



Institut National de la recherche Agronomique

**Unité d'Economie et Sociologie Rurales**  
**4 Allée Adolphe Bobierre, CS 61103**  
**F 35011 Rennes Cedex**

Tél. (33) 02 23 48 53 82/53 88 - Fax (33) 02 23 48 53 80  
<http://www.rennes.inra.fr/economie/index.htm>

---

**Effets de seuils et coordination des efforts agri-environnementaux**

Pierre Dupraz, Karine Latouche, Nadine Turpin

---

Avril 2005

**Working paper 05-01**

# Effets de seuils et coordination des efforts agri-environnementaux

Pierre Dupraz, Karine Latouche et Nadine Turpin

INRA-ESR Rennes

INRA-ESR Nantes

*Cemagref* et INRA-ESR Rennes

Une première version de ce papier a été présentée au symposium international "Territoires et enjeux du développement régional", Lyon, 9-11 mars 2005.

## **Adresse pour correspondance**

INRA

4, allée Adolphe Bobierre

CS 61103

35011 Rennes cedex, France

e-mail : pierre.dupraz@rennes.inra.fr

## **Remerciements**

Nous sommes reconnaissants du soutien financier de l'Union Européenne à travers le projet AgriBMPWater (EVK1-CT-1999-00025) et à celui du Conseil régional des Pays de la Loire via le projet Don/Cétrais.

la paternité de cet article est également distribuée entre les auteurs

# Effets de seuils et coordination des efforts agri-environnementaux

## Abstract

In this paper, we propose mechanism design for agri-environmental schemes that ensure their environmental and social efficiency, when the bio-physical processes are characterized by threshold effects. Public regulation of agri-environmental processes has to cope with two different problems : on the one side, there are asymmetric information between the regulator and the farmers on the adoption cost and the effective effort of the farmers ; on the other side, the regulator and the farmers share uncertainty on the relationship between farming practices and environmental quality. These two difficulties often cumulate into the agri-environmental schemes and may lead, when threshold effects occur, to no effective environmental effect and to farmers discouragement.

Using a simple micro-economic model and the analysis of some examples, this paper shows that a perennial and evolving management of agri-environmental schemes allows a local capitalization of competences and increase their efficiency. This management exploits economies of scale and of learning (management and technical), when the design of contracts allow to precise and quantify threshold effects, which are often badly known and have local characteristics. In some particular cases, sending a signal of a requested minimal contracting area is an information that can lead to a cooperative behavior of the farmers.

**Keywords** : threshold effect, agri-environmental policy

## Résumé

L'objectif de ce papier est de proposer des procédures d'élaboration et de mise œuvre des programmes agri-environnementaux pour assurer leur efficacité environnementale et sociale, lorsque les processus bio-physiques en jeu sont caractérisés par des effets de seuils.

La régulation publique est confrontée à deux problèmes bien distincts : d'une part les asymétries d'information, relevant classiquement de la théorie des contrat et des solutions qu'elle préconise, et d'autre part une incertitude que partagent régulateur et agents sur la relation pratiques agricoles et état de l'environnement. Ces deux difficultés se cumulent fréquemment dans les programmes agri-environnementaux et peuvent conduire, en présence d'effets de seuils, à l'absence d'effet environnemental et au découragement des agriculteurs.

A partir d'un modèle micro-économique et de l'analyse approfondie de quelques exemples cette contribution montre qu'une gestion pérenne et évolutive des programmes permet une capitalisation locale des compétences et un gain d'efficacité. Cette gestion vise à tirer parti d'économies d'échelle et d'apprentissage tant managériale que techniques, à condition de spécifier des contrats dont la réalisation contribue à préciser et à quantifier des effets de seuil souvent mal connus et localement spécifiques. Dans certains cas, l'instauration par le régulateur d'un taux minimal de contractualisation dans une zone donnée constitue une information conduisant à un comportement coopératif plutôt qu'opportuniste des agriculteurs.

**Mots clefs** : effet de seuil, politique agri-environnementale

# Effets de seuils et coordination des efforts agri-environnementaux<sup>1</sup>

## 1. Introduction

Lorsque l'état de l'environnement est la conséquence de processus caractérisés par des effets de seuil, assurer l'efficacité environnementale et sociale de programmes agri-environnementaux nécessite d'élaborer ces programmes avec un soin particulier.

Les effets de seuil, ou discontinuités écologiques, sont définis par Muradian (2001) comme une modification soudaine d'une propriété donnée d'un système écologique, à la suite de la variation lente et continue d'une variable indépendante. Les exemples sont nombreux dans la littérature écologique : accroissement de vulnérabilité à de nouvelles perturbations d'écosystèmes préalablement soumis à des pressions anthropiques (Levin 1998), déplacements d'équilibres dans des lacs tempérés (Weisner *et al.* 1997), colonisation par des espèces indésirables (Asner et Vitousek 2005), fragmentation des habitats et disparition d'espèces (Kennedy *et al.* 2002), renouvellement de ressources naturelles.

L'existence de discontinuités dans les processus écologiques qui sous-tendent le renouvellement de ressources naturelles telles que les poissons, les forêts, certaines espèces chassées ou en voie de disparition et réintroduites dans un environnement donné, génère des phénomènes de non-convexité qui sont abondamment analysés en économie des ressources naturelles (Dasgupta et Maler 2003; Wirl 2004). L'exploitation de ces ressources naturelles, en présence d'effet de seuil, est caractérisée par la présence de plusieurs équilibres possibles, et nécessite l'élaboration de politiques de gestion dynamiques (Maler 2000; Mitra et Roy 2006; Rondeau 2001; Toman et Withagen 2000).

En Europe, des politiques agri-environnementales tentent de préserver les ressources naturelles telles que la biodiversité, les paysages ruraux, les eaux superficielles et souterraines, par des programmes volontaires (OCDE 2003) : un régulateur propose à une population d'agriculteur d'adopter des pratiques jugées améliorantes ("bonnes pratiques"), en échange d'une aide financière compensant les surcoûts liés à cette adoption, et sur une

---

<sup>1</sup> la paternité de cet article est également distribuée entre les auteurs. Nous sommes reconnaissants du soutien financier de l'Union Européenne à travers le projet AgriBMPWater (EVK1-CT-1999-00025) et à celui du Conseil régional des Pays de la Loire via le projet Don/Cétrais.

base volontaire. Ce régulateur a à sa disposition une littérature abondante sur les effets de seuils, leurs conséquences sur les caractéristiques souhaitables de politiques de gestion adaptées, mais cette littérature ne décrit généralement pas le problème spécifique auquel il est confronté. Faute d'information suffisamment précise, les décideurs locaux sont donc souvent amenés à élaborer les politiques locales agri-environnementales sans tenir compte de la possibilité d'effets de seuil, ce qui diminue l'efficacité de ces politiques et conduit à un gaspillage de fonds publics : des études empiriques de plus en plus nombreuses décrivent l'adoption de bonnes pratiques, au prix d'efforts d'une partie des agents et parfois d'importantes subventions publiques, sans qu'aucune modification notable de l'environnement soit relevée (Muradian, 2001).

La probabilité d'un tel gaspillage est accrue en situation d'information imparfaite sur le comportement des agriculteurs. L'adoption de pratiques respectueuses de l'environnement dépend, au-delà du montant de la subvention associée à cette adoption, de caractéristiques individuelles de l'exploitation (Vanslebrouck *et al.*, 2002), de l'exploitant (Morris et Potter, 1995) et des réseaux dans lesquels ils sont impliqués (Bonnieux *et al.*, 2001). Lorsqu'il élabore une politique visant à améliorer l'état de l'environnement, le régulateur ne peut tenir compte des caractéristiques individuelles de chacun des agents à qui il va proposer un contrat. Ces asymétries d'information sont source d'inefficacité, inefficacités qui néanmoins peuvent être réduites (Laffont et Martimort, 2002).

Nous nous intéressons ici aux politiques agri-environnementales qui sont confrontées aux deux difficultés, effets de seuils et information imparfaite. La littérature propose des solutions dans certaines situations. En présence d'effets de seuil, Wu (2004) propose de construire une politique permettant l'adoption de la mesure à un taux tel que l'effet environnemental recherché soit atteint dans chaque zone pertinente, en considérant ces zones successivement, et si possible dans l'ordre décroissant des bénéfices environnementaux associés. Cependant, en cas d'incertitude sur les seuils, et sur les effets sociaux de leur franchissement, les instruments de régulation classiques sont inappropriés et nécessitent l'ajout de critères associés à l'acceptabilité sociale d'une marge de manœuvre dans l'exploitation des ressources constituées par l'état de l'environnement (Perrings et Pearce, 1994). En présence d'asymétrie d'information, et dans le cas de régulation de pollutions diffuses, des mécanismes différenciés permettent d'inciter les agriculteurs à choisir l'effort le mieux adapté (Wu et Babcock, 1996, Bontems *et al.*, 2005).

Une analyse des mesures agro-environnementales proposées aux agriculteurs en France permet tout d'abord de mettre en évidence la dispersion des efforts environnementaux

résultant des programmes élaborés ces dernières années. Cette analyse permet en outre de déterminer les caractéristiques principales des fonctions de bénéfice espéré que les régulateurs attendent d'une amélioration de l'état de l'environnement, qui serviront à la modélisation. Elle permet enfin de construire une typologie des situations agri-environnementales en fonction des croisements possibles entre les sources d'incertitudes : comportements cachés des agriculteurs et processus bio-physiques.

Pour chaque situation de cette typologie est proposée et discutée la possibilité de construire un mode de régulation simple, tenant compte notamment des limites imposées par les coûts de transaction. Cette modélisation montre comment on peut tirer parti de l'utilité directe que les agriculteurs dérivent de certains biens environnementaux qu'ils contribuent à produire, tout en suscitant un comportement coopératif. Par exemple, l'envoi par le régulateur d'un signal, comme l'instauration d'un taux minimal de contractualisation dans une zone donnée, constitue une information conduisant à un comportement coopératif plutôt qu'opportuniste des agriculteurs qui sont sensibles à l'efficacité environnementale de leurs engagements contractuels. De plus, dans le cas d'objectifs environnementaux correspondant à une forte demande sociale, mais caractérisés par des effets de seuils incertains, une gestion pérenne et évolutive des programmes permet une capitalisation locale des compétences, les premières actions intégrant dans leurs objectifs la réduction des incertitudes sur les processus bio-physiques.

Nous analysons enfin deux exemples pratiques, sur lesquels nous mettons en évidence l'existence d'un consentement à payer des agriculteurs pour l'adoption de pratiques respectueuses de l'environnement sur leur propre exploitation et illustrons la présence d'effet de seuil. La possibilité concrète pour un régulateur de construire une politique évolutive en présence d'effet de seuil incertains est finalement décrite sur un cas concret.

Ce papier est organisé comme suit : la deuxième section expose le contexte et la problématique de l'adoption par les agents de mesures agri-environnementales dans le cadre de programmes nationaux ou régionaux. Une illustration du phénomène de dispersion des exploitations adhérant aux programmes agri-environnementaux à l'aide des résultats de l'évaluation à mi-parcours des mesures agri-environnementales est proposée. La section 3 décrit un modèle de comportement des agriculteurs confrontés à des mesures agri-environnementales, puis utilise cette modélisation pour élaborer des mécanismes favorisant la coopération entre les agriculteurs pour atteindre les objectifs environnementaux fixés à une petite région. La dernière section présente plusieurs exemples de mise en place de

pratiques respectueuses de l'environnement, qui illustrent le modèle et les concepts présentés.

## **2. Adhésion volontaire et dispersion des efforts environnementaux**

Le Plan de Développement Rural National (PDRN) a privilégié le contrat territorial d'exploitation (CTE) comme instrument phare d'une véritable politique agricole contractuelle instaurée par la loi d'orientation agricole du 19 juillet 1999. Mis en place et adapté régionalement entre 1999 et 2001, le PDRN est caractérisé par un nombre très élevé de mesures agro-environnementales (MAE) proposées aux agriculteurs : 2650 mesures référencées au niveau le plus fin, correspondant à 170 types de mesures différentes (Instance Nationale d'Evaluation du Contrat Territorial d'Exploitation, 2003). A l'issue de l'harmonisation régionale chaque agriculteur était confronté, selon sa région, à un nombre variant de 70 à 337 mesures offertes dont seules quelques unes étaient éventuellement obligatoires pour accéder à un CTE. Dans la pratique, le choix du contractant potentiel était évidemment inférieur en raison de la spécificité de son système de production. De nombreux agriculteurs reconnaissant avoir choisi les mesures les moins contraignantes ou les moins éloignées de leur pratiques antérieures, la contractualisation a sélectionné un nombre plus restreint d'actions agro-environnementales : sur 150 types de mesures surfaciques, 125 types ne représentent que 10% de la surface contractualisée cumulée.

Malgré cette auto-sélection, l'offre plus que foisonnante de mesures a entraîné une grande dispersion des efforts environnementaux des agriculteurs contractants. D'autant plus qu'à de rares exceptions près, aucune disposition ne venait restreindre l'éligibilité d'une mesure dans les zones non pertinentes. Dans la logique du PDRN, l'incitation de 20% associée à la signature de contrat-type correspondant à des projets collectifs devait assurer la coordination des efforts environnementaux des agriculteurs d'une zone donnée. Dans la Nièvre, ce bonus de 20% était réservée aux seuls groupes d'agriculteurs, mais pas nécessairement des voisins, qui s'imposaient de contractualiser la même MAE ; cette approche reste néanmoins l'exception plutôt que la règle. De même, les MAE contractualisées dans les zones Natura 2000 bénéficiaient potentiellement d'une surprime de 20%, rendue impossible pour des raisons de calendrier et une déconnexion des diagnostics de territoire pour les documents d'objectifs Natura 2000 les plus avancés. Dans les faits, le rapport d'évaluation des CTE insiste sur la grande absence du territoire dans l'élaboration la mise en œuvre des CTE (Instance Nationale d'Evaluation du Contrat Territorial d'Exploitation, 2003, pp74-78). Les projets collectifs ont été dominés par les acteurs des filières agricoles, avec des volets environnementaux offrant un large menu de mesures, peu spécifiques au territoire des



exploitations visées. En juin 2002, sur 1129 projets collectifs recensés, plus de la moitié étaient initiés par des groupements de producteurs ou des coopératives associés à l'industrie agroalimentaire, un tiers par les chambres d'agriculture, 15% par diverses associations et 10% seulement par des collectivités territoriales, Parcs Naturels Régionaux inclus. La faible implication des collectivités territoriales trouve une partie de son explication dans la rigidité du système de co-financement européen géré par le CNASEA. Il faut cependant noter que les exemples retenus dans le rapport d'évaluation pour leur impact environnemental et/ou la coordination des efforts des agriculteurs ont en commun une implication des collectivités territoriales, sans que cette implication soit une garantie de succès.

Au niveau régional, les évaluations à mi-parcours du PDRN concernant les MAE ont précisé les enjeux environnementaux des différentes mesures. Pour chaque enjeu, les surfaces contractualisées et leur localisation ont donc pu être comparées aux zones d'intérêt correspondantes. Il faut signaler que si, pour certains enjeux, les zones d'intérêt restaient mal connues ou en débat au moment de l'évaluation, elles l'étaient encore moins bien délimitées lors de l'élaboration et de la mise en œuvre des mesures. Ce fait révèle à quel point le ciblage géographique des MAE était secondaire dans la première phase de mise en œuvre du PDRN. Le cas de la Bretagne est très significatif à cet égard puisque les exploitations ayant un CTE ne représentent que 3,5% de sa surface agricole utile mais sont dispersées dans 625 de ses 1268 communes. En outre les surfaces sous contrats (60.000 ha) se répartissent entre une douzaine de mesures principales et 43 mesures secondaires, avec une moyenne de 8 mesures par contractant (Pascal Consultants - CNASEA, 2003). Avec 176.000 ha sous contrat CTE, la Basse Normandie a un taux de contractualisation nettement plus élevé. Néanmoins, les données disponibles ne démontrent pas une pertinence géographique significativement meilleure des surfaces contractualisées (Eureval C3E, 2003). L'érosion des sols est la deuxième priorité régionale ; 7 mesures surfaciques sont supposées avoir un effet anti-érosif et sont contractualisées à hauteur de 51.000 ha, mais 11.000 ha seulement sont situés dans les zones de risque érosif moyen à très fort couvrant ensemble quelques 53.0000 ha, soit un taux moyen de couverture de 2%, n'atteignant que 7% pour les petites zones à risque très fort. Pour la qualité de l'eau, la première priorité bas-normande, 410.000 ha sont en zones vulnérables vis-à-vis des nitrates. Douze mesures représentant 90.000 ha sont supposées avoir un impact sur la réduction des apports azotés, mais 51.000 seulement sont situés en zone vulnérable, soit un taux de couverture de 12% (en comptant la gestion extensive des surfaces en herbe, 8% sinon).

La mise en œuvre des contrats d'agriculture durables (CAD), qui font suite aux CTE semble avoir pris la mesure du gaspillage de moyens que représentait le saupoudrage géographique d'une multitude de MAE. Ainsi pour chaque territoire délimité, un très petit nombre de priorités environnementales sont retenues et pour chaque priorité un très petit nombre de mesures sont offertes à la contractualisation. Ce nouveau dispositif devrait donc limiter fortement la contractualisation de MAE dans les zones non pertinentes tout en concentrant les efforts des contractants d'un même territoire sur les mêmes mesures. Ce nouveau dispositif semble néanmoins plus motivé par la réduction des coûts que par la recherche de l'efficacité environnementale comme en témoigne le plafond de 27.000 € par contrat qui rend les CAD a priori moins attractifs que ne l'étaient les CTE. Sans modification des niveaux de primes par hectare, il n'est donc pas certain que les taux de contractualisation dans les différentes zones à enjeux soient très significativement supérieurs malgré l'absence de concurrence de mesures non pertinentes. Pour les processus agro-environnementaux caractérisés par des effets de seuils, les impacts environnementaux à venir pourraient donc se révéler aussi décevants si les surfaces ou linéaires critiques ne sont pas franchis. Pour les mesures correspondantes, nous nous interrogeons dans la suite sur l'opportunité pour les pouvoirs publics de ne signer les contrats d'un territoire donné que dans le cas où cette surface critique serait atteinte. Dans un contexte de rationnement des fonds publics, une telle disposition reviendrait à mettre les territoires en concurrence et donc à inciter les agriculteurs d'un même territoire à se coordonner pour aboutir à une offre consolidée de services agro-environnementaux. Cette disposition éviterait les paiements inutiles d'un point de vue environnemental, mais son efficacité resterait dépendante des niveaux de primes par hectare et du plafond par contrat qui nécessiteraient sans doute des ajustements.

Les premières évaluations des programmes agri-environnementaux mettent en lumière à la fois des incertitudes, partagées entre régulateur et agriculteurs, sur la technologie environnementale (les mesures ne sont pas ciblées dans l'espace), et une connaissance approximative de la dispersion des coûts d'adoption par le régulateur. En effet, la plupart des projets collectifs sont proposés par des groupements de producteurs ou des chambres d'agriculture, et les compensations sont basées sur les surcoûts supportés par les agriculteurs conformément au Règlement de développement rural. En pratique, un surcoût moyen est évalué au cours de l'élaboration de chaque mesure ; la dispersion des surcoûts dans la population d'agriculteurs reste inconnue.

La section suivante propose d'analyser l'effet de ces incertitudes sur l'élaboration de politiques agro-environnementales.

### 3. Effets de seuils et sources d'incertitudes

Plaçons nous dans une approche à moyen terme, pour nous affranchir des aspects dynamiques de restauration de qualité des écosystèmes, et des temps de réponse de ces écosystèmes à des modifications de pression. Considérons, comme Dupraz *et al.* (2004), que l'effet environnemental,  $K$ , dépend, à moyen terme, de la surface totale soumise à des pratiques plus favorable à l'environnement,  $S$ , et de l'effort environnemental représenté par ces pratiques,  $e$ . Nous nous donnons une technologie agro-environnementale  $g$ , représentant cette relation et telle que :  $K = g(S, e)$ .

Dès que la surface soumise à pratiques respectueuses de l'environnement est suffisamment importante, la fonction  $g(.)$  est positive et croissante en  $S$  et  $e$ . En outre,  $g(.)$  à rendement non croissants par rapport à  $S$ . Nous nous plaçons volontairement dans le cas d'une technologie environnementale concave (Wirl 1999) au-delà du seuil.

L'effet de seuil est formalisé par une surface critique  $S_0$  en deçà de laquelle aucun effet environnemental n'est perceptible :  $S \leq S_0(e) \Rightarrow g(S, e) = 0$ , ce qui correspond à une simplification de la formalisation habituelle des effets de seuil dynamiques (Lines 2005). Le régulateur propose aux agriculteurs un contrat standard noté  $(e, p)$  qui associe un paiement  $p$  par unité de surface soumise à l'effort  $e$  que l'agriculteur choisit de contractualiser.

Notons  $W(K)$  le consentement à payer du régulateur pour le bien  $K$  au nom de la collectivité. Cette fonction de surplus social est classiquement positive, croissante et concave en  $K$  ; nous la supposons de plus nulle pour  $K = 0$ .

Le consentement à recevoir de l'agriculteur  $i$  pour appliquer l'effort  $e$  sur une surface  $s$  est formalisé par une fonction de coût  $c^i(s, e, K_i)$  croissante et convexe en  $s$  et  $e$  et non croissante en  $K_i$ , l'anticipation de l'agriculteur  $i$  sur l'effet environnemental total  $K$ . Nous supposons de plus que  $c_{sK_i}$  la dérivée croisée de la fonction de coût par rapport à la surface contractualisée et à l'anticipation de l'agriculteur est négative : le coût marginal (par rapport à la surface) est décroissant en fonction de l'anticipation que fait l'agriculteur. Par la suite, nous noterons abusivement  $c$  la fonction de coût, en gardant à l'esprit que cette fonction peut être différente d'un agriculteur à l'autre;

Face à un contrat, l'agriculteur est supposé maximiser son profit :  $\pi(s, K_i) = p s - c^i(s, e, K_i)$ . La solution de cette maximisation est notée  $s_i(p, e, K_i)$  ;  $s_i$  est positive ou nulle, non

décroissante en  $p$  et  $K_i$  et non croissante en  $e$ . Formellement,  $s_i$  est telle que :  $p = c_s(s_i(p, e, K_i), e, K_i)$ . Si l'on dérive cette expression par rapport à  $K_i$ , il vient :

$$c_{ss}(s_i(p, e, K_i), e, K_i) \frac{\partial s_i}{\partial K_i} + c_{sK_i}(s_i(p, e, K_i), e, K_i) = 0$$

Avec nos hypothèses, plus l'agriculteur anticipe un bon état de l'environnement, plus il contractualise une surface importante.

Notons  $n$  le nombre d'agriculteurs contractants potentiels. La surface totale sous contrat est alors :

$$S(p, e, K_1, \dots, K_n) = \sum_{i=1}^n s_i(p, e, K_i)$$

et le coût supporté par l'ensemble des contractants est :

$$C(p, e, K_1, \dots, K_n) = \sum_{i=1}^n c(s_i(p, e, K_i), e, K_i).$$

Le programme du régulateur est alors de maximiser une fonction de bien-être,  $U$ , qui ne dépend que de la surface totale contractualisée  $S$  :  $U = (W - pS) + (pS - C)$ . Cette fonction se simplifie en :

$$U(S(p, e, K_1, \dots, K_n)) = W[g(S(p, e, K_1, \dots, K_n), e)] - C(p, e, K_1, \dots, K_n)$$

La fonction  $U(S)$  est très particulière en raison de l'effet de seuil (Figure 1) :

Si  $S < S_0(e)$ ,  $U(S) = -C()$  est négative et décroissante, minimale en  $S_0$ .

Si  $S \geq S_0(e)$ ,  $U(S)$  est concave, croissante à droite de  $S_0(e)$ , mais ne devient éventuellement positive qu'au-delà d'un seuil  $S_m(e) > S_0(e)$ .

Le régulateur cherche à maximiser  $U(S)$  sous la contrainte que le gain de bien être lié à l'adoption de la mesure agro-environnementale soit supérieur au paiement. Son programme est donc :

$$\underset{e, p}{\text{Max}} U(S(p, e, K_1, \dots, K_n)) = W[g(S(p, e, K_1, \dots, K_n), e)] - C(p, e, K_1, \dots, K_n)$$

$$\text{s.c.} \quad W[g(S(p, e, K_1, \dots, K_n), e)] \geq \sum_{i=1}^n ps_i(p, e, K_i)$$

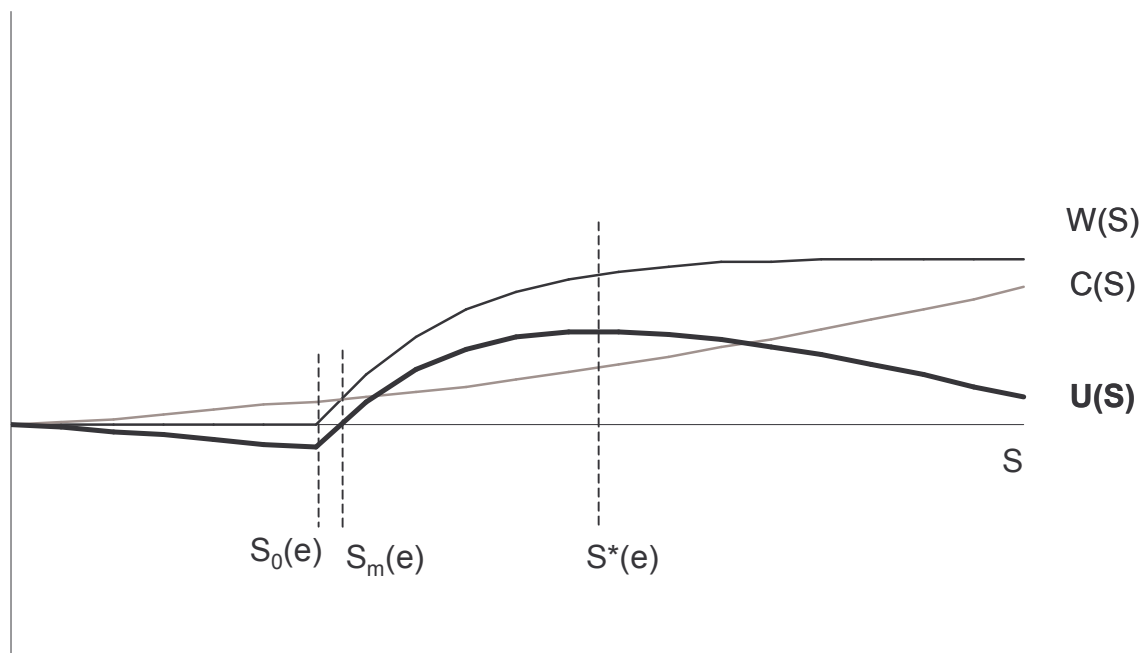


Figure 1 : consentement à payer du régulateur ( $W$ ), coût d'adoption pour les agriculteurs ( $C$ ) et bien être social ( $U$ ) en information complète et à technologie connue, pour un effort  $e$  donné

Si  $U$  reste négative, il est optimal de ne rien faire et aucun contrat n'est proposé. Dans le cas contraire, les conditions du premier ordre du programme du régulateur fournissent le contrat optimal  $(e^*, p^*)$ .

Dans une situation d'information parfaite du régulateur et des contractants potentiels, la technologie et les coûts étant connus par les uns et les autres, les contractants anticipent tous le  $K^*$ , qui sera effectivement produit par la contractualisation de la surface  $S^*$  correspondant au contrat  $(e^*, p^*)$ .

Bien évidemment, l'élaboration de programmes agro-environnementaux ne s'effectue jamais en situation d'information parfaite des parties en présence. Nous avons décrit dans la section 2 l'existence de deux sources d'incertitude principales : la fonction de coût supportée par les agriculteurs est souvent inconnue du régulateur (ou en tout cas, la dispersion des coûts n'est pas observée) ; dans certains cas, il s'existe une incertitude supplémentaire liée à la technologie environnementale.

### 3.1 Technologie connue de tous mais information ou action cachée

#### 3.1.1 Fonction de coût inconnue du régulateur

Supposons maintenant, que  $c^i$  soit une information privée de l'agriculteur  $i$ . Même si la technologie agro-environnementale est connue, cela ne permet plus au régulateur de calculer un contrat optimal (il ne peut plus calculer  $e^*$ ), ni aux contractants potentiels de faire des anticipations correctes sur l'output environnemental  $K$  si un contrat était tout de même proposé. Le régulateur doit maintenant se fixer une valeur de l'effort  $e$  de façon arbitraire, par exemple en choisissant ses mesures dans un ensemble existant, pour lequel l'effort demandé aux agriculteurs est prédéfini. C'est la situation dans laquelle se sont trouvés les régulateurs locaux confrontés à l'application du PDRN.

L'étape suivante consiste pour le régulateur à éviter les gaspillages d'argent public, c'est-à-dire à éviter les situations où des paiements n'apporteraient aucun effet environnemental, ou pour lesquelles la variation de bien être pour la société serait négative. Dans le premier cas, une façon simple de s'en sortir pour le régulateur est de fixer un seuil en deçà duquel aucun contrat n'est signé. La valeur du seuil qui semble la plus simple est  $S_0(e)$  mais elle ne garantit pas que le bien-être sera positif.

Eviter les situations pour lesquelles la variation de bien être pour la société serait négative peut se faire en construisant un programme qui ne repose que sur  $W$  (et pas sur  $C$ , inconnue du régulateur). Le régulateur peut offrir la prime la plus élevée possible qui garantit une variation de bien-être positive pour la collectivité (et qui garantisse que  $W - pS \geq 0$ ) : si  $S_E$  est la surface maximale éligible de la zone, il peut offrir  $p_E = W(g(S_E, e))/S_E$  qui épuise le consentement à payer de la collectivité si toute la surface éligible est contractualisée. Le seuil qui déclenche la signature des contrats par le régulateur (et qui élimine les situations sans effet environnemental) est alors  $S_m$  définie par  $p_E = W(g(S_m, e))/S_m$ . La concavité de  $W$  implique  $S_m(e) > S_0(e)$  (voir Figure 2).

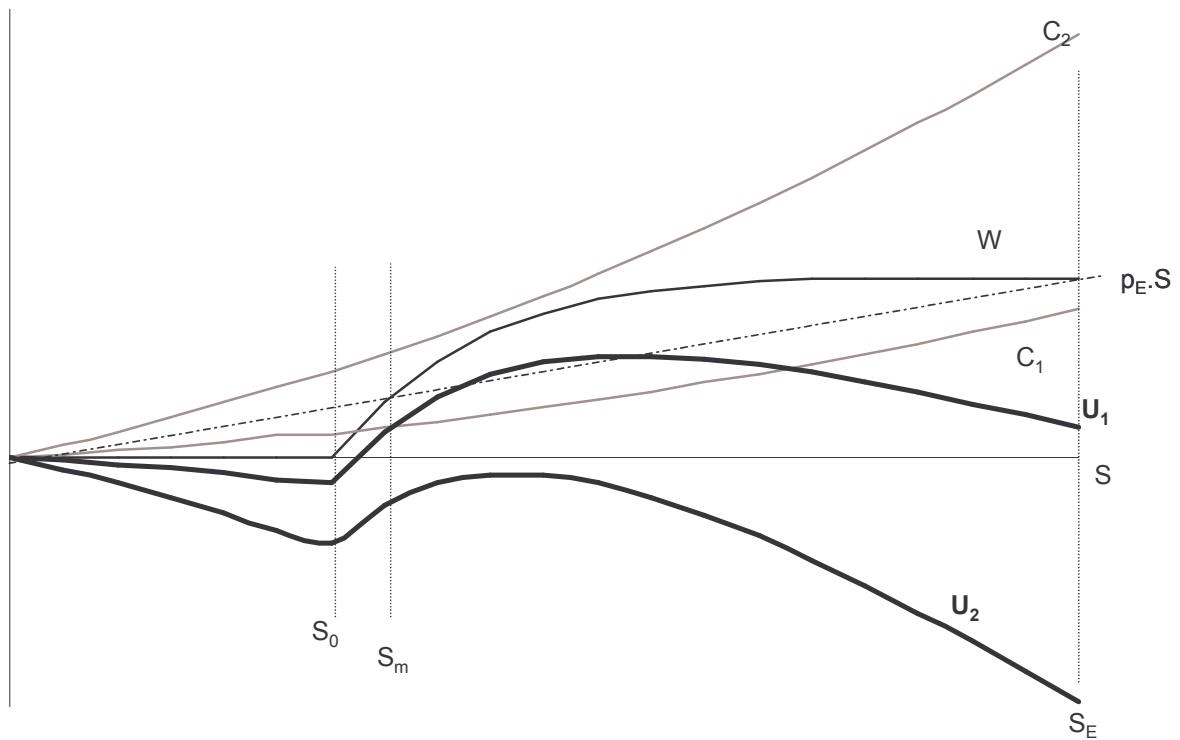


Figure 2 : utilité du régulateur, coût de mise en place de pratiques alternatives par les agriculteurs et utilité sociale, en fonction de la surface contractualisée

Un tel contrat, noté  $(e, p_E, S_m)$ , permet d'assurer que la variation de bien être social du programme ne sera pas négative. La fonction de coût  $C(\cdot)$  étant incertaine, le coût total correspondant à une surface donnée  $S$  peut se situer aussi bien au dessus ( $C_2$  sur la figure 2), qu'au dessous ( $C_1$  sur la figure 2) de  $W(S)$ . Mais du fait du choix de  $p_E$  et de  $S_m$ , la croissance des coûts marginaux implique que des contrats ne seront signés que si le coût total  $C(\cdot)$  est en deçà de  $W(\cdot)$  sur l'intervalle  $[S_m, S_E]$ . Sinon, le coût marginal étant supérieur à  $p_E$ , les contractants potentiels nécessaires au franchissement du seuil  $S_m$  ont un coût marginal supérieurs à  $p_E$  et ne sont pas disposés à signer ; le seuil n'étant pas atteint le régulateur ne valide donc aucun contrat, excluant les cas où le bien-être pourrait être négatif ( $U_2$  sur la figure 2). Ce contrat n'est cependant pas optimal : il exclut des situations où le bien être pourrait être positif ( $U_1$  positif juste en deçà de  $S_m$ ) et ne garantit pas que la surface contractualisée maximisera ce bien être, puisque le paiement unitaire choisi ne dépend pas du coût.

De plus l'annonce d'un tel contrat  $(e, p_E, S_m)$  influence les anticipations  $K_i$  des agriculteurs. Face à un contrat  $(e, p)$ , un agriculteur réalise *ex post* un profit  $\Pi(s_i(p, e, K_i), K)$ . Si l'agriculteur avait anticipé  $K_i > K$ , il réalise *ex post* un profit inférieur à celui qu'il attendait et

risque d'être très déçu si  $K = 0$ . Au contraire, si l'état de l'environnement est meilleur que ce qu'il anticipait ( $K_i < K$ ), l'agriculteur réalise un profit supérieur à celui qu'il espérait (bien que ce profit soit inférieur à celui qu'il aurait réalisé s'il avait anticipé  $K$ ) :

$$\Pi(s_i(p, e, K_i), K_i) < \Pi(s_i(p, e, K_i), K) < \Pi(s_i(p, e, K), K) \text{ si } K_i < K$$

Notons de plus que puisque la fonction de coût de l'agriculteur est non croissante en  $K_i$ , le profit que celui-ci réalise en anticipant  $K_i$ , est au pire, nul. Le consentement à payer de l'agriculteur pour la mise en place de mesures agri-environnementales sur sa propre exploitation lui assure une utilité supérieure à son utilité de réserve.

Proposer aux agriculteurs un contrat  $(e, p_E, S_m)$  revient à réduire le risque pour les agriculteurs de se voir confrontés *ex post* à une situation où  $K$  est nul : si la surface totale proposée à la contractualisation est inférieure à  $S_m$ , le régulateur ne signe pas le contrat collectif. Du coup, même s'ils ne connaissent pas les offres de leurs voisins, les agriculteurs ont intérêt à anticiper  $K_i$  au moins égal à  $g(S_m, e)$ . Pour optimiser leur offre personnelle  $s_i$ , ils ont même intérêt à se concerter pour anticiper correctement l'impact environnemental final (puisqu'ils réalisent un profit supérieur si  $K$  est positif).

Proposer un contrat  $(e, p_E, S_m)$  n'est *a priori* pas optimal car  $e$  est fixé arbitrairement par le régulateur. Néanmoins ce processus permet clairement de discriminer les zones où la mise en oeuvre de contrats est souhaitable de celles où elle ne l'est pas en permettant de révéler l'offre environnementale collective des agriculteurs de chaque zone. Cette révélation est réalisée avec un coût de transaction additionnel faible correspondant à l'annonce du seuil  $S_m$ . En revanche ce processus suppose que le régulateur connaisse sa propre fonction d'objectif  $W$ .

### 3.1.2 Aléa moral

L'autre problème classique d'asymétrie d'information concerne l'aléa moral, dans le cas où l'effort de chaque agriculteur  $e_i$  est difficile à contrôler. Aussi surprenant que cela puisse paraître un certain nombre de mesures agro-environnementales existantes sont dans ce cas (Instance Nationale d'Evaluation du Contrat Territorial d'Exploitation, 2003). Une politique classique de second ordre est basée sur l'aversion au risque des contractants : peu de contrôles, par nature coûteux dans cette situation, sont réalisés par le régulateur et des sanctions très élevées sont appliquées pour non conformité (Holmstrom 1982). Dans la pratique, le contexte institutionnel ne permet pas en général de fixer des sanctions à un niveau tel qu'elles puissent être dissuasives. La conditionnalité des aides pourrait cependant changer les choses dans un certain nombre de cas.



De nouveau une solution coopérative est envisageable si chaque agriculteur peut être aisément et fréquemment observé par ses collègues (Segerson 1988). C'est le cas par exemple pour la mesure imposant la fauche du centre vers la périphérie de la parcelle ; bien que des contrôles soient très difficiles à organiser par l'administration, les éleveurs sont fréquemment en mesure d'observer la manière dont leurs collègues fauchent. L'idée de base est alors un contrat entre le régulateur et un consortium d'agriculteurs d'une zone donnée. Le consortium reçoit un paiement global  $P=C(p^*, e^*)$  si  $K^*$  est fourni et rien du tout sinon. En pratique le consortium peut avoir à rembourser le paiement reçu *ex ante* si l'objectif n'est pas atteint, plus une pénalité éventuelle couvrant les coûts de l'administration et le coût d'opportunité des fonds publics (Falconer, et al., 2001). Cela signifie que la pénalité par agriculteur contractant est beaucoup plus faible que la pénalité optimale associée à des contrats individuels. Le respect de l'engagement collectif est basé sur les relations interindividuelles au sein du consortium, quelques passagers clandestins mettant en danger le paiement de tous les autres.

### 3.2 Incertitudes sur la technologie agro-environnementale

La plupart du temps, la technologie environnementale est connue partiellement des régulateurs et de leurs conseillers. Une difficulté fréquente provient de la technologie environnementale, qui peut être convexe. La convexité de la technologie introduit un effet d'échelle : lorsque la surface totale contractualisée est relativement faible, le consentement à payer du régulateur peut être convexe. En effet, l'on a :

$$\frac{d^2W}{dS^2} = \frac{\partial^2 W}{\partial K^2} \left( \frac{dK}{dS} \right)^2 + \frac{\partial W}{\partial K} \frac{d^2K}{dS^2} \quad (1)$$

Puisque  $W$  est croissante concave en  $K$ ,  $\delta W/\delta K$  est positive et décroissante. Le terme de droite de l'équation (1) est positif, le terme de gauche négatif, on peut avoir plusieurs configurations. Soit  $W$  est strictement concave en  $S$  et on se ramène au cas étudié en 3.1. Soit  $W$  est strictement convexe en  $S$  ; dans ce cas, soit  $W$  est toujours inférieur à  $C$  et il est optimal de ne rien faire, soit  $W$  est supérieur à  $C$  à partir d'une surface contractualisée donnée, et il est optimal de contractualiser toute la surface potentielle. Si l'on suppose que les dérivées secondes de  $W$  et de  $K$  sont monotones, il reste un dernier cas :  $W$  est convexe, puis concave en  $S$  (Figure 3). Le mécanisme proposé en 3.1 reste applicable, avec une surface déclenchant la signature du contrat collectif plus importante en raison du point d'inflexion.

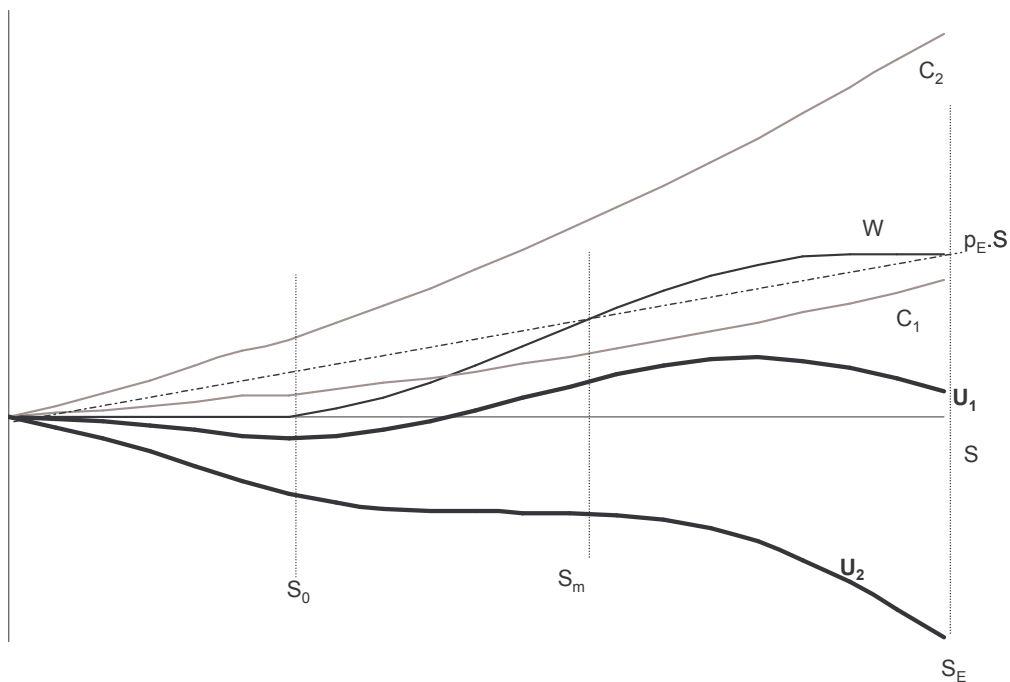


Figure 3 : utilité du régulateur ( $W$ ), coût de mise en place de pratiques alternatives par les agriculteurs ( $C_1$  et  $C_2$ ) et utilité sociale ( $U_1$  et  $U_2$ ), en fonction de la surface contractualisée lorsque la technologie environnementale est convexe

Bien entendu, si les fonctions  $\delta^2 W / \delta K^2$  et  $d^2 K / dS^2$  ne sont pas monotones, le signe de  $d^2 W / dS^2$  peut très bien ne pas être constant (Rondeau, 2001).

Plus simplement, la présence d'effet de seuil est généralement connue, et l'incertitude porte sur la valeur précise du seuil dans un contexte local. En général, les agriculteurs disposent de moins d'information que les décideurs publics sur les processus environnementaux.

Dans ce cas, la difficulté est de proposer et d'assurer le suivi de contrats qui produiront une information supplémentaire sur ces processus et fourniront les valeurs des seuils. Une démarche itérative qui prévoit plusieurs étapes de contractualisation est nécessaire. Sans asymétrie d'information, des contrats standards sont offerts dans une première étape dans quelques zones représentatives délimitées selon l'objectif environnemental et les possibles effets de seuil associés. S'il existe des sites aux caractéristiques proches, différents contrats  $(e, p)$  peuvent être testés pour découvrir les valeurs critiques plus rapidement et avec une plus grande précision. Commencer avec des niveaux d'effort et de paiements associés élevés, offrant un profit confortable aux agriculteurs, peut avoir des avantages : la probabilité

de production du bien environnemental étant plus élevée, le coût social net de la première étape de contractualisation sera probablement plus faible, même si le surplus social n'atteint pas le coût du programme. De plus, un succès environnemental encouragera les agriculteurs pour les prochaines étapes de contractualisation, alors qu'un échec les aurait découragés. A la fin du suivi du programme, le régulateur saura *ex-post* si les seuils ont été atteints ou pas. Dans certains cas, il est pertinent d'offrir un paiement supplémentaire aux contractants pour qu'ils réalisent eux-mêmes une partie du suivi. Le processus itératif, dans lequel les résultats des étapes précédentes sont pris en compte, permet au régulateur d'atteindre le contrat optimal pas à pas et de le proposer à d'autres zones selon les recommandations de Wu (2004). Notons cependant la difficulté de mise en œuvre d'un tel processus dans le cas fréquent d'un temps de latence du milieu aux efforts environnementaux, qui ralentit l'acquisition de données pertinentes.

Une coopération active entre scientifiques, décideurs publiques, agriculteurs et organisations environnementales devrait créer un contexte dans lequel les impacts environnementaux attendus, les procédures de suivi et les contrats sont définis à chaque étape en tenant compte des résultats précédents. Dans un tel contexte, les interrelations entre les différentes mesures décrites dans la littérature, notamment sur les programmes de conservation d'espèces menacées (Wu, 2004), pourraient également être intégrées dans l'élaboration des contrats futurs.

Lorsque de plus la fonction de coût des agriculteurs est partiellement inconnue par le régulateur, annoncer une surface minimale de contractualisation pour déclencher la signature par le régulateur du contrat  $(e, p, S_m)$  n'est plus utile lorsque la valeur du seuil est inconnue. L'analyse *ex-post* des contrats  $(e, p)$  fournira l'information nécessaire sur la fonction de production environnementale des agriculteurs. Une fois encore, la révélation du consentement à recevoir des agriculteurs sous différents scénarios peut fournir des informations complémentaires intéressantes. Par exemple, l'influence de la probabilité de l'effet environnemental recherché associée à différents contrats peut être testée, avant qu'une telle probabilité soit elle-même estimée.

Le problème d'aléa moral est plus difficile à appréhender parce que l'identification de la source d'échec du programme est impossible. Encore une fois, la proposition précédente d'un contrat collectif avec un consortium d'agriculteurs sera préférée si le consortium est lui-même intéressé dans le processus de capitalisation de connaissances sur la technologie environnementale. De façon évidente, les agriculteurs n'accepteront pas que les paiements soient entièrement conditionnés par l'observation d'un effet environnemental qui ne dépend

pas entièrement de leurs efforts. Un système de partage du risque entre le régulateur et le consortium devra être négocié.

Lorsque des biotopes remarquables sont menacés par l'évolution économique d'une région, Perrings et Pearce (1994) montrent que l'incertitude sur les seuils est souvent associée avec une incertitude et une irréversibilité des dommages potentiels et de leurs coûts sociaux. Dans ce cas, les outils économiques conventionnels ne sont pas utilisables car aucun optimum n'est calculable : les décisions concernant la préservation de ces biotopes reposent alors sur des critères non économiques. La préservation du *statu quo* est assurée par des pénalités dont le montant doit être élevé par rapport au profit privé du non respect des normes. De nombreux programmes agro-environnementaux sont utilisés pour préserver de l'abandon et de l'intensification agricole des sites remarquables comme certains marais, des tourbières ou des prairies sèches de montagne. L'utilisation des résultats de Perrings et Pearce justifie des paiements suffisamment élevés pour empêcher une utilisation alternative des terres dans les sites sélectionnés par les décideurs publics. Parfois, ces paiements ne correspondent à aucun effort tangible de l'agriculteur.

Des études empiriques établissent l'existence d'un consentement à payer des agriculteurs pour la mise en place de mesures agro-environnementales (Vanslebrouck et al., 2002, Dupraz et al., 2002). Dans ces études, l'effet sur l'environnement des mesures proposées a été évalué à l'échelle de l'exploitation (nidification d'oiseaux protégés dans les prairies par exemple). Nous allons présenter deux exemples, dans lesquels l'effet sur l'environnement des mesures proposées ne peut se mesurer qu'à une échelle supérieure à celle de l'exploitation.

#### **4. Impact environnemental et comportement des agriculteurs**

##### **4.1 Consentement à payer pour améliorer de la qualité de l'eau**

Le bassin versant du Don est situé en Loire Atlantique. Ce bassin, dont le sous-sol est principalement composé de schistes, a une superficie totale de 705 km<sup>2</sup>, dont 55 000 hectares de surface agricole utile. L'activité principale est agricole (moins de 40 habitants au km<sup>2</sup>). Sur ce bassin, les agriculteurs produisent essentiellement du lait (70 % des exploitations possèdent un atelier lait), de la viande bovine, des céréales. Le Don se jette dans la Vilaine un peu en amont d'une station de captage d'eau destinée à être rendue potable. Il présente une eau de qualité dégradée sur le paramètre azote (les concentrations en nitrates, mesurées par la DIREN, dépassent 50 mg/l en fin d'hiver en 95-96, 96-97 et 97-98) et plutôt bonne sur le paramètre phosphore. Les diagnostics de risque de pollution

réalisés sur le bassin mettent l'accent sur l'absence de relation statistique entre le système de production agricole et la pollution générée. Par contre, certaines pratiques comme les apports de fumiers sur prairies âgées avant retournement ou la fertilisation excessive des cultures fourragères sont mises en avant comme facteurs de risque. Ces pratiques sont particulièrement fréquentes dans les ateliers laitiers.

Les exploitations laitières du bassin versant du Don sont soumises à la réglementation nationale (Installations Classées pour la protection de l'environnement) et au programme d'action de la Directive Nitrates, élaboré par le département et actualisé tous les quatre ans. Le programme en vigueur en 2003 comporte des pratiques culturelles obligatoires (le bassin du Don est situé en zone vulnérable au sens de la Directive Nitrates) mais dont l'application et les effets sont difficiles à vérifier : fertilisation raisonnée, interdiction d'apports de fumiers sur retournements de prairies de plus de 6 ans, interdiction d'utilisation d'engrais organiques près des ruisseaux et fossés, etc.

Au cours de l'hiver 2000-2001, la population de 868 exploitations a été stratifiée en fonction des systèmes de production (système lait, système lait associé à un atelier hors sol, production de viande bovine naisseur, etc.), puis un échantillon a été tiré de façon aléatoire avec un effectif proportionnel à la taille de la strate (10 % de chaque strate). Une enquête, menée par les conseillers de la Chambre d'agriculture et le *Cemagref*, a porté sur les productions, les pratiques de fertilisation actuelles, leur évolution depuis 5 ans et leur évolution prévue, la manière dont l'éleveur envisage l'environnement et ses projets de développement (Turpin, *et al.*, 2005).

Plus des deux tiers des agriculteurs interrogés indiquent une volonté d'adopter des pratiques plus respectueuses de l'environnement, en dehors de tout programme de subvention (Figure 4). Certaines pratiques, comme réduire les doses d'azote minéral sur les maïs, imposent peu de contraintes aux exploitants. D'autres au contraire sont contraignantes car elles demandent plus de travail que les pratiques traditionnelles : c'est le cas du transfert des fumiers des maïs vers les prairies (augmentation des distances et du temps d'épandage). Certaines modifications, comme l'augmentation de la surface en prairies, s'inscrivent dans une politique de réduction des charges sur l'exploitation. L'enquête montre que l'adoption des modifications de pratiques diffuse progressivement sur le bassin : en l'absence d'aides spécifiques, elles sont prudemment testées par les agriculteurs avant d'être adoptées et les réseaux auxquels appartiennent les agriculteurs a une influence nette sur cette adoption.

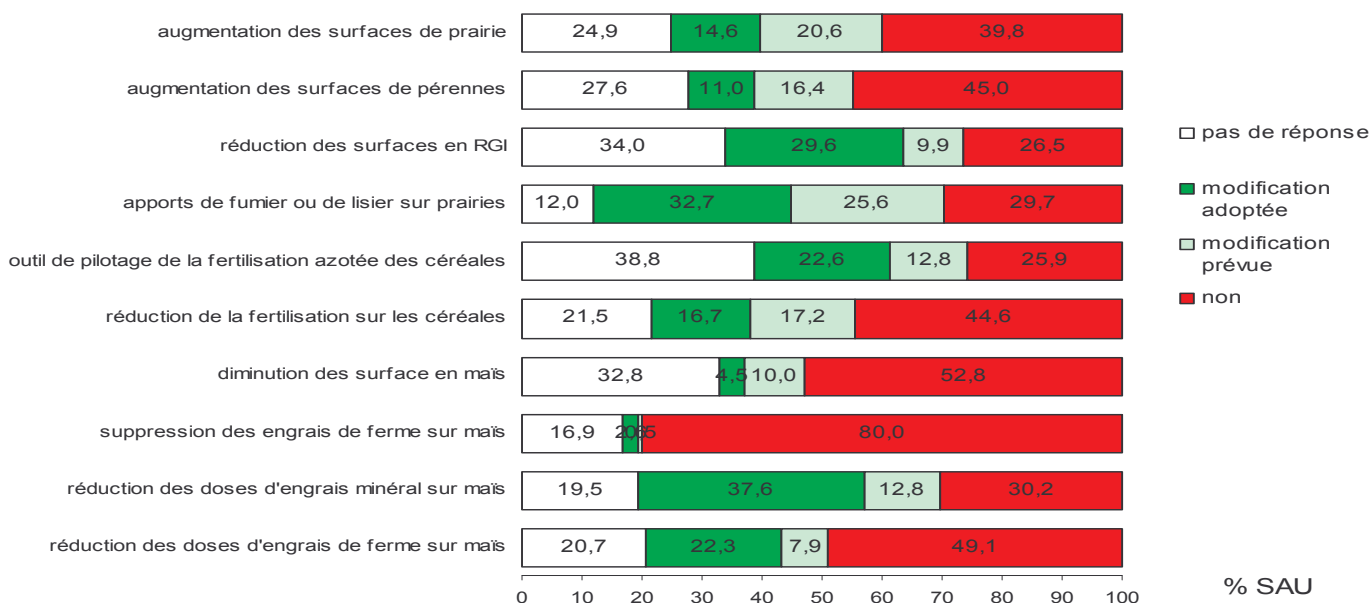


Figure 4 : modifications réalisées et envisagées par les agriculteurs du bassin du Don en 2000

Certains agriculteurs affirment ne pas vouloir modifier leurs pratiques pour contribuer à améliorer la qualité de l'eau du Don, mais ils n'exploitent que 15,7 % de la SAU du bassin. *A contrario*, 45,2 % de la SAU est exploitée par des agriculteurs qui envisagent spontanément des modifications dont l'effet attendu sur la qualité de l'eau est moyen ou important.

Au cours de l'enquête, une question ouverte sur les raisons des changements prévus par l'agriculteurs indique que :

- plus de la moitié des agriculteurs (65,4 %) ne voit pas d'objection à adopter des pratiques plus respectueuses de l'environnement, pour certains (30 %) même si elles ne sont pas associées à des subventions.
- mais 13,4 % des agriculteurs déclarent que de telles pratiques ne sont pas nécessaires sur leurs propres exploitations, parce qu'ils gagnent bien leur vie et sont contents de ce qu'ils réalisent : ces agriculteurs associent systématiquement modifications de pratiques et subventions et considèrent que puisqu'ils n'ont pas besoin de revenus supplémentaires, ils n'ont pas besoin de modifier leurs pratiques pour recevoir la subvention associée à ce changement.
- certains agriculteurs (6,6 %) n'envisagent aucune modification de pratiques à caractère environnemental car ils ont des difficultés financières : de ce fait, une modification des pratiques n'est adoptée que si elle permet d'augmenter le revenu de

l'exploitant, l'état de l'environnement étant considéré comme accessoire face aux difficultés du moment.

- enfin, une proportion non négligeable d'exploitants (13,9 %), surtout des agriculteurs âgés, n'indiquent aucune intention de modifier quoi que ce soit sur leur exploitation, et certainement pas pour des considérations environnementales.

Si les simulations hydrologiques réalisées sur le bassin indiquent que cet engagement spontané ne couvre pas une surface suffisante pour qu'un effet se fasse sentir rapidement sur la qualité de l'eau (voir Turpin *et al.*, 2005 pour détails), il illustre le consentement à payer des agriculteurs de ce bassin pour une eau de meilleure qualité.

Les mesures réalisées dans l'eau par le Conseil général de Loire Atlantique à l'exutoire du bassin du Don ne montrent pas d'évolution nette de sa qualité. Une enquête a été menée à l'automne 2004 auprès du même échantillon d'agriculteurs. Les premiers résultats indiquent un découragement de ces agriculteurs vis-à-vis de la qualité de l'eau ; ce découragement est aussi associé au contexte plus général d'évolution des prix des produits et d'augmentation des contraintes réglementaires. Les agriculteurs se tournent désormais strictement vers des mesures environnementales rémunérées soit dans le cadre de MAE/CTE/CAD, soit directement par les communes (entretien des chemins) qu'ils n'envisageaient pas en 2000. Ces mesures ont toutes en commun une visibilité de l'effort de l'agriculteur (CIPAN<sup>2</sup>, implantation de haies, etc.).

#### **4.2 Elaboration de programmes itératifs d'implantation de bandes enherbées**

Dans le cas où les impacts environnementaux des mesures mises en oeuvre sont tangibles, la motivation des agriculteurs augmente, allant jusqu'à la mise en place d'une coopération forte.

Les bandes enherbées représentent une technique qui permet de limiter les écoulements superficiels et par là même de protéger les cours d'eau des polluants potentiels contenus dans ces écoulements (ITCF et Agences de l'Eau, 1998). Leur effet est maintenant relativement bien connu, grâce à de nombreux dispositifs expérimentaux. Un régulateur souhaitant proposer d'implanter des bandes enherbées pour la protection effective d'un cours d'eau se trouve dans la situation décrite au 3.1.1 : il connaît la technologie, peut anticiper l'existence d'un seuil, ignore la valeur exacte de ce seuil, et n'a pas de connaissance des fonctions de coût des agriculteurs pour l'implantation de ces bandes.

---

<sup>2</sup> CIPAN : culture intermédiaire piège à nitrates

Le département d'Ille et Vilaine s'est trouvé dans cette situation, et a mis en place un dispositif original pour élaborer permettant la coopération des agriculteurs. Le Conseil général a cherché à inciter les agriculteurs à implanter des bandes enherbées le long des berges de rivières pour protéger la qualité de l'eau et a utilisé pour cela une approche volontaire, financée par des contrats. Plusieurs étapes se sont succédées avant d'arriver à la forme actuelle du contrat (Kerhouas, 2003). Les contrats initiaux étaient ceux signés dans le cadre des MAE pour la période 1994-1999. Sur la période 1994-1999, 536 contrats et 1406 ha ont été concernés par la création de bandes enherbées. Le budget total était de 2 900 000 € dépensés pour au final peu d'impact environnemental mesurable. Un audit mené sur les contrats signés sur le département a alors suggéré que les impacts des bandes enherbées ne sont efficaces physiquement et mesurables qui si 60 % des rives d'une rivière sont sous contrat. La dispersion des contrats dans l'espace a rendu quasi inefficace les contrats en cours. Aucune réflexion locale sur le terrain n'avait permis d'obtenir une mobilisation suffisante permettant l'impact environnemental recherché. La continuité territoriale est importante pour ce type de contrat. Les élus et les techniciens pensent que cette continuité permettra de voir des effets des mesures sur la faune et la flore ainsi que sur la qualité des eaux. Ceci ne pourra être qu'un stimulant pour l'ensemble des partenaires impliqués (Lancelot, 2001).

Fort de cette expérience, le Conseil général s'est lancé dans un nouveau processus d'élaboration des contrats. Un premier bassin versant a été choisi pour cette nouvelle approche. Après deux ans, seuls 11 exploitants de la zone concernée avaient signé un contrat. Le seuil de 60% des rives souhaité par le Conseil général n'était donc pas encore atteint. Les contrats ont été payés et suivi normalement mais une nouvelle tentative a été mise en place. Un second bassin versant a donc été choisi, en introduisant cette fois, non pas un objectif de 60 % des rives, mais un pré-requis pour la signature des contrats. Tant que les déclarations d'intention de contracter ne concernaient pas 60% des rives de la zone ciblée, les contrats n'étaient pas engagés. Cette tentative a conduit à la signature de 34 contrats sur la nouvelle zone concernée, dépassant ainsi le seuil des 60% recommandés.

Les zones ciblées sont prioritairement des zones sous Contrat Eau Paysage Environnement (CEPE) signé avec le Conseil général. Ce type de contrat prévoit au niveau du territoire intercommunal la réalisation d'un diagnostic environnement du territoire avec définition et mise en œuvre d'un programme d'actions et au niveau départemental la coordination des programmes locaux. Le dispositif bandes enherbées est l'une des actions mise en œuvre



dans le cadre de ce contrat. Ainsi la mise en œuvre de ce dispositif se fait sur un territoire où la volonté de travailler à la reconquête de l'eau est présente.

Le budget alloué à ce programme atteint 760 000 € pour la période 2001/2006. Trois types de contrat sont possibles. Le premier consiste à créer des bandes enherbées par reconversion des terres arables en herbages extensifs le long des rivières pour 375 Euros/ha, si la culture initiale est céréalière. Les herbages ainsi créés ne seront fauchés qu'une fois par an, ne recevront que 70 unités d'Azote et accueilleront seulement 1,4 Unités Gros Bovins par ha. Le second contrat prévoit également la création de bandes enherbées par reconversion des terres arables en prairies temporaires pour 259 Euro/ha. Ces prairies pourront recevoir 210 unités d'azote, pourront être cultivées en trèfle, être fauchées trois fois par an, et accueillir 1,8 Unité Gros Bovins par ha. Un désherbant sélectif pourra y être appliqué. Le dernier type de contrat est le maintien de bandes enherbées par gestion extensive de prairies pour 63,6 Euro/ha.

Ces montants sont majorés de 20% par le Conseil général si les mesures sont adoptées dans le cadre d'un CTE. Ces contrats concernent l'implantation ou la gestion de bandes enherbées de 20m de large. Les bandes enherbées doivent être implantées après un diagnostic précis des conditions territoriales. L'implantation des bandes enherbées doit se faire à des endroits précis du bassin versant afin d'avoir un impact mesurable sur la qualité de l'eau.

Des conventions particulières ont été élaborées afin de mettre en œuvre ce dispositif. La responsabilité de l'instruction des dossiers est déléguée à l'ADASEA d'Ille et Vilaine qui assure également l'animation. Le CNASEA est l'organisme payeur expérimenté.

Une convention avec la préfecture d'Ille et Vilaine a été signée. Cette convention engage l'Etat dans la mise en œuvre du dispositif. Cet engagement évite au Conseil général d'avoir à notifier sa politique à la commission européenne, et permet le co-financement des contrats par le FEOGA section garantie.

Dans cet exemple, on constate dans un premier temps la capitalisation par le Conseil général d'expériences locales pour déterminer la valeur du seuil (audit). Dans un second temps, une gestion évolutive des modalités de signature des contrats a permis d'élaborer progressivement un contrat de type  $(e, p_E, S_m)$  qui garantit un effet environnemental. Nous ne disposons pas d'éléments permettant de déterminer si la surface contractualisée atteint finalement la valeur  $S_m$  ni si le bien être social est positif.

## 5. Conclusion

Le consentement à payer des agriculteurs pour la mise en place sur leur propre exploitation de mesures agri-environnementales est un élément qu'un nombre croissant d'études empiriques met en évidence (Dupraz, *et al.*, 2002, 2003). Ce consentement à payer doit être pris en compte par le régulateur, non seulement dans un objectif de bonne utilisation des fonds publics, mais aussi pour assurer une dynamique de contractualisation et une coopération des agents dans la durée.

En présence d'effet de seuil, le conditionnement du paiement à une intention de contractualisation ( $S_m$ ) supérieure à la surface nécessaire au franchissement du seuil ( $S_0$ ) permet au régulateur de favoriser une solution coopérative, même en présence d'asymétries d'information sur la fonction de coût et le consentement à payer des agriculteurs. Le mécanisme proposé dans ce papier est applicable concrètement, ainsi que l'illustre le cas décrit en Ille et Vilaine. Un tel processus n'est pas optimal et peut être amélioré par une construction évolutive reposant sur la capitalisation des connaissances locales.

A l'échelle d'un territoire, les collectivités locales sont les plus compétentes pour réaliser l'animation associée à une construction évolutive, maintenir la motivation et la coopération entre les différents acteurs, bureaux d'étude, associations environnementales, groupements de producteurs, industries d'amont et aval, agriculteurs et leurs représentants.

Dans une région donnée, un processus itératif de capitalisation des connaissances sur des petites zones pertinentes permet de définir pas à pas un contrat optimisé, qui sera dans un second temps proposé à d'autres zones. Les contraintes budgétaires auxquelles sont soumises les collectivités vont induire une compétition entre ces zones et une interaction avec leur développement qui doivent être intégrées dans un modèle régional.

## Références :

- Asner, G. P., et Vitousek, P. M., 2005, Remote analysis of biological invasion and biogeochemical change." *Proceedings Of The National Academy Of Sciences Of The United States Of America*, 102 (12), 4383-4386.
- Bonnieux F., Dupraz P., Retière C., 2001, Farmer's supply of environmental benefits » in Erling Vardal (Ed.) "*Multifunctionality of Agriculture*", *Seminar Proceedings*, February 16-

- 18, Department of Economics of the University of Bergen- Research Council of Norway, pp105-133.
- Bontems, P., Rotillon, G., et Turpin, N., 2005, Self-selecting agri-environmental policies with an application to the Don watershed, *Environmental and Resource Economics*, 31, 275-301.
- Dasgupta, P., et Maler, K.-G., 2003, The Economics of Non-convex Ecosystems: Introduction, *Environmental and Resource Economics*, 26 (4), 499-525.
- Dupraz P., Vanslebrouck I., Bonnieux F., Van Huylenbroeck, 2002, Farmers' participation in european agri-environmental policies, *X<sup>th</sup> congress of the European Association of Agricultural Economists*, Zaragoza (Spain), 28-31 août 2002, 14 p.
- Dupraz P., Vermersch D., Henry de Fraham B. et Delvaux L., 2003, The environmental supply of farm households : A flexible willingness to accept model, *Environmental and Resource Economics*, Vol.25 n°3 pp. 171-189.
- Dupraz P. et Rainelli P., 2004, Institutional approaches to sustain rural landscapes in France, in Brouwer F.(ed.) *"Sustaining Agriculture and the Rural Economy"*, Edward Elgar Publishing, pp162-182.
- Dupraz P., Latouche K. et Bonnieux F., 2004, Economic implication of scale and threshold effects in agri-environmental processes, in *Proceedings of 90th EAAE Seminar: Multifunctional agriculture, policies and markets: understanding the critical linkage*, Rennes, October 28-29, 2004).
- Eureval C3E, 2003. Evaluation à mi-parcours portant sur l'application en France du règlement C.E n°1257-1999 du Conseil, concernant le soutien au développement rural, partie sur le soutien à l'agro-environnement (chapitre VI du R.D.R.) et le contrat territorial d'exploitation en Basse-Normandie, Rapport final MAE, 15 juin 2003, 164 pages.
- 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), pp83-103.
- Holmstrom, B., 1982, Moral Hazard in Teams, *Bell Journal of Economics*, 13(2), 324-340.
- Instance Nationale d'Evaluation du Contrat Territorial d'Exploitation. 2003. Le programme CTE, Rapport d'évaluation. Décembre 2003, 177 pages.
- ITCF, Agences de l'eau, 1998. Etude de l'efficacité des dispositifs enherbés, 30 Pages, Septembre
- Kennedy, T. A., Naeem, S., Howe, K. M., Knops, J. M. H., Tilman, D., et Reich, P., 2002, Biodiversity as a barrier to ecological invasion, *Nature*, 417(6889), 636-638.
- Kerhouas Y., 2003, La mise en œuvre de mesures Agro-environnementales sur le département d'Ille et Vilaine. Dispositif "Bandes Enherbées, rapport du conseil général d'Ille et Vilaine. 70p.

- Laffont J.-J. et Martimort D., 2002, *The Theory of Incentives: The Principal-Agent Model*, Princeton University Press, 360 p.
- Lancelot F., 2001, Le renouveau des bandes enherbées le long des rivières, *La Terre*, semaine du 28 Février au 6 Mars 2001.
- Levin, S. A., 1998, Resilience in Natural and Socioeconomic Systems, *Environment and Development Economics*, 3(2), 222-234.
- Lines, M., 2005, Intertemporal Equilibrium Dynamics with a Pollution Externality, *Journal of Economic Behavior and Organization*, 56(3), 349-364.
- Maler, K.-G., 2000, Development, Ecological Resources and Their Management: A Study of Complex Dynamic Systems, *European Economic Review*, 44(4-6), 645-665.
- Mitra, T., et Roy, S., 2006, Optimal exploitation of renewable resources under uncertainty and the extinction of species, *Economic Theory*, 28, 1-23.
- Morris, C. et Potter, C., 1995, Recruiting the new conservationists: farmers' adoption of agri-environment schemes in the UK, *Journal of Rural Studies* 11: 51-63.
- Muradian R. 2001. "Ecological thresholds: a survey", *Ecological Economics*, 38 (1), pp 7-24.
- Nature centre, 2002. Les bandes enherbées et les zones tampons, d'après le séminaire technique organisé à Orléans le 21 Juin 2002, 15 p.
- OCDE, 2003, *Voluntary Approaches for Environmental Policy - Effectiveness, Efficiency and Usage in Policy Mixes*, Paris.
- Pascal Consultants - CNASEA, 2003. Evaluation des MAE et CTE à mi-parcours en Bretagne. Rapport final provisoire, Juin 2003, 75 pages.
- Perrings C., Pearce D., 1994. Threshold effects and Incentives for the Conservation of Biodiversity, *Environmental and Resource Economics* 4, pp. 13-28.
- Rondeau, D., 2001, Along the Way Back from the Brink, *Journal of Environmental Economics and Management*, 42(2), 156-182.
- Segerson, K., 1988, Uncertainty and incentives for nonpoint pollution control, *Journal of Environmental Economics and Management*, 15, 87-98.
- Toman, M. A., et Withagen, C., 2000, Accumulative Pollution, "Clean Technology," and Policy Design, *Resource and Energy Economics*, 22(4), 367-384.
- Turpin, N., Bontems, P., Rotillon, G., Barlund, I., Kaljonen, M., Tattari, S., Feichtinger, F., Strauss, P., Haverkamp, R., Garnier, M., Porto, A. L., Benigni G., Leone, A., Ripa M.N., Eklo O.M., Romstad E., Bordenave, P., Bioteau, T., Birgand, F., Laplana, R., Lescot, J.-M., Piet, L., et Zahm, F., 2005, AgriBMPWater: systems approach to environmentally acceptable farming, *Environmental Modelling and Software*, 20/2 (Policies and Tools for Sustainable Water Management in the European Union - Edited by R.A. Letcher and C. Giupponi), pp. 187-196.

- 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.
- Weisner, S. E. B., Strand, J. A., et Sandsten, H., 1997, Mechanisms regulating abundance of submerged vegetation in shallow eutrophic lakes, *Oecologia*, 109(4), 592 - 599.
- Wirl, F., 1999, Complex, Dynamic Environmental Policies, *Resource and Energy Economics*, 21(1), 19-41.
- Wirl, F., 2004, Thresholds in Concave Renewable Resource Models, *Ecological Economics*, 48(2), 259-267.
- Wu J., 2004, Using Sciences to improve the economic efficiency of conservation policies, *Agricultural and Resource Economics Review*, 33(1), pp 18-23.

## Working Papers INRA - Unité ESR Rennes

- 04-02 Designing policies for the supply of non-commodity outputs under farms' heterogeneity, Bontems P., Rotillon G., Turpin N.
- 04-01 Investement and financial constraints of Polish farmers. Latruffe L.
- 03-10 Technical efficiency and farm financial management in countries in transition. Davidova S., Latruffe L.
- 03-09 La réforme de la PAC de 2003, le principe du découplage des aides directes et la régionalisation : Quels impacts sur le secteur européen de la pomme de terre ? Gohin A.
- 03-08 Farm credit and investment in Poland : A case study. Latruffe L.
- 03-07 Une politique agricole commune au service de l'emploi ? Analyse économique du modèle de l'agriculture paysanne de la Confédération paysanne. Gohin A., Guyomard H.
- 03-06 The phasing out of EU agricultural export subsidies:Impacts of two management schemes. Gohin A., Gautier P.
- 03-05 The Fischler's Proposals for the Common Agricultural Policy: Paving the Way for the Future? Guyomard H., Le Bris K.
- 03-04 Mesures agro-environnementales et demande de travail agricole. Dupraz P.
- 03-03 The Specification of Price and Income Elasticities in Computable General Equilibrium Models: An application of Latent Separability Gohin A.
- 03-02 Les exploitations agricoles polonaises à la veille de l'élargissement : structure économique et financière Latruffe L.
- 03-01 La mesure du pouvoir de vote Chantreuil F., Andjiga N-G., Lepelley D.
- 02-06 Technical and scale efficiency of crop and livestock farms in Poland : Does specialisation matter ? Latruffe L., Balcombe K., Davidova S., Zawalinska K

- 02-05 Determinants of technical efficiency of crop and livestock farms in Poland Latruffe L., Balcombe K., Davidova S., Zawalinska K.
- 02-04 The new banana import regime in the european union : A quantitative assessment Guyomard H., Le Mouël C.
- 02-03 Farm credit rationing and government intervention in Poland Latruffe L., Fraser R.
- 02-02 Reducing farm credit rationing : An assessment of the relative effectiveness of two government intervention schemes Latruffe L., Fraser R.
- 02-01 Tariff protection elimination and Common Agricultural Policy reform : Implications of changes in methods of import demand modelling. Gohin A., Guyomard H., Le Mouël C.