of the Association for Public Economic Theory, July 6-8 2007, Nashville, Tennessee.
- Dupraz P., D. Vermersch, B. Henry de Frahan, L. Delvaux, 2003.** The Environmental Supply of Farm Households, a Flexible Willingness to Accept Model, *Environmental and Resource Economics*, 25, pp 171-189
- Dupraz P., Latouche K. Turpin N., 2007.** Programmes agri-environnementaux en présence d'effets de seuil, *Cahiers d'Economie et Sociologie Rurales*, 82 et 83, pp 5-32.
- Dupraz P., Pech M., 2007.** Effets des mesures agri-environnementales, *Recherches en Economie et Sociologie Rurales*, lettre d'information du département SAE2 de l'INRA, n°2-3.
- Dupraz P., Vanslebrouck I., Bonnieux F., Van Huylenbroeck G., 2002.** Farmers' participation in european agri-environmental policies. Presented at X Congress of EAAE, August 28th – 31st 2002, Zaragoza
- Dupraz P., Vermersch D., Henry de Frahan B., Delvaux L., 2003.** The environmental supply of farm households: A flexible willingness to accept model. *Environmental and Resource Economics*, 25(3), pp 171-189.
- Falconer K and Whitby M, 1999.** The invisible costs of scheme implementation and administration, in Van Huylenbroeck G. and Whitby M., (1999) (eds.) *Countryside stewardship: farmers, policies and markets*. Pergamon, Amsterdam.
- Falconer K., Dupraz P., Whitby M., 2001.** An investigation of policy administrative costs using panel data for the English environmentally sensitive areas. *Journal of Agricultural Economics*, 52 (1), pp 103-883.
- Fudenberg D. and Tirole J., 1990.** Moral Hazard and Renegotiation in Agency Contracts, *Econometrica*, 58, pp 1279-1320.
- Gibbons R., 2005.** Four formal(izable) theories of the firm?, *Journal of Economic Behavior and Organization*, 58, pp 200-245.
- Gould B.W., Saupe W.E., Klemme R.M., 1989.** Conservation tillage: the role of farm and operator characteristics and the perception of soil erosion. *Land Economics*, 65(2), pp 167-182.

Grossman S. and Hart O., 1986. The costs and benefits of ownership: a theory of vertical and lateral integration, *Journal of Political Economy*, 94, pp 691-719.

Hart O., 1995. *Firms, Contracts, and Financial Structure*, Clarendon Press, Oxford.

Hart R. and Latacz-Lohmann U., 2005. Combating moral hazard in agri-environmental schemes: a multiple-agent approach, *European Review of Agricultural Economics*, 32(1), pp 75-91.

Havlík P., Veysset P., Boisson J.M., Lherm M. and Jacquet F., 2005. Joint production under uncertainty and multifunctionality of agriculture: policy considerations and applied analysis, *European Review of Agricultural Economics*, 32(4), pp 489-515.

Hockman E. and Zilberman D., 1978. Examination of Environmental Policies Using Production and Pollution Microparameter Distribution, *Econometrica*, 46(July 1978), pp 739-760.

Holmes C.L., 1928. *Economics of Farm Organization and Management*. Health & Co., Boston.

Holmstrom B. and Milgrom P., 1991. Multitask Principal-Agent Analysis: Incentive Contracts, Asset Ownership, and Job Design, *Journal of Law Economics and Organization*, 7, pp 24-52.

Hwang P., 2006. Asset specificity and the fear of exploitation. *Journal of Economic Behavior and Organization*, 60, pp 423-438.

Johansen L., 1972. *Production Functions: An Integration of Micro and Macro, and Short and Long Run Aspects*. Amsterdam: North-Holland.

Joskow P. L., 1985. Vertical Integration and Long-Term Contracts: The case of Coal-Burning Electric Generating Plants. *Journal of Law, Economics and Organization*, 1, pp 33-80.

Joskow P.L., 1987. Contract Duration and relationship-specific investment: Empirical evidence from coal markets. *American Economic Review* 77(1), pp 168-185.

Joskow P. L., 1988. Price Adjustment in Long-Term Contracts: The Case of Coal. *Journal of Law and Economics*, 31, pp 47-83.

Just R. and Antle J., 1990. Interactions Between Agricultural and Environmental Policies: A Conceptual Framework, *American Economic Review*, 80(May 1990), pp 1992-202.

Klein B., Crawford R. G. and Alchian A. A., 1978. Vertical Integration, Appropriable Rents, and the Competitive Contracting Process, *Journal of Law and Economics*, University of Chicago Press, 21(2), pp 297-326.

- Klein B., Crawford R.A., Alchian A.A., 1978.** Vertical integration, appropriable rents, and the competitive contracting process. *Journal of Law and Economics*, 21, pp 297-326.
- Knowler D., Bradshaw B., 2007.** Farmers' adoption of conservation agriculture: A review and synthesis of recent research. *Food Policy*, 32, pp 25-48.
- Kotchen J.K., 2006.** Green Markets and Private Provision of Public Goods, *Journal of Political Economy*, 114(4), pp 816-834.
- Kuperan K., Abdullah N.M.R., Pomeroy R.S., Genio E.L., Salamanca A.M., 1998.** Measuring transaction costs of fisheries co-management. Presented at 7th Common Property Conference of the International Association for the Study of Common Property, June 10th-14th 1998, Vancouver, Canada.
- Lancaster K., 1971.** *Consumer Demand : A New Approach*, Columbia University Press, New York.
- Latacz-Lohmann U., 1998.** Moral hazard in agri-environmental schemes. Paper presented at the Agricultural Economics Society Annual Conference, Reading, 25-28 March 1998.
- Latouche, K., 2003.** La valorisation économique du bien-être animal : une application au cas du porc, PhD thesis.
- Leathers H., 1991.** Allocable Fixed Inputs as a Cause of Joint Production : A Cost Function Approach. *American Journal of Agricultural Economics*, 73, pp 1083-1090.
- Lichtenberg E., 2007.** Tenants, Landlords, and Soil Conservation, *American Journal of Agricultural Economics*, 89(2), pp 294-307.
- Lyons B.R., 1995.** Specific investment, economies of scale, and the make-or-buy decision: A test of transaction cost theory. *Journal of Economic Behavior and Organization*, 26, pp 431-443.
- Mahul O., 2002.** Les outils de gestion des risques de marché, étude commandité par le Ministère de l'Agriculture, de l'alimentation, de la pêche et des affaires rurales (ref. MAAPAR 00.G3.01.01).
- Marmolo, E., 1999.** A constitutional theory of public goods, *Journal of Economic Behaviour and Organization* 38, pp 27-42
- Masten S.E. and Saussier S., 2002.** Econometrics of contracts: an assessment of developments in the empirical literature of contracting. In: E. Brousseau and J.M. Glachant (Editors), *The Economics of Contracts: Theories and Applications*. Cambridge University Press, Cambridge, pp 273–292.

Masten S.E., 1995. Empirical research in transaction costs economics: challenges, progress, directions. In: Groenewegen, J. (Editor), Transaction Cost Economics and beyond. Kluwer, Amsterdam.

Masten S.E., Meehan J.W., Snyder E.A., 1991. The Costs of Organization, *Journal of Law, Economics and Organization*, 7, pp 1-27.

McCann L. and Easter K.W., 1999. Evaluating transaction costs of nonpoint source pollution policies. *Land Economics*, 75 (3), pp 402-414.

McCann, L., Colby, B., Easter, K.W., Kasterine, A, Kuperan, K.V., 2005. Transaction cost measurement for evaluating environmental policies, *Ecological Economics*, 52, pp 527-542.

McFadden, D., 1981. Econometric Models of Probabilistic Choice. In: Manski, C.F., McFadden, D. (Eds.). *Structural analysis of discrete data with econometric applications*. Massachusetts: MIT press.

Mettepenningen E., Verspecht A., Van Huylenbroeck G., D'Haese M., Aertsens J. et Vandermeulen V., 2007. Consolidated report WP 6: Analysis of private transaction costs related to agri-environmental schemes, Rapport ITAES WP6 P3 D15, 128 p.

<http://merlin.lusignan.inra.fr/ITAES/website/Publicdeliverables>

Moxey A., White B., Ozanne A., 1999. Efficient contract design for agri-environmental policy, *Journal of Agricultural Economics*, 50(2), pp 187-202.

Napier T.L., Camboni S.M., 1993. Use of conventional and conservation practices among farmers in the Scioto River basin of Ohio. *Journal Soil and Water Conservation*, 48(3), pp 231-237.

OECD, 2001. Multifunctionality: Towards an analytical framework, Organization for Economic Co-operation and Development, Paris.

Opaluch J. J. and Segerson K., 1991. Aggregate Analysis of Site-Specific Pollution Problems: The Case of Groundwater Contamination from Agricultural Pesticides, *N.E. J. Agri. Res. Econ.*, 20(April 1991), pp 83-97.

Ozanne A., Hogan T., Colman D., 2001. Moral hazard, risk aversion and compliance monitoring in agri-environmental policy, *European review of Agricultural Economics*, 28(3), pp 329-347.

Planistat Europe, 2003. Evaluation à mi-parcours portant sur l'application en France du règlement CE n°1257/1999 du Conseil, concernant le soutien au développement rural, Rapport financé par le CNASEA remis au Ministère de l'Agriculture, de l'Alimentation, de la Pêche et des Affaires Rurales et à la Commission Européenne, 11 p.

- Ruto, E., Garrod, G., 2004.** Using choice experiments to analyse farmers' preferences for the governance attributes of agri-environment schemes. Working paper ITAES program.
- Sako M. and Helper S., 1998.** Determinants of trust in supplier relations: evidence from the automotive industry in Japan and the United States, *Journal of Economic Behaviour and Organization*, 34, pp 387-417.
- Salanié B., 1994.** *Théorie des contrats*, Economica, Paris, 141p.
- Sandmo A., 1973.** Public Goods and the Technology of Consumption. *Review of Economic Studies* 37, pp 353-60.
- Saussier S., 2000.** Transaction costs and contractual completeness. *Journal of Economic Behavior and Organization*, 42, pp 189–206.
- Saussier, S., 1998.** La durée des contrats interentreprises. *Economie et Prévisions* 135, pp 137-146.
- Saussier, S., 1999.** Transaction cost economics and contract duration : an empirical analysis of EDF coal contracts. *Louvain Economic Review* 65, pp 3-21.
- Simon H. A., 1961.** *Administrative behaviour*. 2d ed. Macmillan, New York. Original publication: 1947.
- Smith R.W. B., 1995.** The conservation reserve program as a least-cost land retirement mechanism, *American Journal of Agricultural Economics*, 77(1), pp 93-105.
- Soule M.J., Tegene A., Wiebe K.D., 2000.** Land tenure and the adoption of conservation practices. *American Journal of Agricultural Economics*, 82(4), pp 993-1005.
- Stavins R.N., 1995.** Transaction costs and tradable permits. *Journal of Environmental Economics and Management*, 29 (2), pp 133-148.
- Traoré N., Landry R., Amara N., 1998.** On-farm adoption of conservation practices : the role of farm and farmer characteristics, perceptions, and health hazards. *Land Economics*, 74(1), pp 114-127.
- Turpin N., Bontems P., Rotillon G., 2004.** Lutte contre la pollution diffuse dans un bassin d'élevage : comparaison d'instruments de regulation en presence d'asymétrie d'information, *Cahier d'économie et sociologie Rurales*, 72, pp 5-31.
- USDA Economic Research Service 1999.** *Managing risk in farming : concepts, research and analysis*, Agricultural Economic report.
- Vanslebroueck I., van Huylenbroeck G., VerbekeW., 2002.** Determinants of the willingness of Belgian farmers to participate in agri-environmental measures, *Journal of Agricultural Economics*, 53(3), pp 489-511.

- Vanslebrouck I., Van Huylenbroeck G., Verbeke W., 2002.** Determinants of the willingness of Belgian farmers to participate in agri-environmental measures, *Journal of Agricultural Economics*, 53(3), pp 489-511.
- Vatn A., 2002.** Multifunctional agriculture : some consequences for international trade regimes, *European review of Agricultural Economics*, 29(3), pp 309-327.
- Vermersch D., 1996.** Externalités et politique agricole commune : une approche coasienne. *Cahiers d'Economie et Sociologie Rurales* 38, pp 79-105.
- Vermersch D., 2001.** La multifonctionnalité : une synthèse des travaux français récents, Rapport pour l'OCDE, INRA-ESR- Rennes.
- Vermersch D., 2005.** Production jointe versus consommation jointe : modélisation d'une agriculture multifonctionnelle, document de travail.
- Williamson O. E., 1971.** The vertical integration of production : Market failure considerations, *American Economic Review*, 61, pp 112-123.
- Williamson O.E., 1985.** *The Economic Institution of Capitalism- Firms, Markets and Relational Contracts.* The Free Press, New York.
- Wossink G.A.A. and Van Wenum J.H., 2003.** Biodiversity conservation by farmers : analysis of actual and contingent participation, *European Review of Agricultural Economics*, 30(4), pp 461-485.
- Wu J. and Babcock B.A., 1996.** Contract design for the purchase of environmental goods from agriculture. *American Journal of Agricultural Economics*, 78, pp 935-945.
- Wynn G., Crabtree B., Potts J., 2001.** Modelling farmer entry into the Environmentally Sensitive Area Scheme in Scotland, *Journal of Agricultural Economics*, 52, pp 65-82.

TABLE DES MATIERES

Introduction générale	p 7
Chapitre I. Internalisation de la demande de services environnementaux en milieu rural.....	p 23
Article 1 : Joint production versus joint preferences : the multifunctional agriculture example	p 24
I. Introduction.....	p 25
II.1. Overview	p 25
II.2. The joint productions - joint preferences relationship: Internalization of externalities by the market.....	p 29
II.3. Examples.....	p 30
III. A closed economy model with n homogeneous consumers.....	p 30
III.1. The Pareto optimum characterization.....	p 32
III.2. The market equilibrium characterization.....	p 34
IV. Model with heterogeneous consumers of organic products.....	p 36
IV.1. The Pareto optimum characterization.....	p 36
IV.2. The market equilibrium characterization.....	p 37
V. Model with heterogeneous consumers of environment.....	p 39
V.1. The Pareto optimum characterization.....	p 39
V.2. The market equilibrium characterization.....	p 41
VI) Conclusion.....	p 42
Chapitre II. Rôle et origine des coûts de transaction des contrats agri-environnementaux.....	p 44
Article 2 : Agri-environmental contract adoption under fixed and variable compliance costs	p 45
I. Introduction.....	p 46
II. Specifying farmers' willingness to accept.....	p 48
II.1. Model settings.....	p 48
II.2. Farmer's willingness to accept with fixed compliance costs.....	p 50

II.3. Contracting decision based on the willingness to accept with fixed costs....	p 52
II.4. Utility maximizing behaviour with fixed costs.....	p 53
II.5. Subscribed area.....	p 55
III. Fixed and variable compliance costs: application to agri-environmental contracts...	p 57
III.1. Econometric methodology.....	p 57
III.2. Explanatory variables.....	p 59
III.3. Econometric results.....	p 60
IV. Discussion.....	p 63
IV.1. Identifying WTA determinants and their expected effects.....	p 63
IV.2. The adoption barrier.....	p 66
V. Conclusion.....	p 67

Article 3 : The asset specificity issue in the private provision of environmental services: evidence from agri-environmental contracts	p 79
--	------

I. Introduction.....	p 80
II. The conceptual framework and propositions.....	p 82
II.1. Asset specificity: Theory and evidence.....	p 82
II.2. The model.....	p 84
II.3. Conditions for choosing more specific assets.....	p 86
III. Agri-environmental contracts: an empirical test.....	p 90
III.1. Characterizing practice asset specificity levels.....	p 90
III.2. Explanatory variables.....	p 93
III.3. Estimation results.....	p 95
IV. Conclusion.....	p 99

Chapitre III. Vers une contractualisation sur obligation de résultats environnementaux	p 104
---	--------------

Article 4 : Using choice experiment for contract design: an application to preferences over conservation contract flexibility and duration.....	p 105
---	-------

I. Introduction.....	p 106
II. Characterizing the agri-environmental transaction.....	p 108

III. The model.....	p 111
III.1. The adoption model with transaction costs.....	p 111
III.2. Trade-off associated with contract duration.....	p 113
IV. Choice experiment and empirical specification.....	p 114
IV.1. Using the choice experiment to estimate the magnitude of transaction costs.....	p114
IV.2. Empirical specification.....	p 116
V. Results of the choice experiment.....	p 118
V.1. The sample.....	p 118
V.2. Econometric results.....	p 120
IV. Conclusion.....	p 123
Article 5 : Allocation des droits de décision et coûts de renégociation dans les contrats agri-environnementaux.....	p 127
L'efficacité des contrats agri-environnementaux dans la littérature.....	p 128
I. Introduction.....	p 136
II. L'allocation des droits de décision : pierre angulaire de la théorie des contrats incomplets.....	p 139
II.1. Incomplétude contractuelle et non-vérifiabilité.....	p 139
II.2. Le rôle clé de la renégociation.....	p 140
III. Le contrat agri-environnemental avec engagements non vérifiables : analyse des arbitrages.....	p 142
III.1. Le timing du modèle : implication à la contractualisation agri-environnementale.....	p 142
III.2. Niveau d'investissement et choix du niveau de flexibilité en présence de coûts de renégociation.....	p 146
IV. Contractualisation sur objectifs environnementaux.....	p 150
IV.1. Non vérifiabilité des engagements et spécificité des investissements.....	p 150
IV.2. Incertitude agissant sur la probabilité de renégociation.....	p 152
IV.3. Exemple pratique : la fourniture agricole de biodiversité par une contractualisation sur objectifs environnementaux.....	p 153
IV. Conclusion.....	p 155

Présentation de l'étude empirique.....	p 158
Conclusion générale	p 161
Bibliographie.....	p 169
Table des matières	p 178