



L A M E T A

Laboratoire Montpellierain
d'Economie Théorique et Appliquée

U M R
Unité Mixte de Recherche

ETUDES et SYNTHÈSES

« Mesures agri-environnementales :

quels mécanismes d'allocation ? »

Sophie THOYER,
Sandra SAÏD

ES 2007-01

Faculté de Sciences Economiques - Espace Richter
Avenue de la Mer - Site de Richter C.S. 79606
3 4 9 6 0 M O N T P E L L I E R C E D E X 2
Tél: 33(0)467158495 Fax: 33(0)467158467
E-mail: lameta@lameta.univ-montp1.fr

Mesures agri-environnementales : quels mécanismes d'allocation ?

Sophie Thoyer¹
Sandra Saïd²

¹ Enseignant chercheur à Supagro, département Sciences sociales, Economie et Gestion, UMR Lameta
Email : thoyer@ensam.inra.fr Tel +33 (0)4 99 61 22 18 Fax + 33 (0)4 67 54 58 05

² Doctorante à l'UMR Lameta, Supagro et Université de Montpellier I, Email : said@ensam.inra.fr,
Tel: +33 (0)4 99 61 30 13 Fax + 33 (0)4 67 54 58 05

Adresse
ENSAM –LAMETA
2 place Viala
34060 Montpellier cedex 1 FRANCE

Octobre 2006

Introduction

Les politiques agricoles adoptées dans la plupart des pays développés après la seconde guerre mondiale ont favorisé un accroissement très rapide de la productivité du travail et de la terre, passant par une intensification des pratiques culturales, basée sur la généralisation de la mécanisation et de la motorisation, l'utilisation massive de substances agrochimiques, et l'adoption de nouvelles variétés et races sélectionnées. Cette évolution économique et technologique a permis non seulement de répondre aux exigences d'autosuffisance alimentaire des pays développés mais aussi pour certains d'entre eux de s'imposer comme de véritables puissances agro-exportatrices, ce qui a induit une concurrence accrue entre pays développés à partir des années 80 pour la conquête de marchés extérieurs.

Depuis près de 15 années, les instruments d'intervention des politiques publiques agricoles ont évolué, à la fois pour répondre aux contraintes budgétaires internes et pour se conformer aux accords sur le commerce international, négociés au sein du GATT dans le cadre de l'Uruguay Round, puis, depuis 1995, au sein de l'Organisation mondiale du commerce (OMC). Alors qu'une grande partie des interventions publiques sert désormais avant tout à soutenir le revenu des agriculteurs (Jacquet et al, 2004), l'obligation de découpler les aides de la production, afin de minimiser leurs effets distorsifs sur les marchés mondiaux, a favorisé la croissance des budgets destinés aux paiements rémunérant les agriculteurs pour leur contribution à l'environnement et à l'entretien de l'espace. Cette tendance est aussi renforcée par le constat que l'expansion de l'activité agricole a des effets contradictoires sur la qualité de l'environnement et sur l'aménagement du territoire, à la fois positifs lorsque l'agriculture contribue à entretenir des aménités paysagères et à fournir des services écologiques (valeur esthétique des paysages, usages récréatifs de certains espaces entretenus, protection de certaines espèces végétales ou faunistiques, lutte contre les inondations), mais aussi négatifs lorsque les pratiques intensives participent à la pollution et à la surexploitation des ressources (pollution de l'eau, érosion des sols, appauvrissement de la biodiversité etc.).

Ainsi, la Politique agricole commune de l'Union européenne (PAC) a progressivement introduit des programmes agri-environnementaux en intégrant dans les mesures de soutien aux agriculteurs des paiements associés à l'adoption - ou au maintien - de pratiques agricoles respectueuses de l'environnement. Sur la période de programmation 2000-2006, le budget

européen dédié aux mesures agri-environnementales était de 13,5 milliards d'euros. Pour la France, cela a représenté en 2005 un montant d'environ 550 millions d'euros, dont 60% ont été pris en charge par le budget national.

Aujourd'hui, l'avenir de ces soutiens est en débat. En effet, la pression de l'OMC se maintient. L'accord de la Conférence ministérielle qui s'est tenue à Hong Kong en décembre 2005 a entériné l'engagement des pays développés à éliminer les soutiens qui ont des effets distorsifs sur les marchés mondiaux. Cet accord impose une accélération du découplage des aides européennes. Le maintien de l'environnement étant un attribut légitime de la multifonctionnalité de l'agriculture, la contribution européenne à l'agri-environnement augmente mais la part des anciens pays membre risque de baisser pour financer les réformes structurelles nécessaires chez les nouveaux membres. De plus, étant données les dissensions grandissantes au sein des pays membres de l'Union Européenne sur les questions budgétaires, il est très probable que les ressources de la PAC diminuent après 2013, date à laquelle le budget agricole européen sera renégociable. Les financements dédiés à l'agri-environnement et au développement rural, moins sensibles politiquement que les aides aux cultures, risquent d'être les premiers à subir des restrictions. Dans ce contexte budgétaire difficile, et face à une demande sociale de plus en plus sensible à la qualité environnementale des milieux ruraux, il est certain qu'une attention croissante sera donnée à l'efficacité des interventions agri-environnementales, aussi bien en termes de gain environnemental qu'en terme de coût. Une question importante qui préoccupe donc déjà les décideurs est celle des critères et des procédures d'allocation de ces aides: comment identifier les priorités environnementales, comment définir les pratiques qui devraient être subventionnées, comment calculer le montant des subventions à accorder et comment s'assurer que les programmes agri-environnementaux atteignent leurs objectifs.

Ce chapitre fournit donc une présentation des politiques agri-environnementales en Europe et fait une rapide revue de littérature sur leur performance, en termes d'impact environnemental et de coûts. Il développe ensuite une analyse théorique des enjeux liés à l'établissement et au respect des contrats agri-environnementaux, fournissant ainsi un nouvel éclairage sur les résultats parfois décevants des programmes agri-environnementaux. Les mécanismes d'allocation des contrats sont comparés, à la fois sur une base théorique et à partir de l'analyse des expériences de certains pays. Enfin, des propositions pour le cas français sont développées.

1. Les politiques agri-environnementales en Europe

L'intégration des préoccupations environnementales dans les politiques agricoles date du milieu des années 80. Les Américains ont été probablement les premiers à reconnaître que l'extension des cultures sur des terres marginales pouvait créer des problèmes environnementaux sérieux qui affectaient des régions entières. La catastrophe du Dust Bowl, érosion éolienne des sols qui affecta les terres à blé du Midwest américain dans les années 30, est restée gravée dans les mémoires. Ainsi, dès 1985, la loi agricole américaine crée un premier dispositif d'éco-conditionnalité, le *conservation compliance* qui impose aux agriculteurs de respecter certaines règles environnementales pour pouvoir toucher les soutiens de l'Etat. Elle met aussi en place le *Conservation Reserve Programme* (CRP) qui vise à inciter les agriculteurs à retirer de la production les terres trop sensibles à l'érosion. Le CRP sera ensuite modifié et élargi pour inclure d'autres objectifs comme la protection des espèces et la qualité de l'eau (en particulier avec le lancement du *Wetland Reserve Program* pour la restauration des zones humides). Ces programmes ont d'emblée choisi d'allouer les aides agri-environnementales en mettant en concurrence les agriculteurs: seuls les agriculteurs

offrant le plus gros bénéfice environnemental pour le plus petit coût budgétaire étaient intégrés au programme. D'autres fonds seront aussi mobilisés, à partir des années 90 et rassemblés en 1996 au sein du *Environmental Quality Incentives Programme*, (EQIP) pour fournir des aides techniques et financières aux agriculteurs souhaitant investir dans des pratiques plus respectueuses de l'environnement. EQIP se caractérise à la fois par une décentralisation plus marquée, fondée sur la constitution de groupes locaux chargés d'identifier les priorités environnementales à l'échelle locale, et par un renforcement de la volonté d'optimiser l'attribution des aides, en mettant en place des mécanismes de contrôle de leurs actions, fondés sur les résultats environnementaux qu'ils obtiennent plutôt que sur leurs pratiques.

En Europe, ce sont d'abord les financements pour ralentir la désertification de certains territoires (en zone de montagnes ou en zone défavorisée) qui ont indirectement contribué à préserver l'environnement. Ainsi l'indemnité compensatrice des handicaps naturels (ICHN) de 1975 a permis de maintenir des exploitations agricoles dans des zones pastorales de moyenne et de haute altitude afin d'entretenir ces milieux et ces habitats. Les préoccupations environnementales ne se traduiront concrètement qu'à partir de 1985 avec l'Article 19 du Règlement européen 797/85 qui introduit la possibilité pour les pays membres de mettre en place des engagements contractualisés entre les agriculteurs et la puissance publique pour la gestion des espaces et la préservation des ressources. La réforme « McSharry » de 1992 renforce le volet agri-environnemental en l'intégrant dans les mesures d'accompagnement (Règlement 2078/92) de la nouvelle PAC : les mesures agri-environnementales (MAE) sont certes destinées à réduire les impacts négatifs de l'activité agricole sur l'environnement et à inciter à la désintensification, mais elles servent aussi à distribuer du soutien au revenu qui puisse être classé dans la rubrique « boîte verte » des mesures non soumises à limitation dans le cadre des accords agricoles de l'Uruguay Round. Dans ce cadre, les Etats membres sont invités à élaborer un programme d'action définissant une liste d'opérations agréées et référencées par Bruxelles (appelées mesures agri-environnementales MAE, et rebaptisées plus récemment politique agro-environnementale), poursuivant des objectifs d'extensification de la production, d'entretien des terres agricoles abandonnées, de retrait à long terme de terres agricoles pour reconstituer des milieux naturels ou de leur gestion à des fins récréatives, et enfin d'évolution vers des pratiques plus respectueuses de l'environnement, des ressources et du paysage. Les financements versés par l'Europe, qui doivent être complétés à hauteur de 50% par les budgets nationaux, sont calculés de façon à compenser les agriculteurs pour la perte de revenu et les coûts additionnels liés à l'adoption, sur une base volontaire, de ces pratiques référencées. Il est important donc de souligner que l'Europe s'engage d'emblée dans une logique de « menus » pré-fabriqués, même si les caractéristiques régionales ou locales peuvent être mieux ciblées par l'élaboration de listes d'opérations plus restrictives répondant aux priorités environnementales des zones concernées et associées à des paiements reflétant plus précisément les coûts locaux, mais restant plafonnés par Bruxelles.

Dans la réforme 'Agenda 2000' de 1999, le volet environnemental est renforcé. Il devient l'un des objectifs principaux de la PAC, au même titre que l'accroissement de l'activité agricole, la stabilisation des marchés et la solidarité financière avec la population agricole. Le Règlement du Développement Rural (RDR -N°1257/99) rend donc obligatoire la mise en place des MAE par les pays membres, dans le cadre du deuxième pilier de la PAC¹ destiné au développement rural. Cette réforme autorise aussi les Etats membres à introduire la modulation des aides, qui consiste à réduire ou plafonner le montant des aides à la production

¹ Le premier pilier restant celui de l'aide à la production

versées aux agriculteurs pour alimenter les fonds nationaux complétant les paiements européens agri-environnementaux.

La réforme à mi-parcours de juillet 2003 consacre la notion de découplage en introduisant le Droit à paiement unique (DPU) à l'hectare. Elle rend obligatoire la modulation ainsi que la conditionnalité des aides, qui stipule que les agriculteurs ne respectant pas des normes minimales en termes de pratiques agri-environnementales (les bonnes conditions agri-environnementales BCAE), seront sanctionnés par une réduction de leurs primes aux cultures. Le développement rural, désormais géré par un fonds unique, le Fonds Européen Agricole pour le Développement Rural (FEADER) inclut un axe stratégique dit « aménagement de l'espace » destiné à financer l'environnement et la compensation des handicaps naturels.

1. 1 Typologie des mesures agri-environnementales

La comparaison entre les Etats-Unis et l'Europe, esquissée ci dessus, indique que les diagnostics des problèmes environnementaux liés à l'activité agricole peuvent varier selon les pays et les régions et donner lieu à des politiques différentes. Les Etats-Unis sont avant tout préoccupés par les externalités négatives imposées par l'extension de l'agriculture sur les terres marginales et la plupart des paiements sont donc versés pour inciter l'agriculteur à réduire son emprise agricole sur les terres vulnérables, au bénéfice d'un retour à la nature sauvage. En Europe, les mesures agri-environnementales tendent au contraire à renforcer les externalités positives d'une agriculture vue comme structurant l'espace rural et les paysages agraires et contribuant à préserver des habitats, ou à limiter les impacts négatifs d'une agriculture trop intensive. Les politiques agri-environnementales américaines sont donc fondées sur une vision substituant environnement à agriculture tandis que l'Europe cherche à renforcer leur complémentarité² (Baylis et al, 2005, OCDE 2000). De plus, les Européens ont plutôt ciblé les mesures en fonction des pratiques et techniques agricoles, permettant ainsi d'utiliser les MAE aussi comme des outils de redistribution de revenu, tandis que les Américains ont choisi de s'orienter vers des politiques ciblées sur le résultat environnemental plutôt que sur les moyens d'y parvenir.

On peut élaborer une typologie simple des mesures agri-environnementales en fonction de leurs objectifs et leurs moyens incitatifs. L'OCDE distingue ainsi trois grandes catégories de mesures (OCDE 2003) :

- **Les paiements axés sur le maintien de pratiques agricoles :**

Cette modalité s'inscrit dans la logique de compensation d'un manque à gagner lié au non abandon d'une pratique agricole déjà existante, à priori moins rentable que les nouvelles pratiques, mais qui contribue à l'entretien de l'espace et au maintien de sa qualité environnementale. Ceci peut concerner par exemple les modes d'entretien des parcelles (fauche des refus, recul de lisières...), des pratiques pastorales traditionnelles (qui contribuent à la lutte contre l'embroussaillage), ou l'exploitation d'espèces ou de races locales. On retrouve dans cette catégorie la prime à l'herbe en France qui incite à maintenir les pâturages. En Autriche le programme agri-environnemental

² En économie, on parle de jointure : l'activité agricole produit conjointement -et sans qu'il soit possible de les dissocier - des biens agricoles marchands et des produits joints non marchands, par exemple des aménités paysagères.

ÖPUL est basé sur la reconnaissance et la rémunération des pratiques environnementales déjà existantes, en subventionnant les exploitations qui acceptent de rester en partie extensives (CNASEA 2003).

- **Les paiements axés sur le changement de pratiques agricoles**

Ce sont des mesures encourageant les agriculteurs à adopter de nouvelles pratiques, plus respectueuses de l'environnement, comme par exemple les paiements incitant à la réduction de l'utilisation des intrants ou les financements pour la conversion à l'agriculture biologique. Ainsi, le Royaume-Uni dans le cadre du *Environmentally Sensitive Areas Scheme*, offre des paiements incitatifs par hectare aux agriculteurs qui adoptent des pratiques agricoles de nature à préserver et à mettre en valeur des zones particulièrement prisées pour leur paysage, leur faune et leur flore sauvage (OCDE, 2003).

- **Les paiements axés sur le retrait de ressources**

Dans cette catégorie de programmes, des paiements sont fournis en vue d'encourager la mise hors production des terres agricoles ou des facteurs de production pour des considérations environnementales. C'est le cas du *Conservation Reserve Program* américain. La France offre aux exploitants toute une gamme de paiements pour la conversion de terres arables en prairies ou la création de zones enherbées à proximité des cours d'eau. En 2000, les Pays Bas ont introduit un ensemble de mesures pour racheter les quotas de production de porc afin de réduire les excédents d'effluents d'élevage nationaux en phosphate (OCDE, 2003).

Les mécanismes d'allocation des contrats sont aussi très divers. Ils ont tous en commun le caractère volontaire de la participation. On trouve globalement deux grands systèmes d'allocation :

- **Le système des « menus »**, pratiqué surtout en Europe, dans lequel une liste de mesures (agrées par Bruxelles) et de paiements associés est proposée aux agriculteurs. Ceux-ci peuvent choisir, en respectant certaines contraintes de cohérence, les mesures sur lesquelles ils souhaitent s'engager. Si les paiements prévus sont relativement faibles, la participation, et donc le gain environnemental, risquent d'être insuffisants. Si les paiements sont élevés, il est probable alors que de nombreux agriculteurs souhaitent contractualiser et le décideur public risque de se confronter à un problème budgétaire. Les primes sont théoriquement calculées de façon à compenser les surcoûts et les manques à gagner liés à l'adoption de la mesure. Elles peuvent donc couvrir partiellement ou totalement les surcoûts de main d'œuvre et les coûts de l'investissement nécessaires pour ajuster la structure ou l'équipement des exploitations, ainsi que les pertes éventuelles de revenu liées à des rendements moins élevés ou à une extensification à l'échelle de l'exploitation. Elles n'excluent pas un paiement incitatif – plafonné par Bruxelles à 20% des coûts moyens -, destiné à augmenter la participation des agriculteurs et qui donc est versé au-delà des coûts d'opportunité réels de la mesure. Evidemment, il est hors de question de calculer les coûts individuels supportés par chaque exploitant agricole. Le calcul se fait donc sur des moyennes, évaluées à partir des statistiques disponibles, à l'échelle d'un territoire donné pour lequel on considère que les conditions d'exploitation sont relativement homogènes.
- **Le système des « enchères »** a été initié aux Etats-Unis dans le cadre du CRP il y a plus de 20 ans, mais il se développe aussi, dans des formes plus sophistiquées, dans le

cadre d'opérations pilote en Australie (Stoneham et al, 2003) et, dans une moindre mesure, au Royaume Uni (Latacz-Lohmann et Schilizzi, 2005) et en Allemagne (Groth, 2005). L'idée est d'allouer les contrats sur le même principe que l'adjudication des marchés publics. Les agriculteurs qui souhaitent « vendre » un bénéfice environnemental font une offre, en général sous pli scellé, qui spécifie le montant de la compensation qu'ils souhaitent obtenir en contrepartie de leur effort environnemental (en terme de changement ou de maintien de pratique, ou de retrait de ressource). Seules les meilleures offres (donc les moins coûteuses par unité de bénéfice environnemental obtenu) sont retenues et font l'objet d'une contractualisation. Cette pratique est donc très différente de celle des menus puisque les paiements sont définis en fonction des offres des agriculteurs et de la concurrence. Il peut donc arriver que deux agriculteurs ayant fait une offre identique en terme d'effort environnemental et de compensation soient confrontés à deux réponses différentes, l'un étant retenu dans le programme, l'autre pas, si par exemple, le premier a des terres vulnérables sur lesquelles un changement de pratique peut contribuer à un gain environnemental plus important. De la même manière, deux agriculteurs proposant des actions semblables mais ayant demandé des compensations différentes peuvent être retenus tous les deux, s'ils sont plus compétitifs que les autres. Pour le même effort fourni, ces agriculteurs toucheront donc deux paiements différents, l'un ayant réussi à jouer plus stratégiquement que l'autre. Le système d'enchère implique évidemment que les pouvoirs publics aient pu identifier clairement les objectifs environnementaux qu'ils souhaitent atteindre et qu'ils se soient dotés d'un « index de bénéfice environnemental » leur permettant de comparer les offres faites par les agriculteurs. Dans les cas les plus simples, il peut s'agir d'un indicateur direct – comme par exemple le nombre d'ha mis en jachère – mais plus généralement, il sera nécessaire d'élaborer avec les écologues un indicateur composite prenant en compte la vulnérabilité relative des terres sur lesquelles l'agriculteur propose de changer ses pratiques. Cela exige donc un travail d'amont approfondi qui peut se révéler coûteux mais qui permet de clarifier les priorités environnementales de la puissance publique.

1.2 Les mécanismes d'allocation des mesures et contrats agri-environnementaux en France

Le cadre d'application des programmes agri-environnementaux en Europe, fondé sur le respect du principe de subsidiarité, implique une grande diversité de mise en œuvre entre pays membres. En France, les MAE mises en place à la suite du règlement européen 2078/92 de 1992 ont été de trois types : des mesures nationales, des mesures régionales et des mesures locales. Elles étaient en général signées pour une durée de 5 années et consacraient un engagement environnemental sur des parcelles identifiées de l'exploitation.

Les mesures nationales étaient ouvertes sur l'ensemble du territoire national. Le cahier des charges et le montant de la prime correspondante étaient définis à l'échelle nationale, même si des ajustements régionaux étaient autorisés. De telles mesures étaient donc accessibles à tous les agriculteurs respectant le cahier des charges, indépendamment des priorités environnementales de leur territoire, et pour un paiement homogène ne reflétant donc pas nécessairement les disparités de coûts d'opportunité entre structures d'exploitation ou zones géographiques. C'était le cas de la prime à l'herbe, puis de la prime au maintien des systèmes d'élevage extensif (PMSEE) versée au titre de la préservation des pâturages et la lutte contre la déprise agricole, lorsque le chargement à l'ha de pâture restait sous un certain seuil,

garantissant ainsi des pratiques d'élevage extensives. En 2000, elle couvrait 4,8 millions d'ha pour 76000 bénéficiaires et une dépense totale de 179 millions d'euros.

Les mesures régionales étaient élaborées dans le cadre d'un Comité régional agri-environnemental (CRAE): le cahier des charges était défini en fonction des priorités territoriales régionales et le montant des primes était calculé à partir des coûts moyens de mise en oeuvre de la mesure dans le contexte régional. Ces mesures restaient soumises à l'approbation de la Commission Européenne. On a pu observer des stratégies différentes d'une région à l'autre, certaines privilégiant le « saupoudrage » avec des mesures relativement peu rémunérées dont le cahier des charges était proche des pratiques existantes, d'autres s'orientant plus sur des mesures ciblées, plus exigeantes et mieux rémunérées, mais impliquant une participation plus sélective des exploitants.

Les mesures locales, quant à elles, étaient définies pour répondre à un problème environnemental local (risque d'incendie, entretien du paysage, etc.), le cahier des charges ainsi que la prime correspondante étaient gérés par un comité local, même si, dès 1998, l'Etat français, pour éviter certaines dérives, a imposé un contrôle plus strict des modes de calcul des primes et un plafonnement des aides versées par hectare.

A partir de 1999, le Plan de Développement Rural National (PDRN) élaboré dans le cadre de la loi d'orientation agricole française, prévoit que les mesures agri-environnementales régionales et locales ne soient applicables qu'à travers des contrats territoriaux d'exploitation (CTE), consacrant un engagement contractuel de cinq ans entre un agriculteur et l'Etat, pour un projet global au niveau de l'exploitation (et non plus à l'échelle de la parcelle) et comportant trois volets, environnemental, territorial et socio-économique. Seules les MAE nationales, comme la prime pour le maintien des systèmes d'élevages extensifs (ancienne prime à l'herbe et future PHAE) peuvent être accordées hors CTE. En 2002, le nouveau gouvernement en place remplace le CTE par le contrat d'agriculture durable (CAD). Ce nouveau contrat conserve de nombreux traits du CTE mais plafonne les paiements versés par exploitation et en simplifie l'application. Cette évolution répond à une critique forte à l'encontre des CTE, exprimée dans une évaluation conduite par le Ministère de l'agriculture et de la pêche (2005), dénonçant: (i) leur manque de ciblage: un effort de cohérence géographique avait été fait puisque chaque département devait construire une liste de mesures prioritaires, à partir du catalogue national, mais ces listes pouvaient être très longues (parfois comportant jusqu'à 150 mesures) ce qui a incité les agriculteurs à profiter de l'effet d'aubaine et à y piocher les mesures pour lesquelles leurs pratiques respectaient déjà le cahier des charges. (ii) De plus certaines exploitations, par cumul des mesures, ont pu bénéficier de versements très substantiels. (iii) Enfin, malgré les efforts pour construire des contrats collectifs (pour une zone) ou simplifiés (pour un type d'orientation technico-économique Otex), la cohérence territoriale était faible due au manque de continuité dans les efforts fournis. Les CAD ont cherché à résoudre ces problèmes en proposant une limitation des paiements agri-environnementaux par exploitation, et en réduisant de façon drastique les actions prioritaires auxquelles peuvent souscrire les agriculteurs d'une même zone. Parallèlement, il est prévu dans le cadre du PDRN que tout agriculteur situé en territoire Natura 2000, signe un contrat CAD-Natura 2000 stipulant ses engagements en faveur de la biodiversité et lui permettant d'obtenir une indemnisation supplémentaire au titre de sa contribution à la Directive Habitats.

L'accord du Luxembourg de juin 2003 impose un remaniement important de la politique de développement rural dans laquelle s'insère l'agro-environnement³. Conformément au règlement CE 1698/2005, La France élabore en 2006 son plan de développement rural pour la période de programmation 2007-2013. Elle prévoit une réforme du dispositif agri-environnemental français afin d'améliorer le ciblage territorial et l'efficacité des mesures. Cette réforme, encore en discussion, sera applicable fin 2007. Elle donnera priorité aux territoires porteurs d'un enjeu fort pour la biodiversité (zones Natura 2000) et pour la qualité des eaux (bassins versants prioritaires). A l'échelle régionale pourront aussi être ciblés des systèmes agricoles à haute valeur naturelle qui pourront faire l'objet de MAE spécifiques.

1.3 L'évaluation de l'efficacité du programme agri-environnemental européen

La Commission européenne a conduit une évaluation à mi-parcours du Programme de développement rural 2000-2006, à partir des rapports d'évaluation nationaux (CE, 2005). L'analyse porte à la fois sur les moyens déployés, les résultats obtenus et les problèmes posés.

Les dépenses (incluant les contributions nationales) associées aux mesures agri-environnementales ont augmenté progressivement depuis 1993, avec une légère baisse après 2000 due au retard pris par certains pays dans l'application du Règlement de Développement Rural. Elles représentaient en 2004 environ 3.7 milliards d'Euros, soit 8% du budget communautaire agricole. Ce calcul cache cependant de grandes disparités régionales. Ainsi, si la part des mesures agri-environnementales dans les dépenses du FEOGA-garantie dédiées au développement rural est en moyenne de 35% pour l'Europe des 15 (moyenne 2000-2003), elle pèse pour 90% en Suède, 65% en Autriche, 30% en France et 18% en Espagne.

La mise en oeuvre des programmes agri-environnementaux, concerne un agriculteur européen sur sept et vise la fourniture de services en matière d'environnement sur plus de 20% des terres agricoles européennes. Encore une fois, les disparités nationales sont fortes : près de 100% de la SAU du Luxembourg et de la Finlande était couverte par les MAE, et seulement 40% pour la France, 16% pour le Royaume Uni et 3% pour la Grèce (chiffres de 2002, CE 2005).

Les rapports d'évaluation nationaux, fournis à la Commission Européenne en 2004, et la synthèse qui en est tirée concluent sur une note optimiste, indiquant des résultats globalement positifs (réduction de l'utilisation des engrais azotés, meilleures techniques d'application, maintien des pratiques favorables à la protection de la nature et à la conservation des caractéristiques des paysages) pour des montants de subvention relativement faibles en comparaison aux dépenses du premier pilier (CE, 2005). Mais il faut souligner que ces études sont très incomplètes et reposent le plus souvent sur une juxtaposition de cas d'études qui n'ont pas forcément vocation à être représentatifs. Une étude statistique a été parallèlement conduite par des chercheurs (Primdahl et al, 2003). A partir d'une enquête auprès de 1000 exploitations dans neuf pays membres de l'UE ainsi que la Suisse, ils ont mesuré si l'engagement dans des mesures agri-environnementales était corrélé positivement à des effets d'amélioration (comme résultats d'un changement de pratique) ou de protection (comme résultat du maintien d'une pratique existante) de l'environnement. Ainsi leur étude montre que dans le cas des pollutions par les pesticides et les engrais, 57% des contractants ont un effet d'amélioration et 38% ont un effet de protection, alors que ces chiffres se montent

³ Depuis 2003, le terme « agro-environnement » est officiellement utilisé plutôt que « agri-environnement ».

respectivement à 7% et 85% dans le groupe des non contractants. De façon assez étonnante, on retrouve une proportion identique d'exploitants, environ 8% dans les deux groupes, qui ont un effet de dégradation sur l'environnement. Les conclusions sont donc mitigées puisqu'il est difficile de dégager l'impact additionnel des mesures agri-environnementales.

Trois critiques majeures peuvent être adressées à ces études.

- Elles sont relativement imprécises sur l'impact environnemental des MAE. Ce problème est lié au caractère diffus des pollutions d'origine agricole, qui rend difficile l'évaluation des effets environnementaux d'un comportement individuel moins pollueur, et ne permet pas d'en dissocier l'impact d'autres facteurs, parfois aléatoires (comme le climat, une catastrophe naturelle, etc.) intervenant indirectement dans le processus. De plus, comme il a déjà été souligné, la plupart des MAE en Europe sont définies par des pratiques plutôt que par des résultats: le régulateur public ne s'est donc pas doté, la plupart du temps, d'indicateurs qui lui permettent de lier pratiques et résultats.
- Aucune évaluation ne fournit une analyse de la pertinence des priorités environnementales qui ont été établies. Ainsi, on ne peut conclure si les mesures environnementales qui ont été financées sont celles qui ont procuré le plus grand accroissement net de bien être social. Une analyse coût-bénéfice qui calculerait un équivalent de la valeur monétaire du bénéfice environnemental au regard des dépenses engagées, permettrait de mesurer l'efficacité de la politique agri-environnementale. Certes, les détours méthodologiques nécessaires pour donner une valeur monétaire à des biens non marchands peuvent être délicats mais des analyses de type coûts efficacité, plus simples, pourraient aussi être conduites. Elles sont d'ailleurs désormais rendues obligatoires par la Directive Cadre sur l'eau de 2000, pour toutes les mesures concernant la gestion quantitative et qualitative de l'eau.
- La robustesse dans le long terme des résultats environnementaux obtenus n'est pas étudiée. Il faut se poser la question du devenir de ces améliorations environnementales lorsque le contrat s'achève: qui, finalement, en est le dépositaire? Le financement de ces bénéfices environnementaux par la collectivité lui donne-t-elle un nouveau droit? Par exemple, celui d'imposer que ce niveau de qualité environnementale soit désormais le niveau minimum exigible (qui serait alors inclus dans les bonnes pratiques agri-environnementales) en deçà duquel l'agriculteur serait passible de sanctions liées à la conditionnalité) ou le contrat consacre-t-il au contraire que l'agriculteur doit être systématiquement compensé pour atteindre ce niveau de qualité environnementale sur ses terres? Autrement dit, le contrat atténue-t-il le droit foncier de l'agriculteur ou le renforce-t-il? Cette question qui a agité les milieux scientifiques et politiques australiens autour de la notion de "duty of care" est restée étonnamment absente des débats européens, même si les juristes commencent à s'y intéresser.

A la lecture des différents rapports d'évaluation existants (CE, 2005; OCDE 2000; et dans le cas français le Ministère de l'agriculture et de la pêche 2004, CNASEA 2003), on peut synthétiser leurs remarques et leurs principales recommandations en deux volets: le cahier des charges et la coordination des efforts environnementaux; et le calcul des montants de primes, les règles de participation et les inévitables effets d'aubaine

- **Définition des cahiers des charges et coordination des efforts environnementaux:** L'Europe a privilégié une approche par cahier des charges standardisé, probablement pour limiter les coûts de transaction et les dérives opportunistes. Mais cette

normalisation s'est faite aux dépens de l'efficacité, les mêmes actions ne produisant pas forcément les mêmes effets environnementaux, en fonction de la nature des sols, du climat ou des autres pratiques associées. De plus, la dispersion des mesures (en termes d'effort ou en terme de continuité géographique) a pu contribuer à réduire l'impact environnemental attendu, par exemple en ne permettant pas d'atteindre un seuil minimum pour que l'impact environnemental se manifeste. Dupraz et al (2005) par exemple rappellent que les effets de seuil sont nombreux dans les processus biologiques et physico-chimiques et peuvent sérieusement réduire l'impact des mesures agri-environnementales lorsqu'elles sont mal coordonnées. Ainsi, la lutte contre l'eutrophisation d'un lac n'est efficace qu'à partir d'un seuil limite de rejets de nitrates dans ses eaux. Tout effort collectif des agriculteurs du bassin versant, qui ne permettrait pas de réduire la concentration de nitrates en deçà de ce taux limite, n'apporterait pas de gain environnemental significatif. Un autre exemple est celui de la continuité territoriale exigée pour garantir la mise en place de corridors de biodiversité efficaces. Il suffit que quelques exploitants agricoles dont les terres sont situées sur ce corridor choisissent de ne pas participer à l'effort collectif, pour réduire considérablement leur qualité d'habitat refuge (Rolfe, 2004; Parkhurst et al, 2002). Ce problème est analogue à la malédiction du maillon faible dans la littérature sur les biens publics (Cornes et Sandler, 1996): le niveau du bien public est limité par la contribution la plus faible. Or la plupart des mesures agri-environnementales sont rarement adoptées de manière coordonnée, là où elles seraient le plus efficaces. Dupraz et al (2005) montrent ainsi que les agriculteurs ayant contracté un CTE en Bretagne représentent 3,5% de la surface agricole utile et sont dispersés dans 625 communes des 1268 existantes. En Basse Normandie, où la première priorité est la qualité de l'eau, puisque 410 000 ha sont classés en zone vulnérable pour la pollution par les nitrates, 90 000 ha sont sous engagement agri-environnemental mais seulement 8% des zones vulnérables sont concernées. Les efforts pour coordonner les mesures existent, par exemple en imposant un contrat à l'échelle de l'exploitation (cas des CTE et des CAD en France), en limitant le nombre de mesures éligibles à l'échelle d'une petite région, ou en offrant la possibilité de signer des contrats collectifs engageant conjointement plusieurs agriculteurs ayant des terres contiguës. Mais leur efficacité est souvent limitée par leur caractère optionnel. Il suffit de quelques individus ne souhaitant pas s'engager pour annihiler l'effort des autres.

- **Calcul du montant des primes, participation et effets d'aubaine:** Les rapports d'évaluation soulignent la difficulté de calculer le montant des compensations à offrir aux agriculteurs. Un montant réduit risque d'induire une participation trop faible, un montant trop élevé indique que des rentes substantielles sont versées aux agriculteurs, aux dépens de l'efficacité budgétaire. De plus, puisque les agriculteurs peuvent choisir les MAE qu'ils veulent appliquer, ces mesures n'entraînent pas toujours de changement profond des pratiques. En effet les agricultures choisiront les MAE qui non seulement n'impliquent pas de changements radicaux dans les pratiques agricoles déjà existantes mais aussi qui ont un coût de mise en conformité assez bas. Il n'est pas rare, même, que les contrats agri-environnementaux rémunèrent des agriculteurs pour des pratiques qu'ils avaient déjà adoptées, créant ainsi des effets d'aubaine qui ne contribuent pas à l'amélioration environnementale. Par exemple, en Grèce, l'analyse révèle que payer pour le maintien de la production biologique n'est pas une nécessité, le marché apportant de fait une rentabilité suffisante (CE, 2005). Enfin, Dupraz et al (2003) soulignent que le changement de pratiques peut produire non seulement des bénéfices publics mais aussi des bénéfices privés pour l'exploitant. Un programme de

lutte contre l'érosion peut garantir à long terme de meilleurs rendements ; une pratique labellisée de respect de l'environnement peut faire espérer des prix de vente plus élevés ; le replantage des haies permet de créer des zones d'ombre pour le bétail ; un meilleur couvert végétal améliore la recharge de la nappe et donc un accès facilité à l'eau de pompage etc. Cela représente donc des gains privés pour l'agriculteur, qui sont finalement financés par la collectivité. Comment prendre en compte ces avantages privés dans le calcul des compensations?

Les évaluateurs se trouvent donc confrontés à la question suivante: comment concilier une participation suffisante et un fort impact environnemental, tout en contrôlant les dépenses budgétaires et en maintenant les coûts d'administration et de gestion du programme à un niveau raisonnable? Les solutions qu'ils proposent sont le plus souvent de trois ordres:

- Améliorer les procédures d'élaboration technique des cahiers de charges: il est ainsi proposé de développer des arènes de concertation plus large et d'impliquer d'autres acteurs comme les associations environnementales dans l'élaboration des mesures (en Autriche dans le cadre de l'ÖPUL 2000, des contraintes techniques ont été renforcées à la demande des organisations de protection de la nature) ; d'élaborer des diagnostics environnementaux (en Toscane, la direction régionale de l'agriculture confirme la volonté d'établir des diagnostics de territoire précédant l'élaboration et le zonage des MAE); ou d'augmenter la durée de l'engagement afin de mieux gérer les impacts à long terme (en Angleterre, le programme *Environmentally Sensitive Area* est basé sur une durée de contrat de 10 ans).
- Encourager les programmes zonaux, car l'adhésion volontaire ne garantit pas la cohérence spatiale des parcelles sous contrat. Par exemple en Italie, les provinces peuvent définir des programmes zonaux afin d'obtenir des impacts plus importants par rapport à des actions individuelles (programmes qui doivent réunir au moins 5 agriculteurs et engagent au moins 30% de la SAU de la zone en question). La France avec ses contrats collectifs va dans le même sens.
- Sélectionner les contractants: la participation reste volontaire mais les pouvoirs publics se réservent le droit de sélectionner les contractants en fonction de leur performance environnementale. Tel est le cas en Angleterre avec le *Countryside Stewardship Scheme* (CSS) pour lequel le Ministère sélectionne les contractants en fonction de critères d'impact. Priorité est donnée aux exploitants qui engagent l'ensemble de leur exploitation, à ceux qui sont situés dans des milieux particulièrement sensibles, et à ceux qui acceptent d'ouvrir leur exploitation au public.

Ces propositions sont les résultats d'observations et d'analyses empiriques. Il est intéressant d'analyser les apports et les recommandations des travaux théoriques sur cette question pour mesurer leur pertinence en terme d'appui à la mise en place de meilleures solutions contractuelles.

2. Analyse théorique des contrats

2.1 Asymétries d'information

Le mécanisme d'allocation des contrats agri-environnementaux peut être représenté comme un jeu dans lequel les pouvoirs publics font face à plusieurs agriculteurs ayant différentes caractéristiques, mal connues par les pouvoirs publics. Il existe donc des asymétries

d'informations entre le "principal" (celui qui propose le contrat, appelé aussi le régulateur, ici les pouvoirs publics) et les "agents" (ceux qui signent et exécutent le contrat, ici les agriculteurs). Les agents détiennent de l'information privée (par exemple sur leurs vrais coûts de mise en conformité ou sur le niveau réel d'effort fourni) qu'ils n'ont pas forcément intérêt à révéler au régulateur car elle leur permet de négocier des contrats qui leur sont plus avantageux mais qui du point de vue du régulateur, sont souvent inefficaces. Réduire ces asymétries d'information peut être coûteux pour le régulateur en terme de coûts de mesures, de vérification et de recherche de l'information.

Deux types d'asymétries d'information sont généralement recensés (Laffont et Martimort, 2002):

- La sélection adverse ou « *hidden information* », est une situation dans laquelle le principal ne connaît pas toutes les caractéristiques de l'agent. Dans le cas des programmes agri-environnementaux, les caractéristiques des agriculteurs les plus importantes pour l'établissement des contrats sont les coûts individuels d'adoption des mesures agri-environnementales (aussi appelés coûts de mise en conformité), et le potentiel environnemental de leurs terres (vulnérabilité, richesse en biodiversité etc.). On a donc recours aux paiements fixes par mesure adoptée, calculés sur la base d'une estimation des coûts moyens – et non individuels - de mise en œuvre des engagements pris. Un tel système de rémunération, loin d'être établi de façon à inciter les agriculteurs à révéler leurs vraies caractéristiques, favorise les comportements opportunistes. Considérons l'exemple d'un agriculteur qui utilise déjà un intrant non polluant, antérieurement à la signature du contrat. L'agriculteur ne divulguera pas cette information au régulateur afin de bénéficier de la prime. Mais, ce contrat donnera lieu non seulement à un faible bénéfice marginal environnemental (inefficience d'allocation) mais aussi une surcompensation des coûts de mise en conformité de l'agriculteur (inefficacité budgétaire).
- Le risque moral ou « *hidden action* » est une situation dans laquelle le principal ne peut observer facilement le niveau d'effort de l'agent pour accomplir une action contractualisée. Contrairement à la sélection adverse, c'est un risque postérieur à la conclusion d'un contrat. Pour les contrats agri-environnementaux, l'engagement de l'agriculteur porte sur l'adoption de nouvelles pratiques. Cependant, l'agriculteur peut être tenté de ne pas respecter le cahier des charges en tablant sur un contrôle inefficace. La mise en place d'un système de contrôle peut se faire: (i) sur les actions de l'agriculteur. Mais le régulateur est alors contraint de choisir entre un contrôle systématique et forcément coûteux et un contrôle occasionnel ou aléatoire moins coûteux mais moins sûr. (ii) sur les gains environnementaux réalisés. Il s'agit alors de baser le contrôle sur un suivi des indicateurs environnementaux. Cependant ce type de contrôle n'est pas assez fiable car la nature peut provoquer des changements incontrôlables par les deux parties (inondation, sécheresse, vent très fort...), ce qui risque de biaiser les évaluations. De plus, le gain environnemental peut être différé dans le temps ou être soumis à des effets de seuil qui ont pour conséquence de déconnecter l'effort individuel du résultat collectif. Il est donc relativement rare dans la pratique.

2.2 Les mécanismes de révélation

Les asymétries d'information peuvent induire inefficacité budgétaire et inefficience d'allocation. La théorie économique propose ce qu'on appelle des mécanismes révélateurs,

qui incitent les agents à révéler spontanément leurs vraies caractéristiques et à minimiser l'écart entre leurs pratiques réelles et leurs engagements. Il existe de nombreux mécanismes révélateurs. Certains passent par l'élaboration de contrats – dits contrats optimaux - dont la structure d'incitation rémunère mieux les comportements sincères des agents que les comportements opportunistes. D'autres, comme les enchères, passent par la mise en concurrence des agents.

Les contrats optimaux

Les propositions de contrats optimaux ont été développées par la littérature économique relative à la théorie du "principal-agent" (Rothschild et Stiglitz 1976, Grossman et Hart 1983, Laffont 1991, Salanié 1994, Laffont et Martimort 2002). Conçue au départ pour résoudre le problème d'asymétrie d'information surgissant dans les contrats d'assurance et la délégation des tâches de travail, la théorie principal-agent a été plus récemment appliquée aux contrats agri-environnementaux (Smith, 1995; Hueth, 1995; Wu et Babcock, 1995; Ozanne et White, 2004, Turpin et al, 2004).

Dans le cadre d'un problème de sélection adverse, afin d'inciter les agents à révéler leurs informations privées (leur "type"), la théorie des contrats optimaux propose d'offrir un menu de contrats adapté à chaque type d'agent. Ces menus sont solution d'un problème de maximisation dans lequel l'agence environnementale ou le régulateur maximise le bien être social (incluant le profit des agriculteurs, le gain environnemental et la minimisation des coûts budgétaires) sous deux contraintes: (i) une contrainte de participation (dite aussi contrainte de rationalité) qui impose que l'espérance d'utilité de l'agent sous contrat soit supérieure ou égale à son espérance d'utilité sans contrat. Si cette contrainte est violée, aucun agriculteur rationnel ne devrait s'engager dans un programme environnemental. (ii) une contrainte d'incitation qui impose que l'espérance d'utilité de l'agent qui choisit le contrat correspondant à son type est supérieure à son espérance d'utilité s'il triche sur son vrai type et sélectionne un contrat qui ne lui est pas destiné. Cette contrainte induit donc un comportement sincère de l'agent et une révélation ex-post de son type.

Moxey et al (1999) présentent ainsi un modèle de contrat optimal pour la réduction d'intrants polluants avec deux types d'agriculteurs, des agriculteurs à forte productivité et des agriculteurs à faible productivité. Les contrats optimaux sont certes une solution théorique qui repose sur des hypothèses restrictives concernant la structure d'information et qui sont difficiles à établir et à mettre en œuvre dans la pratique. Il existe cependant quelques études empiriques. Une étude de Turpin et al (2004) analyse les instruments de lutte contre la pollution diffuse des eaux dans un bassin d'élevage en Loire-Atlantique, dans lequel il existe une forte hétérogénéité des producteurs (différents moyens de production et de choix techniques) se traduisant par différents comportements pollueurs que le régulateur ne peut observer individuellement sans coût exorbitants. Cette étude montre que l'utilisation d'un paiement non linéaire (mécanisme différencié dans lequel chaque agriculteur est amené à choisir dans un menu de contrats, une production laitière par hectare et une surface consacrée à cette production qu'il s'engage à réaliser par contrat pour une subvention personnalisée) aboutit à un bénéfice social positif et accroît plus le bénéfice net du régulateur que l'utilisation d'un contrat uniforme basé sur la réduction d'intrants ou imposant un quota d'engrais minéraux.

Les enchères

Les enchères sont un autre moyen d'inciter les agents à révéler leur type, en les mettant en concurrence pour l'achat ou la vente d'un bien. L'enchère la plus connue est l'enchère dite à l'anglaise ou à la criée, avec un groupe d'acheteurs potentiels, réunis devant un commissaire priseur, offrant des prix de plus en plus élevés pour un bien qui sera vendu au dernier enchérisseur en lice. Mais les mécanismes d'enchère sont en fait bien plus variés: une enchère désigne un mécanisme structuré de concurrence qui se caractérise par une règle de paiement « qui paie quoi » et une règle de sélection « qui reçoit quoi », toutes deux annoncées à l'avance aux participants.

Il existe une multitude de formats d'enchères fort bien répertoriés et décrits par Klemperer (2004). Selon le contexte, le type de biens vendus, la valeur qu'ils ont pour les enchérisseurs, la structure de concurrence etc., différents formats d'enchères sont plus ou moins performants. Vickrey a ainsi démontré que dans le cas de la vente d'un bien par enchère sous pli cacheté, un format de paiement dit "au deuxième prix" (le gagnant est celui qui a fait la mise la plus haute mais il ne paie que le montant de la deuxième mise la plus haute) est un mécanisme révélateur : chaque enchérisseur a intérêt à annoncer une mise qui correspond à la valeur qu'il accorde à l'objet en vente. D'autres formats d'enchères peuvent induire des comportements peu sincères mais qui garantissent, sous certaines conditions, la même espérance de revenu pour le commissaire priseur (résultat connu sous le nom de théorème de l'équivalence du revenu et établi par Vickrey en 1962).

Les contrats agri-environnementaux peuvent être alloués par des mécanismes d'enchères dans lesquels les pouvoirs publics se portent acheteurs de bénéfices environnementaux. Les agriculteurs enchérisent sur le paiement qu'ils souhaitent obtenir en contrepartie de la fourniture de leurs efforts environnementaux, à l'image d'une procédure d'appel d'offre public. Cependant les enchères agri-environnementales sont assez particulières: elles sont multi-unitaires dans le sens où le décideur public est acquéreur de plusieurs unités provenant de différents agriculteurs. Par exemple suite à un appel d'offre pour mettre des terres hors production, chaque agriculteur intéressé va proposer de mettre en jachère un certain nombre d'hectares et demander une compensation. Le décideur choisira les agriculteurs les mieux disant (ceux qui demandent les compensations par hectare les plus basses). Ce sont des enchères mises en œuvre soit sous contrainte budgétaire, soit sous contrainte d'objectif. Dans le premier cas, le décideur se fixe un budget maximum. Les contrats sont alloués aux mieux disant jusqu'à épuisement du budget. Dans le deuxième cas, le décideur veut atteindre un certain objectif, par exemple un nombre d'hectares sous contrats ou un objectif environnemental et alloue des contrats jusqu'à atteindre ce seuil. Les agriculteurs retenus signent un contrat dans lequel ils s'engagent à mettre en jachère les terres qu'ils ont proposées dans leur mise. Ils reçoivent en paiement la mise annoncée⁴.

Les enchères sont souvent à objectifs multiples: le décideur cherche à obtenir simultanément plusieurs formes d'amélioration environnementale et ces objectifs sont parfois doublés d'un souci de maintien du revenu et d'équité. Il peut alors se doter de critères de sélection plus perfectionnés, qui agrègent les différents bénéfices environnementaux offerts par les

⁴ De fait, plusieurs règles de paiement sont envisageables. La plus commune est celle du paiement discriminatoire (chaque concurrent sélectionné obtient le montant qu'il a soumissionné) mais la règle de paiement uniforme est aussi pratiquée (chaque concurrent obtient le même montant qui correspond à l'offre faite par le premier concurrent rejeté ou le dernier accepté).

agriculteurs et les comparent au paiement demandé. C'est le cas des enchères du programme EQIP aux USA (Lambert et al 2006) et de l'expérience pilote EcoTender menée dans l'Etat de Victoria en Australie en 2005 (Eigenraam et al, 2006).

Selon Latacz-Lohmann et Van Der Hamsvoort (1997), l'utilisation d'enchères pour l'attribution de contrats agri-environnementaux présente théoriquement deux avantages par rapport à l'allocation de contrats à prix fixes: une meilleure révélation de l'information privée concernant les coûts de mise en conformité de différents agriculteurs (donc amélioration de l'efficacité budgétaire du régulateur, due à une diminution de la rente informationnelle des agriculteurs) et une diminution des coûts sociaux liées à la production environnementale (puisqu'elles permettent de mieux identifier les fournisseurs de services environnementaux ayant les coûts d'opportunité les plus bas). Toutefois, étant donné la complexité des mécanismes révélateurs, l'enchère peut comporter un grand risque de non succès (Latacz Lohmann, 2004).

- Les risques de collusion trompent le décideur sur la réalité et l'étendue de la concurrence qui reste la clé de ce mécanisme. En se mettant d'accord pour soumettre des offres élevées, les agriculteurs peuvent obtenir une rente importante (qu'ils pourront se partager à posteriori) et qui réduit ainsi la performance de l'enchère. Il est dans l'intérêt du gouvernement de préserver la concurrence en réduisant au maximum les informations susceptibles de renseigner un quelconque candidat sur les autres offres, et de favoriser les enchères entre de nombreux agriculteurs, de préférence hétérogènes.
- Le risque d'apprentissage car de telles enchères sont amenées à se répéter, ce qui permet aux agriculteurs de mieux anticiper la structure de coût de leurs concurrents. Le décideur doit tenir compte de ces stratégies à long terme en changeant les paramètres de l'enchère ou en changeant la structure d'information adoptée d'une enchère à une autre (Hailu et Schilizzi, 2004).
- Le refus de participation lorsque les enchères sont perçues négativement par les agriculteurs, ou lorsqu'ils anticipent un coût de participation (rédaction de l'offre) trop élevé par rapport à leur gain espéré.

Les enchères ne résolvent évidemment pas tous les problèmes. Par exemple, est laissée de côté la question de l'expertise publique nécessaire pour établir les objectifs environnementaux et pour mesurer la valeur de l'index de bénéfice environnemental pour chaque agriculteur. De plus, leur mise en œuvre peut être complexe et donc coûteuse : de nombreuses critiques ont été faites à cet égard, indiquant que les gains d'efficacité peuvent être largement entamés par le coût des procédures d'encadrement et de gestion nécessaires pour monter l'enchère, informer les agriculteurs et assurer le suivi des contrats. Cependant, de tels coûts devraient diminuer avec l'expérience acquise par les gestionnaires de tels programmes.

3. Les expériences d'enchères agri-environnementales

Les Etats-Unis ont été les premiers à mettre en place un système d'enchères agri-environnementales avec le *Conservation Reserve Program* (CRP) de 1985. C'est un programme volontaire de mise en jachère longue des terres sensibles à l'érosion. Plutôt que d'offrir une compensation unique par ha, le gouvernement fédéral a choisi de mettre les agriculteurs intéressés en concurrence. Ils sont invités à faire des demandes de compensation pour la mise en jachère, sous pli scellé, au Ministère de l'Agriculture américain (USDA). Le

critère d'acceptation se base sur le calcul d'un indice de bénéfice environnemental⁵ (*Environmental Benefits Index EBI*) évaluant la performance de la proposition en terme de protection de la qualité des eaux, de contrôle de l'érosion des sols, et de coût budgétaire. Depuis sa date d'instauration jusqu'en 2005, le CRP a mené au retrait de 34 million d'acres avec une moyenne de paiement de 50\$/acre⁶. Pendant les années 90 marquées par une forte préoccupation environnementale et dans le cadre du Farm Bill de 1996, le CRP est réformé. Ainsi, observant la dérive des prix payés par ha dans les années précédentes, l'Etat impose une limite maximale au dessus de laquelle aucune offre n'est retenue (Wu and Babcock, 1996). C'est donc l'équivalent d'un prix de réserve. Des mécanismes comparables sont mis en place dans le cadre du programme EQIP d'amélioration de la qualité environnementale. Cependant, la nouvelle loi agricole américaine de 2002 (Farm Act) infléchit cette politique en augmentant fortement les financements destinés aux changements de pratiques (plutôt qu'aux mises en jachère des terres) et en abandonnant le ciblage par enchère pour développer, dans le cadre du Conservation Security Program CSP, un système de paiement récompensant plus généreusement les exploitants qui s'engagent pour une période longue et sur une proportion plus grande de leurs terres. Ce changement semble refléter la volonté de centrer les paiements sur les exploitations commerciales de plus grande taille et d'éviter le saupoudrage. Le système des enchères n'a donc pas donné entière satisfaction et a donné lieu à des réformes successives qui ont conduit à réduire la part de la concurrence dans la détermination des aides.

En Grande Bretagne, le *Countryside Stewardship Scheme* (CSS) est considéré comme le principal programme agri-environnemental. Il a pour objectif la conservation et l'amélioration de la beauté de la campagne anglaise à travers la préservation de ses paysages et de la biodiversité. Contre un paiement qui varie entre 4£ et 525£/ ha (Département for Environment, Food and Rural Affairs DEFRA, 2001) selon la qualité du projet présenté, les agriculteurs proposent un programme de conservation et de changements de pratiques respectueuses de l'environnement qui répond à des priorités sous-régionales pré-définies et puisant dans un catalogue de 90 actions types. Le Ministère de l'agriculture sélectionne les projets individuels, qui sont mis en concurrence, par ordre de priorité en fonction de plusieurs critères (impact environnemental des pratiques, engagement ou non de toute la SAU, localisation dans les zones particulièrement intéressantes au niveau environnemental). En 1991, le CSS comptait 783 engagements couvrant 25404 ha, pour atteindre 400000 ha en 2003. Les dépenses associées ont atteint 43 millions d'euros en 2001 et vont excéder 125 millions d'euros en 2006 (Dobbs et Pretty, 2001). Contrairement au CRP, le CSS se base sur la sélection du programme le plus intéressant de point de vue du gain environnemental (concurrence sur l'action) pour un paiement fixe par ha tandis que le CRP se base sur la sélection de l'offre la moins coûteuse pour un bénéfice environnemental donné (concurrence sur le prix).

En Australie en 2001, le Ministère de l'Agriculture de l'Etat de Victoria (DNRE) a mis en place une première expérience pilote appelée Bush Tender dans le Nord de Victoria suivie par une deuxième expérience en 2003 en Gippsland dans laquelle 1 million d'ha de flore sauvage est localisé sur des terres privées dont 60% sont menacés de disparition. Ce programme pilote utilise les mécanismes d'enchères pour allouer des contrats sur trois ans pour la conservation de la faune et la flore existante sur les terres privées. Chaque agriculteur est invité à soumettre un programme de changement de ses pratiques agricoles afin de mieux

⁵ Une description bien détaillée de la procédure d'enchère utilisée dans le CRP se trouve dans Vukina et al (2003).

⁶ 1 ha = 2,5 acres

préservé la biodiversité locale, ainsi que le montant de la prime compensatrice qu'il souhaiterait recevoir pour la mise en application de son programme d'action. Ces offres sont soumises sous pli cacheté au décideur, qui retient celles qui garantissent le meilleur gain environnemental (selon une méthode de scoring calculant un indice de qualité de biodiversité) au moindre coût. En février 2002, il y a eu 73 mises acceptées, représentant 3200 ha de végétation sauvage, avec un montant total des paiements qui s'élève à 400000\$ (Chan et al, 2003). Dans le cadre du projet de Gippsland, 51 mises ont été proposées dont 33 ont été acceptées représentant un montant de paiement total de 800 000\$. Les évaluations de ce programme ont été persuadé le gouvernement fédéral de lancer d'étendre les expériences pilote à l'échelle de toute l'Australie (Stoneham et al, 2003).

Ces expériences montrent que les enchères apparaissent comme des mécanismes d'allocation des contrats agri-environnementaux intéressants dans la pratique. Elles permettent, non seulement de mettre en concurrence les agents et donc de les inciter à révéler une partie de leur information privée sur leurs coûts de production d'un service environnemental, mais aussi de révéler en partie le coût d'opportunité d'un bien environnemental qui n'a pas de prix sur le marché. Ce dernier point reste à nuancer, car il n'est vrai que dans certains cas, lorsque les agriculteurs misent sincèrement et lorsque les risques de collusion entre ces derniers sont écartés. Il existe un autre avantage qui est loin d'être négligeable et qui est fortement mis en avant par les organisateurs de système d'enchères (Clayton, 2005). Les agriculteurs perçoivent favorablement la possibilité qui leur est offerte de monter leur propre programme environnemental. Cela leur redonne une certaine marge d'initiative dans un système qui est de plus en plus piloté par les pouvoirs publics et qui est donc souvent perçu comme entravant leur liberté d'entrepreneur. L'acceptabilité des programmes ainsi conçus est donc fortement améliorée.

4. Applicabilité au cas français?

Après avoir passé en revue les expériences des autres pays, il est légitime de se poser la question de la faisabilité d'un système d'allocation des contrats agri-environnementaux par enchère dans le cas français.

La première question qu'il faut se poser est celle de l'adéquation entre les objectifs poursuivis par la mise en place d'un système d'enchère et les objectifs réels de l'Etat lorsqu'il promeut les paiements agri-environnementaux. Les enchères ont pour but d'améliorer l'efficacité et l'efficacité des contrats agri-environnementaux, autrement dit d'obtenir le meilleur gain environnemental pour le coût social et budgétaire le plus bas. Mais les paiements agri-environnementaux sont de fait aussi conçus en France (même si ce n'est pas explicitement précisé) comme un outil découplé de soutien au revenu, auquel cas le recours aux enchères ne se justifie plus, d'autant plus que cela implique une réorganisation administrative importante, dont une partie doit être négociée à Bruxelles. Il n'est pas certain que les administrations agricoles et les organisations professionnelles agricoles soient prêtes à restructurer leurs procédures dans ce sens.

Un deuxième constat concerne les différences de structure d'exploitation entre la France et les pays qui ont mis en place des enchères avec succès. La taille moyenne des exploitations françaises est en effet très inférieure à celle des exploitations américaines, australiennes ou même anglaises. Cela induit des problématiques un peu différentes : d'abord parce que la cohérence territoriale -et donc l'ampleur de l'impact environnemental- est plus difficile à

assurer dans un système plus morcelé. D'autre part, cela signifie que le nombre de contrats signés est plus grand, ce qui peut alourdir les coûts administratifs et de contrôle, plus particulièrement lorsque l'enchère laisse à l'agriculteur la possibilité de monter son propre programme d'action. Enfin, dans certaines régions spécialisées, les exploitations françaises sont relativement homogènes, ce qui peut nuire à la concurrence, en favorisant les collusions.

Cependant, le succès d'une enchère agri-environnementale est lié non seulement à l'adoption du bon mécanisme et à la bonne structure d'information et de concurrence, mais aussi à la psychologie des agriculteurs. En France, le décideur public a veillé traditionnellement au principe de l'égalité de traitement. Autrement dit, il est couramment admis que deux agriculteurs dans une même situation et soumis aux mêmes engagements doivent toucher des montants de prime identiques. Or, la mise en place d'un système d'enchère à paiement discriminant ne respecte pas forcément ce principe puisque deux agriculteurs peuvent être rémunérés différemment pour une même action. C'est un obstacle psychologique difficile à lever car il peut être interprété comme un système inéquitable⁷.

Toutefois, c'est une inquiétude des décideurs qui n'est pas forcément reflétée dans les déclarations des agriculteurs. Une petite enquête préliminaire réalisée auprès de 32 agriculteurs en Lozère (Saïd, 2006) indique que, lorsqu'ils ont le choix, ils préfèrent les contrats à paiement non uniforme qui ajustent la prime à l'effort fourni. On pourrait aussi envisager qu'une enchère à prix uniforme soit plus acceptable puisque le montant payé à chaque agriculteur serait le même. En revanche, ce sont les contribuables qui risquent de dénoncer une pratique consistant à payer à tous les agriculteurs sélectionnés une prime supérieure⁸ au montant qu'ils ont soumissionné (même si de fait, cela ne signifie pas qu'ils sont surpayés puisqu'une telle règle de paiement les incite à adopter une stratégie de sous-mise, c'est à dire à faire une annonce inférieure à leurs vrais coûts... mais les contribuables ne le savent pas forcément). Enfin, les agriculteurs risquent d'être très suspicieux d'un mécanisme qui les met en concurrence. Les enchères agri-environnementales peuvent être interprétées comme le dernier avatar du libéralisme, à un moment où les agriculteurs souffrent des nouvelles contraintes imposées par la globalisation et les négociations commerciales à l'OMC. Cela ne devrait pas faciliter l'acceptabilité des enchères.

Cependant, malgré toutes ces difficultés, les enchères présentent des avantages indéniables qu'il faut prendre en compte. D'abord, les perspectives budgétaires et la demande sociale vont accentuer la pression pour améliorer la performance des programmes environnementaux. La tendance actuelle montre qu'il n'est pas improbable que les soutiens aux revenus soient versés d'une manière forfaitaire, avec une clause de conditionnalité, et que les paiements agri-environnementaux soient recentrés sur leur fonction première. De plus, une frange croissante des agriculteurs français, portée par la Confédération Paysanne, revendique la reconnaissance de leur contribution à l'environnement et aux aménités paysagères. Les enchères sont un moyen plus transparent de rémunérer ceux qui font de vrais efforts pour l'environnement. Enfin, il est indéniable qu'un système qui donne l'initiative aux agriculteurs devrait éveiller leur intérêt. Remplacer un menu de mesures agri-environnementales standardisé par des programmes individualisés construits par l'agriculteur en fonction de ses préférences et des

⁷ Même si la mise en place des paiements uniques à l'hectare à partir de l'année 2006 a aussi ouvert une brèche puisque les primes touchées par les agriculteurs dépendent désormais en partie de leurs choix de production de 2000-2002, ce qui engendre un système d'aide déconnecté des actions de l'agriculteur.

⁸ En effet, dans une enchère à prix uniforme, le montant de la prime est fixé au niveau de la première offre perdante, qui est donc forcément supérieure à toutes les offres sélectionnées.

spécificités de son exploitation est un atout, qui peut donc augmenter la motivation et la participation des agriculteurs.

Les deux obstacles majeurs restent donc ceux de la coordination territoriale des actions entreprises et du système de contrôle. Des solutions existent cependant, qu'il sera intéressant d'explorer plus précisément. On peut imaginer de promouvoir des systèmes d'offres jointes dans lesquels des offres coordonnées entre plusieurs agriculteurs ayant des terrains contigus seraient dotés d'un score plus élevé, tout en veillant sur les risques de collusion. Les offres jointes permettraient aussi aux agriculteurs de bénéficier d'effets de synergie et de partager les coûts. Des études théoriques et expérimentales ont permis de montrer qu'un tel mécanisme peut effectivement encourager la coopération, par exemple pour établir des corridors de biodiversité ou protéger les berges d'un cours d'eau vulnérable (Parkhurst et al, 2002, Windle et al, 2004).

La question du contrôle est plus complexe : il s'agirait véritablement de le réformer en profondeur en promouvant des indicateurs qui allient évaluation des résultats environnementaux et conformité des pratiques avec le cahier des charges. Il faut réfléchir au niveau de flexibilité nécessaire pour tenir compte des événements non contrôlables par l'exploitant qui peuvent altérer les performances environnementales ou rendre les mesures préconisées contre-productives. C'est un travail qui pourrait être fait en concertation avec des groupes d'agriculteurs. La théorie s'intéresse aussi de plus en plus à l'effectivité des sanctions ou récompenses collectives pour encourager les comportements coordonnés et coopératifs (Segerson, 1998 ; Taylor et al, 2004).

Les enchères pourraient être mobilisées dans le cadre des MAE existantes mais des possibilités existent aussi dans le cadre de la gestion de l'eau et des zones protégées. Ainsi, dans le but de se conformer à la directive cadre sur l'eau, les agences de l'eau en France pourraient être intéressées par un tel mécanisme d'allocation des subventions liées à la lutte contre la pollution. Les parcs naturels régionaux ou nationaux pourraient aussi mobiliser de tels instruments pour cibler leur politique de gestion du paysage et des milieux naturels remarquables.

5. Conclusion

La politique agri-environnementale européenne est en perpétuelle évolution. Elle résulte aujourd'hui d'un équilibre difficile à maintenir entre les exigences de l'OMC sur le découplage des aides, le verdissement progressif du premier pilier de la PAC (à travers l'éco-conditionnalité) qui exige du deuxième pilier un authentique engagement environnemental, et les tensions entre Etats membres pour réduire le budget agricole européen. Les débats sur son évolution sont marqués par l'ambiguïté du statut de ces aides dans l'esprit des agriculteurs, des pouvoirs publics et des contribuables. Ces paiements sont-ils une manière de compenser la diminution des aides du premier pilier et donc de maintenir le soutien au revenu ? Ou ont-ils pour vocation de maintenir une agriculture familiale en zones rurales difficiles ? Ou s'agit-il effectivement d'encourager les agriculteurs à produire les biens environnementaux réclamés par la société ? De fait, la diversité des stratégies d'allocation des paiements agri-environnementaux en Europe reflète ces ambiguïtés. Alors que certaines privilégient le « saupoudrage » avec des mesures relativement peu rémunérées dont le cahier des charges est proche des pratiques existantes, d'autres s'orientent plus sur des mesures ciblées, plus exigeantes mais aussi mieux rémunérées.

Sans consensus sur les objectifs de la politique agri-environnementale, il est évidemment ardu d'évaluer son impact et de formuler des recommandations pour l'améliorer. Malgré un bilan en demi teinte, les travaux de la Commission européenne mettent en avant un diagnostic partagé: (i) des mesures mal ciblées, adoptées dans des zones qui ne sont pas les plus menacées ou les plus fragiles, causant ainsi des effets d'aubaine chez certains agriculteurs ou (ii) des mesures avec des cahiers des charges trop standardisés qui ne correspondent pas aux conditions locales et qui donc réduisent la participation des agriculteurs conduisant à un bilan environnemental trop modeste. Les modalités de définition du cahier des charges, de sélection des contractants, et de calcul du paiement sont donc importantes à analyser.

La question cruciale aujourd'hui est d'évaluer si le mécanisme actuel de contractualisation est le meilleur. En effet de nombreuses alternatives peuvent être adoptées : on peut envisager le rachat des terres privées par la puissance publique pour une gestion environnementale assurée par les agents publics ; la mise en place de servitudes qui imposent des obligations de gestion aux propriétaires fonciers en contrepartie d'une indemnisation forfaitaire; ou on peut choisir de maintenir le dispositif de contractualisation actuel avec une meilleure politique de ciblage. Dans cette dernière option, l'utilisation d'un mécanisme de concurrence de type enchères mérite qu'on s'y attarde. C'est une option expérimentée dans de nombreux pays, y compris en Europe. En théorie, une allocation qui s'appuie sur la mise en concurrence des agriculteurs permet d'améliorer à la fois l'efficacité et l'effectivité budgétaire en contribuant à révéler leur véritable consentement à recevoir. Cependant les structures et les traditions de l'agriculture française sont évidemment très différentes des agricultures américaines ou australiennes et la faisabilité d'un système d'enchères en France reste une question ouverte. Dans un territoire morcelé, avec une taille moyenne des exploitations et des parcelles plus petite, et une hétérogénéité des structures de production plus grande, le système d'enchère peut se révéler moins efficace et engendrer des coûts de mise en œuvre supérieurs aux gains d'efficacité espérés. De plus il peut être interprété comme un système inéquitable, déplaisant à la fois aux agriculteurs et au décideur public qui a veillé traditionnellement au principe de l'égalité de traitement.

Cependant, un tel système présente de nombreux intérêts qu'il faut analyser pour pouvoir en faire une évaluation argumentée. Il s'agit donc de construire un programme de recherche de terrain, s'appuyant sur des expériences pilote, pour pouvoir ajuster au mieux le mécanisme d'allocation des contrats : le programme de recherche inclut une analyse économique (sur l'évaluation du consentement à recevoir, sur le potentiel révélateur de l'enchère etc.) mais aussi un volet sociologique, sur l'acceptabilité sociale de ces mécanismes, et écologique, pour élaborer des indices environnementaux qui soient pertinents. Ces recherches sont aujourd'hui développées dans le cadre de l'OCDE ainsi que par les ministères de l'agriculture de pays comme l'Australie (Stoneham et al, 2000) et les Etats-Unis (USDA, 2006). Il est important que l'Europe s'empare aussi de ces débats pour répondre aux questions posées par les spécificités agricoles et rurales des pays membres.

Dans le contexte de la réforme de la politique de développement rural pour la programmation 2007-2013, plusieurs aspects pourraient être développés par la recherche en économie agricole.

- La théorie économique fait l'hypothèse que le gain économique est le seul déterminant de participation aux programmes agri-environnementaux. Or les statistiques existantes et les enquêtes ponctuelles indiquent que les motivations des agriculteurs sont plus complexes et incluent aussi leur préférence pour l'environnement, leur réputation vis à vis du voisinage,

leur aversion au risque et leur stratégie patrimoniale de long terme (voir Lambert et al, 2006, pour le cas américain). Une première étape serait donc de mener une analyse économétrique des caractéristiques des agriculteurs qui signent des contrats agri-environnementaux, par exemple à partir des données du Réseau d'Information Comptable Agricole, afin de comprendre les choix de contractualisation.

- Une deuxième étape concerne l'articulation entre les objectifs de soutien au revenu et les objectifs de gain environnemental. Il faut analyser plus en détail en quoi ces deux politiques interfèrent, parfois se neutralisent ou au contraire pourraient se renforcer. Le mode de calcul des primes (avec souvent une part forfaitaire et une part proportionnelle à l'effort environnemental) peut avoir un impact fort comme le démontre Cattaneo (2006) dans le cas des enchères agro-environnementales américaines.

- Enfin, le plus intéressant serait de pouvoir évaluer les gains potentiels d'un mécanisme de mise aux enchères des mesures agri-environnementales en Europe, par rapport au système à prix fixe actuel. L'Australie s'est lancée dans les expériences pilote qui permettent d'organiser une enchère à l'échelle d'une petite région pour en évaluer sur le terrain et dans des conditions réelles sa faisabilité et ses bénéfices, sans pour autant engager des processus irréversibles. En France, il est difficile d'envisager ce type de pratiques. Il faut donc pouvoir contourner cet obstacle, par exemple en organisant des « marchés virtuels ». Une solution serait de conduire une analyse de modélisation des choix comme il est pratiqué dans les études marketing pour comprendre les préférences des consommateurs sur différents attributs d'un produit, incluant le prix. Par une enquête auprès des agriculteurs dans laquelle il leur serait demandé de choisir dans des menus d'actions avec des paiements associés, il serait possible de déterminer – à partir de leurs choix- quel serait leur consentement à recevoir pour différentes combinaisons d'actions environnementales.

De telles recherches nécessiteraient une coordination renforcée avec les scientifiques capables de mesurer les impacts environnementaux des agriculteurs et les priorités à donner au programme agri-environnemental européen.

Bibliographie :

- Baylis. K, Rausser. G, and Simon. L (2005), **Including non trade concerns: the environment in EU and US agricultural policy**, International Journal of Agricultural Resources, Governance and Ecology, 4:3/4, pp 262-276
- Cason. T N, Gangadharan. L (2004), **Auction design for voluntary conservation programs**. American Journal Agricultural Economics 86, n° 5 pp 1211 - 1217.
- Cattaneo A. (2006) **Auctioning conservation payments using environmental indices**, Contributed paper to the International Association of Agricultural Economists Conference, Gold Coast, Australia, 12-18 August 2006, 17 pages
- CNASEA (2003), **L'application du règlement du développement rural en Europe (étude comparative)**. Les cahiers du CNASEA N°3, avril 2003, 59 pages.
- CE Commission Européenne (2005) **Agri-environment measures, overview on general principles, types of measures and application**. European Commission, Directorate general for agriculture and rural development, Uit G-4 Evaluation of mesures applied to agriculture, studies. Mars 2005, 24 pages.
- Chan, C., Laplagne P., Appels D. (2003) **The role of auctions in allocating public resources**, Productivity Commission Staff Research Paper, Productivity Commission, Melbourne, 144 pages

- Clayton H. (2005) **Market incentives for biodiversity conservation in a saline-affected landscape: farmer response and feedback**, 49th annual conference of the Australian agricultural and resource economics society, Coff Harbour, 9-11 February, 35 pages
- Cornes, Richard et Todd Sandler (1996) **The Theory of Externalities, Public Goods and Club Goods**, 2e édition, Cambridge University Press, Cambridge, Angleterre
- Department for Environment, Food and Rural Affairs (DEFRA) (2001)
<http://www.defra.gov.uk/news/2001/011001c.htm>
- Dobbs, T. L., and J. N. Pretty. (2001). **The United Kingdom's Experience with Agri-environmental Stewardship Schemes: Lessons and Issues for the United States and Europe**. Joint Paper No. 2001-1, Department of Economics, South Dakota State University, Brookings, and University of Essex Center for Environment and Society, Colchester, England. 30 pages
- 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, pp 171 - 189.
- Dupraz. P ; Latouche. K ; Turpin. N (2005) **Effets de seuils et coordination des efforts agri-environnementaux**. Working paper 05-01 INRA Rennes, Avril 2005, 31 pages.
- Eigenraam M., Strappazon L., Lansdell N., Ha A., Beverly C., Todd J. (2006) **EcoTender: Auction for multiple environmental outcomes** – Project final report – Department of Primary Industry, Victoria State, February 2006, 151 pages
- Groth M. (2005) **Auctions in an outcome-based payment scheme to reward ecological services in agriculture – conception, implementation and results**, 45th Congress of Regional Sciences Association, Amsterdam, 23-27th August 2005, 17 pages
- Grossman. S J ; Hart. O D (1983): **An analysis of the principal-agent problem**. Econometrica 51, pp 7-45.
- Hailu, A. et S. Schilizzi (2004) **Are auctions more efficient than fixed price schemes when bidders learn?** Australian Journal of Management, 29, pp 147-68.
- Hueth. D L (1995) **The use of subsidies to achieve efficient resource allocation in upland watersheds**. Inter-American Development Bank, environment Division, Working Paper Series ENV 1 Marsh 1995, 31 pages.
- Jacquet, F, O Tyner, W. and Gray, A. (2004) **La stabilisation du revenu des agriculteurs: Un objectif central dans les politiques américaine et européenne**. *Economie Rurale*, No 281, pp 5-23
- Jauneau. J C et Roque. O (1999) **Quel mode de calcul pour les primes agri-environnementales? de l'expérience des MAE aux questions soulevées par les CTE**. Le courrier de l'environnement n°36, mars 1999, pp. 53-65
- Klemperer, P. (2004) **Auctions: theory and practice**. Economics Papers 2004-W09, Economics Group, Nuffield College, University of Oxford, 15 pages
- Laffont. JJ (1991) **Economie de l'incertain et de l'information**. Economica Edition 1991, collection Economie et statistiques avancées.
- Laffont. J J ; Martimort. D (2002). **The theory of incentives: the principal-agent model**. Princeton University Press, c 2002.
- Lambert, D. , Sullivan, P., Claassen, R., Foreman, L. (2006) **Conservation-compatible parcticies and programs : who participates ?** Economic research report N° 14. United States Departement of agriculture, fevrier 2006, 48 pages.
- Latacz-Lohmann. U. et Schilizzi S. (2005) **Auctions for conservation contracts: a review of the theoretical and empirical literature**, Report to the Scottish executive environment and rural affairs Department, October, 84 pages

- Latacz-Lohmann. U. (2004) **Dealing with limited information in designing evaluating agri-environmental policy.** 90th European Association of agricultural Economics. Rennes, 28-29 octobre 2004.
- Latacz-Lohmann. U et Van der Hamsvoort. C (1997). **Auctioning conservation contracts: a theoretical analysis and an application.** American Journal of Agricultural Economics 79, pp 407 - 418.
- Ministère de l'agriculture, de l'alimentation, de la pêche et des affaires rurales (2005). **Notes et études économiques.** Février 2005, N° 22.
- Ministère de l'agriculture, de l'alimentation, de la pêche et des affaires rurales (2004). **Plan de développement rural national.**
- Moxey. A ; White. B et Ozanne. A (1999) **Efficient contract design for agri-environment policy.** Journal of Agricultural Economics, 50 (2) 187–202, May 1999.
- OCDE (2003) **Mesures agro-environnementales : tour d'horizon des évaluations.** Direction de l'alimentation, de l'agriculture et de la pêche, direction de l'environnement, Novembre 2003, 34 pages.
- OCDE (2000) **The production relationships underlying multifunctionality.** février 2000 – 39 pages
- Osterburg, B. and H. Nieberg (1999). **Regional acceptance of agri-environmental schemes and their impacts on production, incomes and environment - the case of Germany.** Poster session abstracts, IX European Congress of Agricultural Economists, 24-28 August, Warsaw, Poland, 71-73.
- Ozanne. A et White. B (2004) **Hidden action, risk aversion and variables fines in agri-environmental schemes.** Working paper, university of western Australia, 24 pages.
- Parkhurst G, Shogren. J, Bastian. C, Kivi P, Donner J, et Smith. R B W (2002) **Agglomeration bonus: an incentive mechanism to reunite fragmented habitat for biodiversity conservation.** Ecological Economics, vol. 41(2), pages 305-328.
- Primdahl J., Peco B., Schramek J., Andersen E. et Onate J. (2003) **Environmental effects of agri-environmental schemes in Western Europe,** Journal of Environmental Management 67 pp 129-138
- Rolfe. J ; McCosker. J (2004) **designing a biodiversity index to assess East-West landscape linkage.** Research report N°3, 40 pages.
- Rothschild. M ; Stiglitz. J (1976), **Equilibrium in Competitive Insurance Market: An Essay on the Economics of Imperfect Information.** Quarterly Journal of Economics, pp. 629-649
- Said, S. (2006) **La PHAE en Lozere: analyse d'enquête,** document interne, Lameta, septembre 2006
- Salanié. B (1994): **Théorie des contrats.** Economica, collection économie et statistiques avancées, 1994.
- Segerson, K. (1998) **Uncertainty and Incentives for nonpoint pollution control ,** Journal of Environmental Economics and Management Vol 15, pp 87-98
- Smith. R B W (1995) **The conservation Reserve Program as a least-cost land retirement mechanism.** American Journal of Agriculture Economics N°77 (1995) 93-105.
- Stoneham G., Crowe M., Platt S., Chaudhri V., Soligo J. et Strappazon L. (2000) **Mechanisms for biodiversity conservation on private land,** Vicotia NRE, 53 pages
- Stoneham, G., Chaudhri V., Ha A. et Strappazon L. (2003) **Auctions for conservation contracts : an empirical examination of Victoria's BushTender trial,** The Australian Journal of Agricultural and Resource Economics, 47 :4, pp 477-500
- Taylor M., Sohngen B., Randall A., Pushkarskaya H. (2004), **Group contracts for voluntary nonpoint source pollution reductions: evidence from experimental auctions –** American Journal of Agricultural Economics No 5 pp 1196-120

- Turpin. N ; Bontems. P ; Rotillon. G (2004) : **Lutte contre la pollution diffuse dans un bassin d'élevage : comparaison d'instruments de régulation en présence d'asymétrie d'information.** Cahiers d'économie et de sociologie rurales, N°72, 2004, pp. 5-31
- USDA (2006), **Better targeting, better outcomes**, Economic research service, June 2006
- Vukina, T., Levy, A., Marra, M. (2003). **Do farmers value the environment? Evidence from the Conservation Reserve Program auctions.** Working paper, 27 pages.
- Windle, J., Rolfe, J. C., McCosker, J.C., and Whitten, S. 2004 **Designing auctions with landholder cooperation: results from experimental workshops, establishing east-west corridors in the southern desert uplands** Research Report No. 4, Environmental Protection Agency and Central Queensland University, Emerald, 44 pages.
- Wu. J ; Babcock. B A (1996): **Contract Design for the Purchase of Environmental Goods from Agriculture.** American Journal of Agricultural Economics 78 (November 1996): 935-945.
- Wu. J; Babcock. B A (1995): **Optimal Design of a Voluntary Green Payment Program under Asymmetric Information.** Journal of Agricultural and Resource Economics, Vol. 20, pp. 316-327

