



Agriculture et
Agroalimentaire Canada

Agriculture and
Agri-Food Canada



Analyse critique et comparative d'un ensemble de mesures d'intervention agroenvironnementale mises en œuvre dans d'autres pays

© Sa Majesté la Reine du Chef du Canada, représentée par le ministre de l'Agriculture et de l'Agroalimentaire Canada (2011).

N° de catalogue A125-14/2011F-PDF

ISBN 978-1-100-97983-0

N° AAC 11614F



Analyse critique et comparative d'un ensemble de
mesures d'intervention agroenvironnementale mises
en œuvre dans d'autres pays
(01B68-5-0158)

RAPPORT FINAL

OCTOBRE 2006

Groupe AGÉCO
2014, boul. Jean-Talon Nord, bureau 307, Québec (Québec) G1N 4N6
Tél. : (418) 527-4681 Téléc. : (418) 527-7101 www.groupeageco.ca

Centre international Unisféra
2001 Marie-Anne Est, Montréal (Québec) H2H 1M5
Tél. : (514) 527-2636 Téléc. : (514) 527-0612 www.unisfera.org

RAPPORT PRÉSENTÉ À

Agriculture et Agroalimentaire Canada

ÉQUIPE DE RÉALISATION

Responsables du mandat

Karel Mayrand
Daniel-Mercier Gouin

Réalisation du mandat

Isabelle Charron
Stéphanie Dionne
Cyril Michaud

Correction linguistique

Monique Mercier
Annie Brochu

SOMMAIRE

L'agriculture pratiquée au Canada et plus généralement dans les pays de l'Organisation de coopération et de développement économiques (OCDE) a subi des transformations importantes au cours de la dernière génération. Les nouveaux impératifs des marchés agricoles et les innovations technologiques ont amené une intensification de la production agricole. Si cette intensification a mené à des gains de productivité importants, ses effets sur les écosystèmes (eau, sols, air et biodiversité) soulèvent des préoccupations croissantes.

Traditionnellement, les gouvernements des pays de l'OCDE, le Canada inclu, ont fait appel à un éventail de mesures afin d'assurer la protection des agroécosystèmes. Les interventions agroenvironnementales étaient principalement axées sur des mesures contraignantes et des formes de soutien financier aux producteurs. Ce cadre d'intervention semble aujourd'hui avoir atteint ses limites, tant au plan des résultats obtenus que du rapport coûts-avantages des interventions.

D'autre part, les contraintes financières et institutionnelles auxquelles font face les gouvernements des pays de l'OCDE les forcent à redéfinir leurs actions en matière agroenvironnementale afin d'atteindre les objectifs voulus à moindre coût. À cela s'ajoute une réforme en profondeur des mesures de soutien agricole suite à la conclusion de l'Accord sur l'Agriculture dans le cadre du cycle de l'Uruguay Round.

C'est ainsi que les pays de l'OCDE ont amorcé un virage vers de nouveaux modes d'intervention en matière agroenvironnementale qui font appel à une diversité d'instruments, incluant des mesures contraignantes, des instruments économiques axés sur les incitatifs et des mesures consultatives ou institutionnelles. L'objectif de la présente étude est de fournir une analyse de diverses mesures développées par les pays de l'OCDE pour l'atteinte d'objectifs agroenvironnementaux. Cette analyse est effectuée en fonction de quatre grands critères, soit :

- l'atteinte des objectifs environnementaux ;
- l'analyse coûts-avantages ;
- l'appui institutionnel et financier requis et
- les effets collatéraux.

L'étude vise également à tirer de l'analyse de ces mesures des conclusions générales pour le développement et la mise en œuvre de mesures agroenvironnementales (MAE) au Canada.

Les mesures agroenvironnementales à étudier ont été choisies en tenant compte d'une série de critères (fréquence des mesures, durée d'utilisation, variété de pays, variété de types de mesure, mesures appliquées à plus ou moins grande échelle, mesures innovantes et originales), de l'information disponible et des besoins du groupe de travail sur les Biens et Services écologique (B&SE). Six mesures ont finalement été retenues pour une analyse

en profondeur, en accord avec le groupe de travail. Le tableau suivant présente ces mesures.

Mesures retenues

Pays	Types de mesure	Description de la mesure
France	Incitatifs économiques	Contrat territorial d'exploitation (CTE)
Angleterre	Incitatifs économiques	Environmental Stewardship Scheme (ESS) + Countryside Stewardship Scheme (CSS) + Environmental Sensitive Areas Scheme (ESAS)
États-Unis	Contraignante	Conservation Compliance + Sodbuster + Swampbuster
États-Unis	Incitatifs économiques	Conservation Reserve Program (CRP)
Danemark	Incitatifs économiques	Taxes sur les pesticides
Australie	Consultative	National Action Plan For Salinity And Water Quality (NAP) / National Market-Based Instruments Pilots Program

Une grille d'analyse commune a été utilisée pour l'évaluation des six mesures agroenvironnementales, basée sur les éléments suivants mis de l'avant par le Groupe de travail sur les B&SE :

- cycle de vie ou étapes de l'élaboration de la mesure (contexte, enjeu environnemental, facteurs ayant mené à l'élaboration de la mesure);
- efficacité sur le plan environnemental;
- efficience économique;
- coûts liés à l'administration et à la conformité;
- finances publiques
- effets socioéconomiques plus vastes (compétitivité, structures des échanges, répartition des revenus, collectivités rurales);
- changements d'attitude et de comportement (ceux des agriculteurs, de l'industrie agricole ou des fonctionnaires à l'égard de l'environnement);
- effets dynamiques et innovation.

Précisons que selon les mesures, notamment leur longévité et l'information disponible à leur sujet, ces critères n'ont pas tous pu être vérifiés avec le même niveau de détails.

L'étude comporte deux principales contraintes méthodologiques qu'il convient de souligner avant d'en présenter les conclusions. Tout d'abord, l'analyse des mesures agroenvironnementales se heurte à des difficultés identifiées par l'OCDE, incluant les suivantes :

- manque d'information sur les impacts environnementaux des diverses mesures ;
- connaissances incomplètes sur les liens entre les actions prises par les agriculteurs et les effets environnementaux ;
- difficulté d'isoler l'impact d'une mesure des autres facteurs qui influencent l'environnement et
- décalage entre l'introduction d'une mesure et l'apparition des changements environnementaux.

Plusieurs des limites des MAE analysées dans ce rapport sont reliées à ces contraintes d'ordre méthodologique. Ainsi, l'évaluation des retombées environnementales est un défi majeur principalement pour deux raisons : l'expérience est trop récente pour que l'on puisse bien apprécier les résultats, ou encore il s'avère difficile d'attribuer les retombées strictement au programme, même si le projet est implanté depuis un certain temps: que serait-il arrivé en l'absence du programme, qu'en est-il de la conscientisation environnementale qui est survenue en général dans la population et qui a pu entraîner à elle seule des changements de comportements et de pratiques agricoles, quels autres facteurs ont pu influencer l'état des ressources environnementales, etc. Autrement dit, le « toute chose étant égale par ailleurs » n'existe pas.

Quant au calcul des retombées économiques, plus qu'un défi, il apparaît quasi impossible à effectuer. D'une part, les bénéfiques de préserver la faune et la flore ne se mesurent pas en dollars, malgré les tentatives de faire avancer les méthodes en ce sens. L'estimation par contingence, qui implique des coûts majeurs, n'apparaît pas comme une façon adéquate et pertinente de chiffrer les bénéfiques environnementaux. D'autre part, l'estimation des coûts de mise en œuvre, de fonctionnement et de suivi d'une MAE semble extrêmement difficile, comme plusieurs programmes gouvernementaux d'ailleurs. En effet, plusieurs dépenses reliées à l'implantation et au maintien d'un programme, tels que les coûts administratifs, sont capturées dans des dépenses budgétaires globales, par exemple celles d'un ministère. De plus, il arrive souvent que des MAE soient implantées à la suite de programmes précédents, impliquant une période de transition où la distinction entre les coûts des programmes n'est pas très nette. De même, un programme qui prend la relève d'un autre bénéficie d'une certaine expérience et de structure déjà en place, par exemple si des outils informatiques ont été développés, qui viennent alléger d'autant les coûts de mise en œuvre du nouveau programme.

Face à ces difficultés rencontrées, il semble utile de mentionner quelques-unes des recommandations de l'OCDE à l'endroit des concepteurs de MAE afin d'améliorer l'évaluation des mesures agroenvironnementales, et éventuellement leur conception :

- développer des indicateurs environnementaux et économiques utilisés pour l'évaluation ;
- renforcer la collecte de données permettant une analyse coûts/bénéfices pour fin d'évaluation de la mesure ;
- développer les connaissances en matière d'estimation des bénéfices environnementaux;
- privilégier une approche multidisciplinaire ;
- déterminer des jalons afin de constater les progrès accomplis, avec des objectifs principaux et des cibles intermédiaires et
- bâtir un cadre générique des enjeux/questions à considérer lors des évaluations.

Sans une amélioration des méthodes d'évaluation et de suivi des mesures agroenvironnementales, il apparaît difficile d'en améliorer l'efficacité et le rapport coût-avantages.

L'étude permet néanmoins de tirer des enseignements riches pour guider le choix des interventions agroenvironnementales qui seront éventuellement mises en place dans le contexte canadien. Elle tire les principaux constats qui se dégagent de l'analyse des six mesures agroenvironnementales étudiées, notamment en ce qui a trait à leurs facteurs de succès et d'insuccès.

Une première conclusion qui se dégage de la présente étude est qu'aucun type de mesure agroenvironnementale ne s'impose comme solution à privilégier pour l'atteinte d'objectifs environnementaux. Le choix du type de mesure à mettre en place doit être guidé par un certain nombre de considérations, incluant la nature de l'objectif environnemental visé, les ressources humaines et financières disponibles, le type d'agriculture pratiqué et le contexte socio-économique dans lequel la mesure sera mise en œuvre.

En second lieu, on peut conclure de l'analyse réalisée dans le cadre cette étude que la détermination d'objectifs clairs et précis est une condition fondamentale de réussite des MAE. Il s'agit dans ce cas de préciser l'objectif environnemental visé et de l'accompagner de cibles détaillées, tant sur le plan quantitatif que géographique, notamment de clarifier si les objectifs sont pertinents à l'échelle locale, régionale ou nationale.

L'adéquation entre les objectifs visés et les instruments déployés est une autre condition de succès des mesures agroenvironnementales. L'approche privilégiée dans les MAE analysées dans cette étude est la contractualisation, à une exception près. Or, les critères d'attribution des contrats et les conditions qui y sont rattachées peuvent être très variés et avoir un impact important sur l'efficacité et l'efficacité-coût d'une MAE. Dans l'ensemble, on constate que les paiements ciblés génèrent de meilleurs résultats à moindre coût que les paiements fondés sur des objectifs généraux à grande échelle.

On constate par ailleurs lors de l'analyse des MAE que plusieurs objectifs coexistent souvent de manière implicite dans leur conception et leur mise en œuvre. Parmi ceux-ci, mentionnons les suivants :

- maximiser l'efficacité environnementale de la MAE ;
- optimiser le rapport coût-avantage de la MAE ;
- minimiser coûts administratifs pour l'état et/ou les producteurs ;
- rehausser les revenus des producteurs ;
- contrôler l'offre de produits agricoles ;
- favoriser certaines cultures ;
- mettre en œuvre un cadre de politique agricole (par exemple la PAC) ;
- se conformer aux accords de l'OMC ;
- améliorer les perceptions du public ;
- etc.

Bien que plusieurs de ces objectifs soient complémentaires, des compromis sont fréquemment nécessaires et ceux-ci peuvent affecter l'efficacité de la MAE. La coexistence d'objectifs explicites et implicites peut créer des interférences qui nuisent à la conception et aux résultats des mesures.

L'étude a d'ailleurs permis de dégager certaines conclusions quant aux compromis qui doivent être faits dans la conception et la mise en œuvre des MAE. Une des tensions qui ressort se retrouve entre, d'une part, la précision et le ciblage des MAE - qui sont reliés à leur efficacité - et d'autre part leur flexibilité, qui est directement reliée à l'adhésion des producteurs lorsqu'il s'agit de mesures volontaires. Le compromis optimal demeure difficile à atteindre : trop de flexibilité risque de diminuer l'efficacité environnementale de la mesure alors qu'un ciblage trop rigide risque de diminuer l'adhésion des producteurs, la superficie couverte par la mesure et donc son impact environnemental. D'autre part, des contrats trop détaillés peuvent augmenter les coûts administratifs et décourager la participation des producteurs. La plupart des mesures contractuelles étudiées ont fait face à ces difficultés.

Par ailleurs, on note que certaines mesures environnementales ciblent dans les faits certaines catégories de producteurs alors qu'elles visent une adhésion plus générale. Par exemple, bien que des mesures d'éco-conditionnalité soient accessibles à l'ensemble des producteurs agricoles, elles entraînent dans les faits la participation d'une clientèle particulière : celle qui dépend des soutiens gouvernementaux.

La question de l'adhésion aux programmes volontaires est donc intimement liée à l'efficacité des MAE. En présence de contractualisation sur base individuelle, une MAE peut n'être qu'une « goutte d'eau dans un bassin versant ». Cependant, les problèmes environnementaux ont généralement des causes sur lesquelles il faut agir collectivement. L'approche volontaire peut donc s'avérer insuffisante pour intervenir sur des problématiques précises qui nécessitent un changement de comportement à grande échelle. La contractualisation collective de groupes de producteurs peut s'avérer efficace pour répondre à cette problématique.

Parmi les autres facteurs de succès des MAE, la mise en place d'outils d'accompagnement apparaît essentielle pour assurer une bonne participation des producteurs agricoles, notamment lors de l'introduction de mécanismes de marchés complexes. Bien que des

mesures de formation, de renforcement des connaissances et de diffusion d'information puissent être coûteuses lors de la mise en œuvre d'une mesure, il s'agit d'un investissement qui peut améliorer l'efficacité et l'efficience de la mesure de manière significative en plus de susciter l'adhésion d'un plus grand nombre de producteurs.

Un autre facteur de succès est l'inclusion de jalons dans les contrats et le versement de paiements lors de l'atteinte d'objectifs précis. Ceci permet de s'assurer de l'efficacité environnementale de la mesure. De plus, les paiements aux producteurs peuvent être conçus de manière à favoriser l'amélioration continue, ce qui implique que ceux-ci soient basés non seulement sur les coûts assumés par les producteurs mais aussi sur les bénéfices environnementaux générés. Par contre, les paiements s'effectuent à court terme, alors que les bénéfices environnementaux s'obtiennent généralement à moyen et long terme. Enfin, un plafond sur les paiements peut limiter les risques de dépassement des coûts de mise en œuvre de la mesure mais également constituer un frein à la performance.

Dans la conception du programme, la rémunération des bonnes pratiques de gestion de l'environnement déjà appliquées par les producteurs (sans incitation particulière) se pose. Ceci permet de maintenir des pratiques qui sans rémunération risqueraient de disparaître et/ou de diffuser à plus large échelle des bonnes pratiques; l'inconvénient de ce choix étant un coût budgétaire plus important, à court terme du moins. Dans le cas contraire, la conception du programme demande à connaître de façon précise le portrait des pratiques agroenvironnementales déjà adoptées par les producteurs afin de ne rémunérer que de nouvelles pratiques ou des pratiques encore trop peu répandues. Ce faisant, cela peut également avoir pour effet de discriminer des producteurs qui ont adopté de bonnes pratiques plus rapidement que la majorité.

Parmi les facteurs qui limitent l'efficacité des MAE, on retrouve celui de l'interférence parfois créée par d'autres politiques agricoles ou par des conditions du marché qui créent des contre incitatifs à l'atteinte d'objectifs environnementaux. Le retrait ou des réformes aux politiques existantes peuvent parfois être nécessaires au succès d'une MAE. Par ailleurs, l'évolution des prix des productions agricoles sur les marchés peut rendre les incitatifs économiques d'une MAE inefficaces. Il est donc essentiel de bien analyser l'évolution des marchés agricoles lors de la conception et de la mise en œuvre de MAE.

Bien que l'analyse des MAE demeure une science imparfaite reposant sur des données incomplètes ou parfois inexistantes, le développement de la littérature et la multiplication des expériences positives et négatives permettent de mieux comprendre ces mesures. La présente étude a permis de dresser un tableau de l'état des connaissances de six mesures représentant trois catégories identifiées par l'OCDE. Ces connaissances pourront alimenter le développement de MAE efficaces et efficaces dans le contexte canadien.

TABLE DES MATIÈRES

1.	Introduction	1
1.1	La diversification des mesures agroenvironnementales	1
1.1.1	L'approche des Biens et Services Écologiques	2
2.	Portrait des mesures agroenvironnementales dans les pays de l'OCDE	3
3.	Évaluation des mesures agroenvironnementales.....	6
3.1	Les difficultés liées à L'évaluation	6
3.2	Les constats et recommandations.....	7
4.	Mesures étudiées.....	10
4.1	Sélection des mesures retenues pour l'analyse	10
4.2	Les critères d'analyse.....	10
4.3	Contrat Territorial d'exploitation, France.....	12
4.3.1	Cycle de vie	12
4.3.2	Efficacité environnementale	18
4.3.3	Efficienc e économique	21
4.3.4	Changement d'attitude et de comportements.....	25
4.3.5	Effet dynamique et innovant	25
4.3.6	Bilan	26
	Bibliographie	30
4.4	Environmental Stewardship Scheme, Angleterre	33
4.4.1	Cycle de vie	33
4.4.2	Efficacité environnementale	39
4.4.3	Efficienc e économique	42
4.4.4	Bilan	47
4.5	Conservation Compliance, Sodbuster et Swampbuster, États-Unis	53
4.5.1	Cycle de vie	53
4.5.2	Efficacité environnementale	57
4.5.3	Efficienc e économique	61
4.5.4	Bilan	64
	Bibliographie	65
4.6	Conservation Reserve Program, États-Unis	66
4.6.1	Cycle de vie	66
4.6.2	Efficacité environnementale	73
4.6.3	Efficienc e économique	79
4.6.4	Effets socio-économiques plus vastes	85

4.6.5	Bilan	89
Bibliographie		93
4.7	Taxe sur les pesticides, Danemark.....	97
4.7.1	Cycle de vie	97
4.7.2	Efficacité environnementale	99
4.7.3	Efficiency économique	104
4.7.4	Bilan	106
Bibliographie		108
4.8	Australian national markets based instruments pilot program	110
4.8.1	Cycle de vie	110
4.8.2	Analyse des projets-pilotes sélectionnés	120
4.8.2.1	Catchment Care - Developing an Auction Process for Biodiversity and Water Quality Gains	120
4.8.2.2	Dryland Salinity Credit Trade	124
4.8.2.3	Green Offsets for Sustainable Regional Development	129
4.8.2.4	Adoption of New Land Management Practices through Conservation Insurance.....	134
4.8.3	Efficacité environnementale du National MBIs Pilots Program ..	138
4.8.4	Efficiency économique du National MBIs Pilots Program	139
4.8.5	Bilan général du National MBIs Pilots Program.....	142
Bibliographie		146
5.	Bilan général	149

LISTE DES TABLEAUX

Tableau 2.1 Inventaire des mesures agroenvironnementales par type de mesure concerné	3
Tableau 2.2 Bilan des mesures agroenvironnementales répertoriées pour les pays de l'OCDE, par pays et par type de mesure	4
Tableau 4.1 Mesures retenues	10
Tableau 4.2 Dépenses du FEOGA-Garantie, en 2003 (millions d'euro)	24
Tableau 4.3 Personnel (Équivalent Temps Plein) et temps requis pour la préparation du CTE, moyenne nationale	24
Tableau 4.4 Exemple de mesure du ELS : les bandes enherbées sur les terres cultivées (EE1 et EE2).....	36
Tableau 4.5 Analyse Coût-Bénéfice de quelques ESAS, données en milliers de £.	43

Tableau 4.6 Paiements directs relatifs aux politiques de conservation des milieux humides et/ou des sols sensibles à l'érosion	54
Tableau 4.7 Programmes de prêt gouvernementaux relatifs aux pratiques de conservation des milieux humides et/ou des sols sensibles à l'érosion	55
Tableau 4.8 Méthodes de conservation les plus fréquemment utilisées sur les terres agricoles sensibles à l'érosion soumises à une obligation de conformité	56
Tableau 4.9 Bénéfices et coûts du Conservation Compliance: estimations annuelles régionales	62
Tableau 4.10 Tableau comparatif du CRP, CCRP et CREP	69
Tableau 4.11 Principales Étapes d'élaboration du CRP	70
Tableau 4.12 Impact du CRP sur l'érosion du sol, millions de tonnes par année	74
Tableau 4.13 Impact du CRP sur l'environnement.....	76
Tableau 4.14 Bienfaits environnementaux et sociaux du CRP identifiés par les participants au programme, par régions agricoles ^{1,2} (en %)	78
Tableau 4.15 Estimation des bienfaits environnementaux du CRP, millions de dollars	82
Tableau 4.16 Contrats actifs, avril 2004 ¹	85
Tableau 4.17 Aspects négatifs du CRP identifiés par les participants au programme, par région ^{1,2}	89
Tableau 4.18 Taux de taxe sur les pesticides, Danemark, 1996 et 1998.....	98
Tableau 4.19 Fréquence de traitement, par type de pesticide et fréquence de traitement total, 1990 à 1996 (dose par hectare)	100
Tableau 4.20 Évolution des quantités vendues d'ingrédients actifs pour usages agricoles, 1990 à 1996 (tonnes).....	100
Tableau 4.21 Revenus tirés de la taxe sur les pesticides, Danemark, 1994 à 2004	104
Tableau 4.22 Impact de la réduction des pesticides sur l'agriculture et l'économie, Danemark	105
Tableau 4.23 Caractéristiques des projets-pilotes	112
Tableau 4.24 Facteurs à considérer lors de l'utilisation de certains mécanismes de marché.....	116
Tableau 4.25 Description of Round One MBI Pilots	117
Tableau 4.26 Comparison of the cost effectiveness of Catchment Care and WMAP accounting for both funding and implementation costs.	123
Tableau 4.27 Impediments addressed by recommended design features.....	126
Tableau 4.28 Project Expenditure	130
Tableau 4.29 Principles for applying offsets	131
Tableau 4.30 Raisons des retards de mise en œuvre et attentes face à ces contraintes ..	133
Tableau 5.1 Synthèse des mesures agroenvironnementales étudiées	155

LISTE DES FIGURES

Figure 4.1 L'architecture du Règlement de Développement Rural et son lien avec le CTE	13
Figure 4.2 Système de financement du deuxième pilier - Développement Rural 2000-2006	17
Figure 4.3 Répartition des mesures régionales par niveau de compensation (toutes régions confondues)	23
Figure 4.4 Stratégie environnementale anglaise.....	34
Figure 4.5 Superficie contractualisée, CSS et ESAS, 1987 à 2004	40
Figure 4.6 Dépenses gouvernementales totales associées au CSS et ESAS (en million de £)	45
Figure 4.7 Pourcentage de changement de l'érosion du sol en excédant de l'indice « T », 1982-1997.....	59
Figure 4.8 Inscription au CRP et participation à des programmes précédents, millions d'acres, 1982-2002	71
Figure 4.9 Distribution des terres du CRP, juillet 2004 ¹	72
Figure 4.10 Distribution des contrats et des superficies inscrites au CRP selon les principales pratiques de conservation, 2001 ¹	73
Figure 4.11 Catégorie de coûts de transaction reliés à la mise en oeuvre d'une politique ¹	84
Figure 4.12 Consommation de pesticides, Danemark, 1990 à 2001, tonnes	101
Figure 4.13 Évolution de la superficie de terres arables, Danemark, 1990 à 2003	102
Figure 4.14 Typologie des instruments de marché	111

1. INTRODUCTION

Avant de présenter le profil des six mesures étudiées, il convient d'introduire quelques éléments de contexte entourant l'élaboration et l'évaluation des mesures agroenvironnementales. La première section du rapport rappelle le contexte qui a mené à élargir les politiques agricoles vers des politiques agroenvironnementales. Le portrait des mesures agroenvironnementales mises en place dans les pays de l'OCDE constitue la deuxième section du rapport. Pour chacun des pays, on y présente les mesures adoptées par type d'approche (loi, incitatif économique, etc.). La troisième section présente une courte revue de littérature sur la question de l'évaluation des mesures agroenvironnementales. Cette section mettra en relief l'état des connaissances et des outils développés pour évaluer la performance des mesures agroenvironnementales, ce qui décrit par ailleurs le type et la qualité de la documentation qui était disponible pour procéder à l'analyse des six mesures étudiées dans le présent rapport. Enfin, la dernière section présente justement le résultat de ces analyses. Pour faciliter la consultation et la lecture du rapport, chacune des mesures d'intervention agroenvironnementale se présente de façon indépendante, avec un bref bilan, sa bibliographie et ses annexes. Le rapport se termine avec des constats et une conclusion générale.

1.1 LA DIVERSIFICATION DES MESURES AGROENVIRONNEMENTALES

L'agriculture pratiquée au Canada et plus généralement dans les pays de l'OCDE a subi des transformations importantes au cours de la dernière génération. Les nouveaux impératifs des marchés agricoles et les innovations technologiques ont amené une intensification de la production agricole (Agriculture et Agroalimentaire Canada, 2003). Si cette intensification a mené à des gains de productivité importants, ses effets sur les écosystèmes (eau, sols, air et biodiversité) soulèvent des préoccupations croissantes.

Traditionnellement, les gouvernements des pays de l'OCDE, le Canada inclus, ont fait appel à un éventail de mesures afin d'assurer la protection des agroécosystèmes. Les interventions agroenvironnementales étaient principalement axées sur des mesures contraignantes et des formes de soutien financier aux producteurs. Ce cadre d'intervention semble aujourd'hui avoir atteint ses limites, tant au plan des résultats obtenus que du rapport coûts-avantages des interventions.

D'autre part, les contraintes financières et institutionnelles auxquelles font face les gouvernements des pays de l'OCDE les forcent à redéfinir leurs actions en matière agroenvironnementale afin d'atteindre les objectifs voulus à moindre coût. À cela s'ajoute une réforme en profondeur des mesures de soutien agricole suite à la conclusion de l'Accord sur l'Agriculture dans le cadre du cycle de l'Uruguay Round (Mayrand & al. 2003).

C'est ainsi que les pays de l'OCDE ont amorcé un virage vers de nouveaux modes d'intervention en matière agroenvironnementale qui font appel à une diversité d'instruments, incluant des mesures contraignantes, des instruments économiques axés sur les incitatifs et des mesures consultatives ou institutionnelles (OCDE, 2000).

Au Canada, le Cadre Stratégique pour l'Agriculture (CSA) fournit un nouveau cadre qui fixe des objectifs auxquels les provinces, les territoires et le gouvernement fédéral ont adhéré. Au plan des mesures agroenvironnementales, il prévoit des objectifs de réduction des risques agricoles en matière de santé et d'approvisionnement en eau, de santé des sols, de qualité de l'air et de biodiversité. Il comprend également l'établissement de diagnostics agroenvironnementaux et le développement et la mise en œuvre de plans agroenvironnementaux comprenant une amélioration des pratiques en matière de gestion des nutriments, de la protection des cultures, des sols et des eaux, des nuisances et de la biodiversité. Ce cadre stratégique agroenvironnemental est assorti d'indicateurs et de mesures de mise en œuvre, notamment en matière d'instruments et de capacité d'intendance. À cet égard, le CSA prévoit des activités de recherche et développement afin notamment d'identifier et d'évaluer des nouvelles pratiques de gestion respectueuses de l'environnement.

1.1.1 L'APPROCHE DES BIENS ET SERVICES ÉCOLOGIQUES

Afin de contribuer à l'évolution future des politiques agroenvironnementales, la notion de B&SE est à l'étude par les gouvernements fédéral, provinciaux et territoriaux. Les B&SE réfèrent à la production par les écosystèmes de biens et services qui ont une valeur économique, sociale ou culturelle pour les sociétés humaines (Whitten & al., 2003). L'évaluation des écosystèmes pour le Millénaire regroupe les biens et services écologiques en quatre catégories : les services de prélèvement, les services de régulation, les services d'auto-entretien et les services culturels (Millenium Ecosystem Assessment 2003).

Les implications d'un passage à une approche axée sur les B&SE doivent être cernées pour mieux évaluer la contribution potentielle d'une telle approche sur l'efficacité et l'efficacité de la politique agro-alimentaire au Canada. Ce passage suggère que les politiques et programmes agro-environnementaux soient développés de sorte que l'objectif premier soit la provision de B&SE. Des mécanismes de ciblage des interventions pourraient nécessiter une attention particulière pour atteindre cet objectif, de même que le choix d'une gamme de programmes appropriée.

Afin d'assurer un niveau souhaitable d'offre de B&SE, les pays de l'OCDE font appel à une variété d'approches et d'instruments permettant d'atteindre les objectifs agroenvironnementaux voulus plus efficacement et à moindre coût. La prochaine section présente d'ailleurs brièvement le panorama des mesures agroenvironnementales mises en place par les pays de l'OCDE. Ce portrait permet de constater quels types de mesures semblent davantage privilégiés jusqu'à maintenant.

2. PORTRAIT DES MESURES AGROENVIRONNEMENTALES DANS LES PAYS DE L'OCDE

Une revue exhaustive des mesures agroenvironnementales existant dans les pays de l'OCDE a été effectuée en s'appuyant sur *l'Inventaire des mesures relatives aux problèmes environnementaux en agriculture* de cette organisation. Outre la banque de données de l'OCDE, la collecte de données s'est faite à partir d'autres sources officielles telles que les agences gouvernementales. La littérature scientifique a également été consultée.

Les tableaux suivants permettent quelques observations sur ces mesures. D'abord, le Tableau 2.1 dresse l'inventaire des mécanismes d'intervention par grand type de mesure, en se basant sur la typologie développée par l'OCDE : mesures contraignantes, instruments axés sur les incitatifs économiques et mesures consultatives et institutionnelles.

Tableau 2.1
Inventaire des mesures agroenvironnementales par type de mesure concerné

Type de mesures	
Contraignantes + incitatifs économiques + consultatives et institutionnelles	2
Contraignantes + incitatifs économiques	6
Contraignantes + consultatives et inst.	6
Incitatifs économiques + consultatives et inst.	26
Contraignantes	87
Consultatives et institutionnelles	117
Incitatifs économiques	129
Grand Total	373

Source : Inventaire des mesures relatives aux problèmes environnementaux en agriculture de l'OCDE, compilation Unisféra-Groupe AGECO

Sur l'ensemble des mesures inventoriées dans la base de données de l'OCDE, 35 % (129 sur 373) sont des instruments axés sur les incitatifs économiques. Les mesures consultatives et institutionnelles (31 %) et les mesures contraignantes (23 %) figurent ensuite parmi les types de mesures les plus utilisées par les pays de l'OCDE. Notons que les programmes de recherche et développement comptent pour bon nombre des mesures de nature consultative et institutionnelle recensées. Enfin, il est intéressant de constater que très peu de mécanismes d'intervention combinent plus d'un type de mesure. Sur ce plan, la combinaison d'incitatifs économiques avec des mesures consultatives et institutionnelles constitue l'amalgame le plus souvent retrouvé (7 % des mesures agroenvironnementales).

La classification des mesures par objectifs d'intervention donne une autre perspective. Alors que la plupart (36 %) des mesures consultatives et institutionnelles répondent à un objectif général d'intervention agroenvironnementale, les mesures de type incitatifs économiques visent surtout à intervenir dans la préservation des ressources naturelles et le

maintien du paysage. Enfin, les mesures contraignantes semblent motivées à part égale par des objectifs de réduction de pollution (35 %) et préservation des ressources naturelles et le maintien du paysage (33 %).

Le Tableau 2.2 présente le bilan des mesures par pays de l'OCDE. Il distingue les types de mesures privilégiés par pays ou groupe de pays dans le cas de l'Union Européenne. On constate que l'implantation d'incitatifs économiques est l'approche adoptée par plusieurs pays d'Europe, notamment en Belgique (73 %) et en Allemagne (56 %). À l'inverse, les États-Unis (50 %), le Canada (50 %), et la Nouvelle-Zélande (68 %) semblent favoriser les mesures consultatives et institutionnelles. Les mesures contraignantes n'en sont pas pour autant délaissées comme moyen d'intervention. En effet, l'Union Européenne, le Japon, l'Irlande, la Suède et la Suisse ont conservé entre 30 % et 50 % de leurs mécanismes d'intervention dans une forme plus conventionnelle, soit celle de type normative (contraignante).

Tableau 2.2
Bilan des mesures agroenvironnementales répertoriées pour les pays de l'OCDE,
par pays et par type de mesure

Pays	Types de mesure*							Grand Total
	1	1,2	1,2,3	1,3	2	2,3	3	
Australie	7		2	4	4	5	10	32
Belgique	6				28		4	38
Canada	7				2	4	13	26
Union Européenne	6	2			3		1	12
Allemagne	5	1		1	19		8	34
Irlande	9				11		1	21
Japon	4					1	3	8
Mexique	4				7	2	2	15
Nouvelle-Zélande	4	1			2		15	22
Portugal	7				14		13	34
Suède	10				16		6	32
Suisse	9	1			12		5	27
Etats-Unis	9	1		1	11	14	36	72
Total	87	6	2	6	129	26	117	373

Source : Inventaire des mesures relatives aux problèmes environnementaux en agriculture de l'OCDE, compilation Unisféra-Groupe AGECO

* LÉGENDE

- 1: Mesures contraignantes
- 2: Incitatifs économiques
- 3: Mesures consultatives et institutionnelles

L'inventaire de l'OCDE présente néanmoins certaines limites, notamment dans son niveau de détail géographique. Ainsi, plusieurs pays de l'Union Européenne ne sont pas documentés de manière individuelle. Le constat est le même pour les mesures qui seraient

initiées par un palier gouvernemental provincial ou étatique. Enfin, même si la plupart des mesures inventoriées s'accompagnent d'une brève présentation (coût, description, historique, etc.), la banque de données ne permet qu'une première exploration. Il est nécessaire d'effectuer des recherches plus approfondies pour bien comprendre les rouages des mesures, leur contexte socio-politique, mode de financement, d'application, etc. Le présent mandat vise précisément à documenter à un niveau de détail plus élevé six de ces mesures agroenvironnementales.

Ainsi, un regard critique sera posé sur les expériences de certains pays en matière de mesures agroenvironnementales : quel contexte socio-politique a mené à l'élaboration des mesures étudiées ? Quel est le mode de fonctionnement de ces mesures, leur degré de complexité ou leur simplicité d'application ? Lesquelles s'avèrent les plus efficaces, d'une part pour atteindre les objectifs agroenvironnementaux, et d'autre part d'un point de vue économique? Quels facteurs de succès ou d'insuccès se dégagent des expériences de ces pays?

Avant de présenter notre analyse de ces mesures, il convient de faire le point sur l'état des connaissances internationales en matière d'évaluation des mesures agroenvironnementales. La prochaine section présente cet état des lieux et permet de décrire le type et la qualité de la documentation qui était disponible pour procéder à l'analyse des six mesures étudiées dans le présent rapport.

3. ÉVALUATION DES MESURES AGROENVIRONNEMENTALES

L'émergence des mesures agroenvironnementales met en évidence la nécessité de procéder à leur évaluation. Pourtant, il semble que l'importance accordée à ce type de politique ne se reflète pas encore dans le développement de nouvelles méthodes d'évaluation. Il est encore chose courante de calquer les modèles utilisés pour les mesures traditionnelles (Lactacz, 2004).

Malgré l'intérêt récent qui leur est porté, les instruments et mécanismes agroenvironnementaux constituent un domaine de connaissance et d'application qui se situe encore à un stade de développement et d'apprentissage (OCDE 2005, p.101); la relative jeunesse de la plupart de ces mesures, et donc le peu de données scientifiques accumulées, rend plus difficile leur appréciation. La littérature à ce sujet rapporte les difficultés reliées tant à l'élaboration qu'à l'évaluation de politiques agroenvironnementales (OCDE 2005, Lactacz 2004).

Les travaux de l'OCDE constituent néanmoins une des quelques références en matière de conception et d'évaluation des politiques agroenvironnementales. Un colloque s'est tenu précisément sur la question de l'évaluation des politiques agroenvironnementales en décembre 2004. L'évènement avait pour objectifs de revoir et analyser les outils et méthodes utilisés pour l'évaluation des mesures agroenvironnementales par les pays de l'OCDE, et de mieux appréhender les liens entre les politiques, les pratiques agricoles et les impacts environnementaux (OCDE, 2005).

Puisque les analyses du présent mandat se basent sur des données et des évaluations existantes, il est particulièrement pertinent de rapporter les constats et recommandations issus de ce colloque. Ces derniers soulignent par le fait même les limites du matériel utilisé dans l'évaluation des mesures agroenvironnementales sélectionnées.

3.1 LES DIFFICULTÉS RELIÉES À L'ÉVALUATION

Des difficultés reliées à l'évaluation des mesures agroenvironnementales sont identifiées dans la littérature (Lactacz, 2004; OCDE, 2005). Parmi les difficultés, notons :

- Absence d'information complète ou satisfaisante sur les impacts environnementaux des mesures agroenvironnementales ;
- Maîtrise déficiente des relations entre les changements environnementaux et les actions prises par les producteurs agricoles ;
- Influences multiples sur l'environnement et difficulté d'isoler les sources de changements, autant celles de nature politique (la ou les mesures mise en œuvre) que naturelle (changement climatique, changement technologique propre à une évolution technologique, etc.) ;

Décalage entre l'évaluation de la politique et l'apparition des changements : les effets sur l'environnement de même que les changements de mentalité sont généralement des impacts de long terme, alors que l'échéancier des politiques, et donc de leur évaluation, est souvent de court terme;

Facteur humain : comment connaître le comportement des producteurs agricoles s'il n'y avait pas eu l'application de mesures agroenvironnementales? Autrement dit, comment évaluer les bénéfices d'une mesure, sans connaître l'évolution qu'auraient connues les pratiques agricoles et l'état de l'environnement si aucune mesure n'avait été appliquée;

Interférence entre des politiques, par exemple une politique agricole qui encourage la productivité (paiement par unité produite) parallèlement à une mesure agroenvironnementale qui vise à réduire l'utilisation intensive des ressources.

Par ailleurs, certains critères d'évaluation des mesures agroenvironnementales présentent des difficultés supplémentaires. C'est le cas des bénéfices rattachés aux B&SE. Parce que très souvent l'offre et la demande ne sont pas exprimés sur des marchés, donc sans valeur monétaire précise, il est plus difficile de procéder à leur évaluation économique « nette » : s'il est relativement aisé d'estimer les coûts de mise en œuvre d'une mesure qui reconnaît la production de biens et services écologiques par les producteurs agricoles, les gains sont plus difficilement mesurables. Ceux-ci peuvent se traduire par des éléments quantifiables tels que les revenus supplémentaires pour les producteurs, mais également par des bénéfices moins tangibles tels que le maintien d'un paysage, de la biodiversité, etc. Bien que les méthodes d'attribution de valeur à ces biens et services écologiques soient en développement¹, beaucoup de zones grises demeurent.

3.2 LES CONSTATS ET RECOMMANDATIONS

Le colloque tenu par l'OCDE en 2004 a permis aux participants de dresser une liste de constats qui décrivent l'état actuel des méthodes d'évaluation des mesures agroenvironnementales²:

¹ Par exemple au *Symposium national sur les biens et services écologiques (BSE)* en agriculture tenu à Winnipeg en février 2006, on se questionnait sur la façon de mesurer la valeur du capital naturel et des biens et services écologiques.

² Les mesures agroenvironnementales qui ont fait l'objet de discussions lors du colloque de l'OCDE (2005) ont été évaluées par divers outils : Analyse budgétaire (dépenses de mise en œuvre et revenus de l'application, par exemple revenus de taxes); Entrevues, enquête, questionnaire/sondage; Géo-référencement; Analyse simple des accomplissements environnementaux par rapport aux données historiques (ex. taux de nitrate, degré d'érosion des sols, etc.); Analyses statistiques; Comparaison d'échantillons d'exploitations agricoles; Analyse coût/bénéfice; Revue de littérature et consultations publiques sur les forces/faiblesses des mesures; Modélisation; Analyse économique basée sur les données financières des exploitations agricoles;

Absence d'outil pour évaluer adéquatement les bénéfices nets des mesures agroenvironnementales (c'est-à-dire analyse coût-bénéfice, incluant les valeurs non-économiques);

La plupart des analyses économiques conduites par les pays apparaissent peu élaborées. Par exemple, les paiements versés aux producteurs sont utilisés pour mesurer les coûts des programmes, sans capturer le coût social total (par exemple perte sèche des dépenses publiques) ou encore les coûts administratifs et les coûts de transactions;

En général, les évaluations reposent d'abord sur des connaissances issues des sciences naturelles, complétées par des évaluations économiques;

Les mesures agroenvironnementales ont des objectifs environnementaux souvent diffus, peu de cibles spécifiques à l'égard de ressources environnementales ou de problèmes environnementaux qui permettraient d'établir des objectifs spécifiques et vérifiables. Les objectifs peuvent être très variables et peuvent vouloir intervenir sur un problème très circonscrit (problème de qualité d'une rivière) à un problème d'envergure régionale ou nationale relié à l'érosion des sols ou à la biodiversité;

Plusieurs évaluations sont effectuées par une instance gouvernementale. Selon l'OCDE, cela peut entraîner un certain biais (tendance à ne pas souligner les échecs ou les résultats mitigés d'une mesure gouvernementale...).

Une série de recommandations est également issue du colloque de l'OCDE afin d'améliorer l'évaluation des mesures agroenvironnementales. Ces recommandations s'adressent aux représentants gouvernementaux ou organes désignés pour procéder à l'évaluation des mesures. Les principales recommandations sont les suivantes :

Encourager les méthodes statistiques pour l'analyse économique;

Raffiner et développer plus amplement les indicateurs agroenvironnementaux de l'OCDE;

Entreprendre une collecte de données permettant une analyse coûts/bénéfices pour fin d'évaluation de la mesure;

Identifier clairement les critères utilisés et les hypothèses faites au moment de procéder à l'évaluation des politiques agroenvironnementales;

Évaluer les évaluations (système d'audit). Garder un sens critique face au processus d'évaluation;

Bâtir un cadre générique des enjeux/questions à considérer lors des évaluations;

Indicateurs agroenvironnementaux; Évaluation avec l'approche développée par Bennett (Bennett's Early-stage Evaluation) pour évaluer le changement de comportement;

Développer les connaissances en matière d'estimation des bénéfices environnementaux;

Mettre en œuvre plusieurs méthodes d'évaluation, abordées de façon complémentaire et non comme substituables :

- Combiner des mesures qualitatives (opinions d'experts) aux mesures scientifiquement documentées
- Multiplier les sources d'information (données primaires, statistiques sur les intrants, plan de fertilisation, etc.)

Privilégier une approche multidisciplinaire (pas strictement économique par exemple);

Établir un indicateur unique de long terme pour un suivi de long terme avec possibilité de comparaison (« benchmarking »);

Identifier des indicateurs clairs et précis pour mesurer les progrès sur les plans environnemental et économique ;

Déterminer des jalons afin de constater les progrès accomplis, avec des objectifs principaux et des cibles intermédiaires ;

Les indicateurs économiques les plus adéquats relèvent de l'impact sur les revenus des producteurs, plutôt que de l'augmentation des coûts de production. Plusieurs mesures ou programmes n'entraînent que peu d'investissements ou de coûts, mais exigent surtout des changements de pratiques agricoles ou de gestion des sols.

Cette liste de constats et recommandations met en relief l'état des connaissances en matière d'évaluation des mesures agroenvironnementales. Elle informe également des limites auxquelles nous avons été confrontés pour effectuer l'analyse des six mesures retenues. De plus, dans le contexte du présent mandat, le recours à des données secondaires posait d'emblée le problème de la disponibilité et de la fiabilité des statistiques disponibles³.

³ Rappelons qu'une analyse peut s'effectuer selon deux principales approches. D'abord, des analyses ex ante visent à estimer au préalable les effets supposés d'une mesure et leur adéquation avec les changements désirés, de même que les ressources nécessaires à la mise en œuvre et au fonctionnement de la mesure. La modélisation est l'outil privilégié pour accomplir ce genre d'analyse. D'autre part, des évaluations ex post permettent d'effectuer un suivi, de porter un jugement sur l'efficacité de la mesure et de procéder à des ajustements si nécessaire. À l'inverse des évaluations ex ante, les évaluations ex post reposent sur des données empiriques. Par conséquent, une évaluation ex post exige l'établissement préalable d'indicateurs pour pouvoir prendre des mesures. Sans point de départ et point d'arrivée, il est difficile de juger du succès d'une réglementation ou d'une politique. Il s'agit d'une des principales limites de l'approche ex post.

4. MESURES ÉTUDIÉES

4.1 SÉLECTION DES MESURES RETENUES POUR L'ANALYSE

Les mesures agroenvironnementales à étudier ont été choisies en tenant compte d'une série de critères (fréquence des mesures, durée d'utilisation, variété de pays, variété de types de mesure, mesures appliquées à plus ou moins grande échelle, mesures innovantes et originales), de l'information disponible et des besoins du groupe de travail sur les B&SE. Six mesures ont finalement été retenues pour une analyse en profondeur, en accord avec le groupe de travail. Le tableau suivant présente ces mesures.

Tableau 4.1
Mesures retenues

Pays	Types de mesure	Description de la mesure
France	Incitatifs économiques	Contrat territorial d'exploitation (CTE)
Angleterre	Incitatifs économiques	Environmental Stewardship Scheme (ESS) + Countryside Stewardship Scheme (CSS) + Environmental Sensitive Areas Scheme (ESAS)
États-Unis	Contraignante	Conservation Compliance + Sodbuster + Swampbuster
États-Unis	Incitatifs économiques	Conservation Reserve Program (CRP)
Danemark	Incitatifs économiques	Taxes sur les pesticides
Australie	Consultative	National Action Plan For Salinity And Water Quality (NAP) / National Market-Based Instruments Pilots Program

4.2 LES CRITÈRES D'ANALYSE

Une grille d'analyse commune a été utilisée pour l'évaluation des six mesures agroenvironnementales, basée sur les éléments suivants⁴ :

Cycle de vie ou étapes de l'élaboration de la mesure (contexte, enjeu environnemental, facteurs ayant mené à l'élaboration de la mesure)

Efficacité sur le plan environnemental

Efficiéce économique

Coûts liés à l'administration et à la conformité

Finances publiques

⁴ Il s'agit des facteurs listés par le Groupe de travail sur les B&SE.

Effets socioéconomiques plus vastes (compétitivité, structures des échanges, répartition des revenus, collectivités rurales)

Changements d'attitude et de comportement (ceux des agriculteurs, de l'industrie agricole ou des fonctionnaires à l'égard de l'environnement)

Effets dynamiques et innovation

Précisions que selon les mesures, notamment leur longévité et l'information disponible à leur sujet, ces critères n'ont pas tous pu être vérifiés avec le même niveau de détails.

4.3 CONTRAT TERRITORIAL D'EXPLOITATION, FRANCE

4.3.1 CYCLE DE VIE

Contexte et objectif

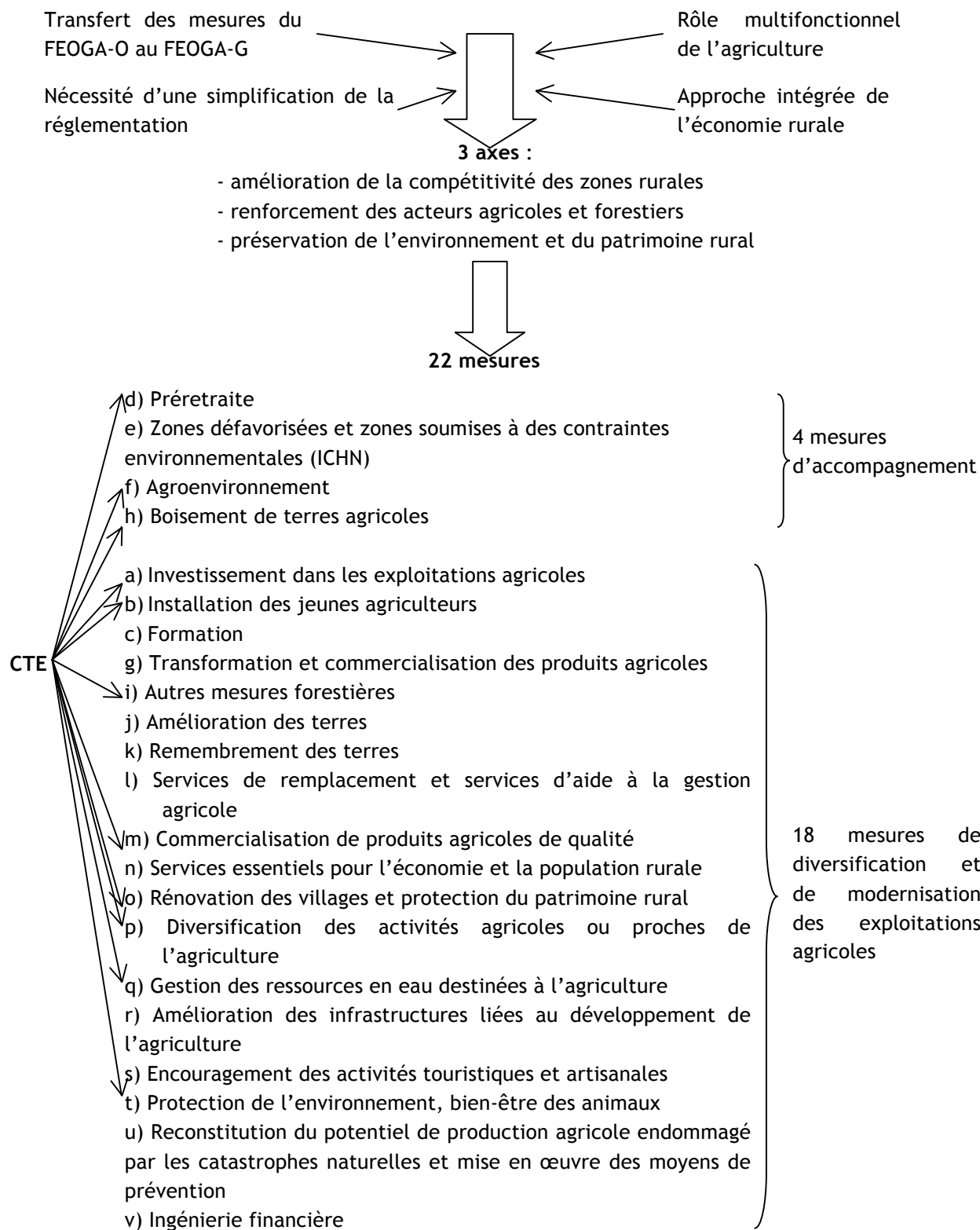
Le Contrat Territorial d'Exploitation (CTE) a été l'outil principal de mise en œuvre des Mesures Agroenvironnementales (MAE) en France, en application du Règlement de Développement Rural Européen (RDR), durant la période 1999-2002 (Oréade-Brèche 2005a). Mentionnons que tous les pays membres de l'Union Européenne ont, depuis 1999, l'obligation de se doter d'un Plan de Développement Rural National (PDRN). Il s'agit d'un des deux instruments de l'application du second pilier de la Politique Agricole Commune (PAC), le deuxième étant les programmes d'initiative communautaires⁵. Le CTE est un outil de développement rural, et non pas uniquement une mesure à visée agroenvironnementale. Cette particularité entraîne plusieurs impacts, notamment en termes de financement de la politique et de son intégration avec les mesures européennes.

La figure suivante, adaptée de CNASEA (2003), présente d'ailleurs l'architecture du RDR et le lien avec le CTE. On y remarque la complexité du dispositif puisque les mesures agroenvironnementales ne sont qu'une partie des mesures pouvant figurer dans le CTE. En parallèle, d'autres éléments de la branche agroenvironnement du RDR (mesure f) pouvaient être adoptés par les producteurs agricoles sans entrer dans le dispositif CTE. On peut citer à ce titre les mesures rotationnelles touchant notamment le tournesol ou la Prime Herbagère Agroenvironnementale (PHAE). Cette complexité s'explique en grande partie par le fait que le CTE était au départ une initiative française figurant dans la Loi d'Orientation sur l'Agriculture de 1999 qui a été remodelée pour s'inscrire dans le cadre européen du PDRN. Ceci a permis à la France de bénéficier du cofinancement de l'UE pour ce programme (Voir 0). Bref, le fait que le CTE soit un instrument de la politique de développement rural, et donc bien plus qu'une mesure agroenvironnementale au sens strict, signifie que son financement relève de multiples sources, dont le deuxième pilier de la PAC, mais aussi du gouvernement français, voire même de collectivités locales. La question du financement du CTE sera élaborée dans une section ultérieure.

⁵ Pour d'avantage d'information à ce sujet, le lecteur est invité à lire CNASEA (2003).

Figure 4.1

L'architecture du Règlement de Développement Rural et son lien avec le CTE



Source : Adapté de CNASEA 2003

Les objectifs assignés aux MAE dans le PDRN français, sont :

- de contribuer à « orienter les exploitations agricoles vers une agriculture durable et multifonctionnelle »;
- de contribuer à « protéger et mettre en valeur le patrimoine écologique » des zones Natura 2000⁶;
- de donner « une inflexion importante de la lutte contre les effets négatifs des politiques agricoles sur l'environnement » (Barbut et Baschet 2005).

Comme nous l'avons évoqué plus haut, le CTE se distingue des dispositifs traditionnels de MAE ne comprenant qu'un volet environnemental, puisqu'il vise aussi « la prise en compte des fonctions économique, environnementale et sociale de l'agriculture et la participation à l'aménagement du territoire, en vue d'un développement durable » (MAAPR 2003). Une autre finalité associée au CTE, bien que plus ou moins explicite, était la recherche d'une certaine « équité territoriale » par le biais d'une logique redistributive des aides (MAAPR 2003, p18-19 et Urbano et Vollet 2005).

Selon les concepteurs du CTE, ce programme devait aussi permettre l'implication et la concertation non seulement avec les représentants du milieu agricole mais aussi avec ceux de diverses associations et institutions (chasseurs, pêcheurs, consommateurs, ONG, collectivités locales, parcs naturels, etc.), selon une approche bottom-up.

Cependant, en raison de dérives importantes dans le budget du programme CTE (explicitées dans une section ultérieure), celui-ci a fait l'objet d'un audit à l'été 2002 qui a conduit au remplacement du CTE par un nouveau programme : le Contrat d'Agriculture Durable (CAD). Le CAD comporte plusieurs changements notables par rapport au CTE :

- le volet socio-économique devient facultatif, ce qui signale une réorientation strictement vers les MAE;
- le nombre d'actions environnementales est réduit afin de concentrer les actions sur les priorités définies au niveau régional. Une même parcelle de terre ne peut recevoir plus de deux mesures surfaciques;
- un plafond moyen de 38 250 \$⁷ par CAD par département, pour la durée du contrat soit cinq ans, est fixé afin de contrôler les dépenses.

⁶ Le réseau Natura 2000 a pour objectif de contribuer à préserver la diversité biologique sur le territoire de l'Union européenne. Il est destiné à assurer le maintien ou le rétablissement dans un état de conservation favorable des habitats naturels et des habitats d'espèces de la flore et de la faune sauvage d'intérêt communautaire. Pour la France, la création de ce réseau doit également contribuer à la réalisation des objectifs de la convention sur la diversité biologique adoptée au Sommet de la Terre de Rio de Janeiro en juin 1992 et ratifiée par la France en 1996 (Source : site Internet de l'Office National des Forêts, dernière consultation 26 mai 2006).

⁷ Soit 27 000€ où 1 € = 1,41678 \$ CAN

Fonctionnement

Le CTE consiste en un contrat d'une durée de cinq années signé entre un producteur agricole et l'État. Il s'agit donc, comme son nom l'indique, « d'un engagement volontaire (un producteur est libre de signer un CTE ou non), à dimension territoriale -au moins en théorie- conçu grâce à la réflexion des différents acteurs autour des enjeux territoriaux » (Vindel et Gergely 2005). Avec la Loi d'Orientation sur l'Agriculture de 1999, qui créait notamment le CTE, les Commissions Départementales d'Orientation Agricole (CDOA) ont été ouvertes à d'autres intervenants (ONGE, groupes de consommateurs, collectivités locales, etc.). Ceci devait permettre une meilleure prise en compte des demandes de la société envers le secteur agricole et une meilleure « territorialisation » des MAE (Urbano et Vollet 2005). Les CDOA, créés en 1995, fusionnaient en fait plusieurs comités et étaient le lieu d'exercice de la cogestion de la filière agricole, caractéristique du modèle français où existe une collaboration étroite entre les organisations professionnelles agricoles et l'État. Le fonctionnement des CDOA et l'implication de nouveaux intervenants dans la définition des enjeux prioritaires a été très variable selon les départements (Urbano et Vollet 2005). On retient cependant une volonté de définir précisément les enjeux environnementaux sur une base territoriale.

La France a conduit un processus de concertation (appelée phase de préfiguration), fin 1998, dans près de 80 départements, pour faire émerger les grandes lignes des futurs contrats-types facilitant la rédaction des futurs CTE individuels (Transrural Initiatives, 6 novembre 1998). Ce travail était un reflet du souhait français d'agir au niveau départemental, mais le palier d'intervention des fonds européens se situe au niveau régional, la France a donc dû par la suite adapter son dispositif et « régionaliser » le CTE.

Dans sa forme originale, le CTE comprenait obligatoirement un volet économique-social et un volet environnemental-territorial⁸. Comme le souligne aussi Rémy (2006), le CTE était conçu dans l'optique d'introduire une « logique de projet » au lieu d'une « logique guichet ». Pour les producteurs agricoles, la première étape du CTE consistait à « établir un bilan du fonctionnement de leur exploitation, sous forme d'autodiagnostic⁹ » ainsi qu'un projet pour leur exploitation (Rémy, 2006). Les agriculteurs choisissaient ensuite les mesures adaptées à leur projet à l'intérieur de deux volets. Un premier volet correspondait à des investissements et dépenses de nature socio-économique ou environnementale (au sens large) et territoriale¹⁰, tandis que le second volet était plus spécifiquement associé aux MAE (Groupe AGÉCO 2005). Initialement, ces MAE devaient être choisies parmi un

⁸ Pour le Contrat d'Agriculture Durable qui remplace le CTE depuis 2003, seul le volet environnemental est obligatoire, le volet économique étant facultatif.

⁹ Les lecteurs intéressés à obtenir des précisions sur le diagnostic d'exploitation sont invités à consulter le document de Urbano et Vollet 2005 aux pages 98-99.

¹⁰ Dans le premier volet, la partie économique et relative à l'emploi traitait des enjeux suivants : emploi, travail, qualité des produits, bien-être animal et économie/autonomie. Le deuxième aspect du premier volet sur la partie territoriale et environnementale couvrait des enjeux relatifs à l'eau, les sols, l'air, la biodiversité, le paysage/patrimoine naturel, le risque naturel et l'énergie (Source : Circulaire du ministère de l'Agriculture du 17 novembre 1999 in MAAPR, 2003, p. 16).

catalogue de mesures selon les enjeux environnementaux régionaux. En effet, conformément aux exigences de l'Union Européenne, les différentes régions françaises étaient chargées de réaliser une synthèse agroenvironnementale relevant les différentes problématiques environnementales et énonçant les priorités d'action de chaque région (Barbut et Baschet 2005). Ces synthèses devaient aussi fournir une sélection de mesures pour chacune des 22 régions françaises. L'annexe 4.3.a rapporte ces actions et un exemple des mesures nationales et régionales qui s'y rattachent¹¹.

Le principe d'indemnisation des MAE prévu dans le règlement européen « consiste en une aide à la surface calculée en fonction des surcoûts et des manques à gagner qu'entraîne pour l'agriculteur le respect de l'engagement, et de l'éventuelle nécessité de fournir une incitation financière plafonnée à 20 % du total des surcoûts et manques à gagner » (CNASEA 2003)¹².

Financement

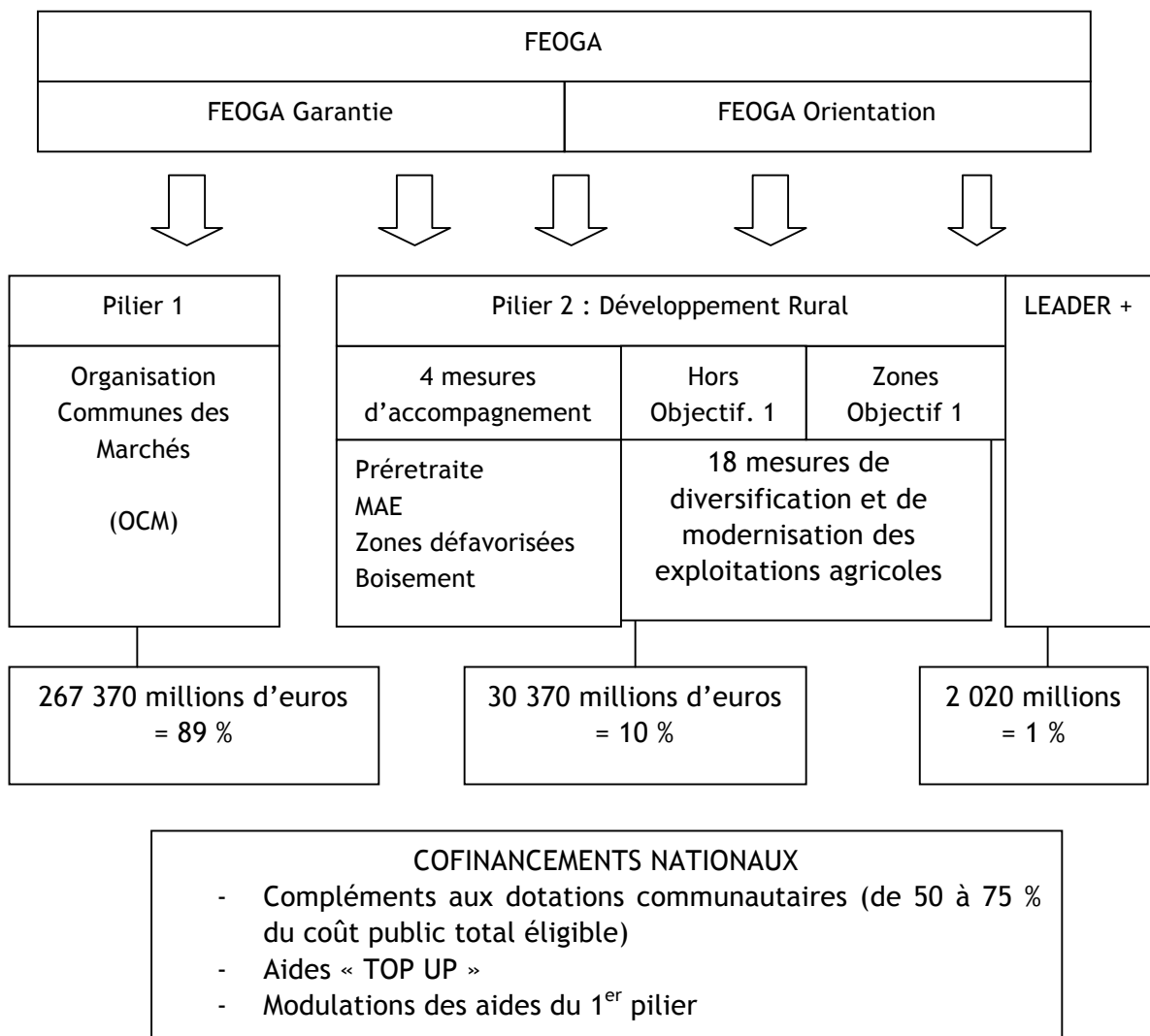
Imaginé par la France dans sa Loi d'Orientation Agricole adoptée en 1999, le CTE a cependant relevé de deux instances pour son financement : la France et le Fonds Européen d'Orientation et de Garantie Agricole (FEOGA). La réforme de la Politique Agricole Commune (PAC) en 1999 a renforcé le « deuxième pilier » de la PAC qui soutient le développement rural par « une approche intégrée et multifonctionnelle de l'agriculture » (COPERCI 2002, p. 2). La Figure 4.1, reprenant la même terminologie que la Figure 4.2 sur l'architecture du RDR, présente le système financier du deuxième pilier de la PAC pour la période 2000-2006, au niveau européen¹³. Étant donné la multiplicité des sources de financement et des types de mesures financés dans le cadre du CTE, il n'a pas été possible de mettre en évidence les montants consacrés à l'agroenvironnement pour le cas français. On observe cependant le déséquilibre existant entre le premier pilier qui accapare 89 % du FEOGA tandis que le deuxième pilier ne bénéficie que de 10 % de ces fonds (CNASEA 2003).

¹¹ Les actions font référence aux 25 intitulés figurant dans l'Annexe B du Plan de Développement Rural National. Il s'agit en fait des grands thèmes abordés par les 175 mesures de l'annexe B du PDRN. Les mesures régionales sont la déclinaison au niveau régional d'une mesure nationale de l'annexe B (Barbut et Baschet 2005). Il y a environ 2650 mesures régionales au total. En outre, les synthèses agroenvironnementales régionales peuvent être révisées chaque année et la liste des mesures modifiées (Barbut et Baschet 2005, voir annexe 4.3.a).

¹² Le lecteur souhaitant aller un peu plus loin sur les principes d'indemnisation des MAE est invité à lire « Quel mode de calcul pour les primes agri-environnementales ? De l'expérience des MAE aux questions soulevées par les CTE » par Jauneau et Roque (1999) .

¹³ Cette figure peut donc être reprise pour le cas du ESS en Angleterre.

Figure 4.2
Système de financement du deuxième pilier - Développement Rural 2000-2006



Source : CNASEA 2003

4.3.2 EFFICACITÉ ENVIRONNEMENTALE

Le CTE a permis une contractualisation nette d'environ 3,5 millions d'hectares, soit 13 % de la Surface Agricole nationale¹⁴ (ASCA 2004). Cela correspond à 49 368 contrats signés et 12 % des agriculteurs professionnels français. Selon les données d'ASCA (2004), ceci représente 90 % des objectifs affichés dans le Plan de Développement Rural National français (PDRN) en termes de superficie sous contrat pour la période 2000-2002. Si le succès semble relativement important sur le plan des superficies contractualisées, les résultats sur l'environnement apparaissent moins probants et moins quantifiés, et cela pour plusieurs raisons.

Cibles et outils de suivi et d'évaluation

Le CTE était un système relativement complexe et nouveau pour le secteur agricole français. Il a donc connu un démarrage assez lent. De plus, l'interruption du système de CTE fin 2002, alors qu'il semblait atteindre son rythme de croisière, rend encore plus malaisée l'observation de résultats concrets sur le plan environnemental. Ceci est d'autant plus vrai que les changements sur le plan environnemental sont plus facilement observables sur le moyen ou long terme. D'autre part, comme le relevait l'évaluation à mi-parcours du PDRN français (ASCA 2003), les objectifs du CTE étaient relativement mal définis en termes quantifiables et le référentiel auquel comparer les résultats encore très largement à construire. Le rapport d'Oréade-Brèche (2005) en fournit un exemple concret en soulignant la difficulté de mesurer les impacts du CTE sur la biodiversité puisque la définition des zones sensibles et des indicateurs relatifs à la biodiversité n'était pas achevée au moment de la mise en œuvre du CTE. Cet exemple anecdotique rappelle l'importance de la conception d'une MAE tant dans ses cibles que dans la définition des outils de suivi et d'évaluation. Dans le même sens, la plupart des évaluations des CTE consultées dans le cadre de la présente étude utilisent des indicateurs de moyens (nombre de contrats signés, types de mesures adoptées, surfaces affectées, etc.), mais très peu contiennent des données sur les effets observables de ce programme sur le plan environnemental. Ceci implique donc des difficultés importantes pour l'évaluation et la comparaison des résultats obtenus à l'échelle globale/territoriale.

À l'échelle individuelle, une des faiblesses importantes se situe dans les autodiagnostic de départ effectués par les producteurs agricoles. Urbano et Vollet (2005) notent par exemple que l'état initial de l'exploitation agricole était rarement défini, rendant difficile, voire caduque, un suivi des évolutions sur le plan environnemental.

Au final, des problèmes de conception des CTE semblent à la base de plusieurs de ces lacunes ou déficiences d'application. Ainsi, la hiérarchisation des priorités était peu évidente dans les synthèses régionales et les objectifs environnementaux rarement, voire jamais quantifiés (ASCA 2003 et MAAPR 2003). Avec un portrait flou au départ, un manque

¹⁴ La contractualisation nette correspond à l'ensemble des surfaces couvertes par une ou plusieurs MAE, plusieurs mesures pouvant se combiner sur la même surface (ASCA 2004).

d'orientation et des priorités et objectifs environnementaux mal définis, il s'avère difficile, d'une part, d'influer des changements significatifs et, d'autre part, de mesurer l'impact de ces changements sur l'environnement. Cependant, en considérant qu'un des objectifs du programme CTE était « d'orienter les exploitations agricoles vers une agriculture durable et multifonctionnelle », ASCA (2004) et Urbano et Vollet (2005) évoquent un changement progressif des mentalités et des comportements des producteurs favorable à l'environnement.

Articulation avec d'autres programmes

Un mauvais arrimage des CTE avec les plans Natura 2000 (voir note 6) a réduit l'efficacité du programme sur la biodiversité. Il apparaît donc que les actions menées dans le cadre des CTE dans les zones sensibles du point de vue de la biodiversité n'ont pas forcément été les plus pertinentes, bien qu'il s'agissait d'un des objectifs fondamentaux des CTE (ASCA 2004).

Barbut et Baschet (2005) relèvent aussi ce problème de la faible articulation du CTE avec les autres outils agroenvironnementaux français et européens, notamment en ce qui concerne la ressource eau. Ils indiquent que dans une majorité de cas, une mise en œuvre trop hâtive ainsi que « les jeux d'acteurs » en place n'ont pas favorisé cette articulation. Urbano, en prenant l'exemple de la Bretagne, remarque que l'articulation du CTE avec les autres dispositifs tels que la Directive Nitrates, le Programme de Maîtrise des Pollutions d'Origine Agricole, les actions des Agences de bassin versant, etc. est un travail de longue haleine et que le CTE a été interrompu au moment où ce dispositif devenait opérationnel (Source : Urbano, Ministère de l'Agriculture, communication personnelle).

La logique même du CTE, plus large qu'une simple mesure agroenvironnementale et englobant également des objectifs socio-économiques, rend plus difficile l'appréciation de son impact sur l'environnement en tant que tel. De la même façon, le CTE côtoyait d'autres MAE dans le cadre du Plan de développement rural national (PDRN). Les principaux rapports d'évaluation officiels ne distinguent pas systématiquement les effets du CTE mais parlent de la mise en œuvre du PDRN de façon générale.

Approche régionale et par contractualisation individuelle

Alors qu'en théorie, le CTE ne pouvait pas rémunérer les pratiques agricoles déjà appliquées, il semble que dans les faits il ait souvent subventionné des pratiques existantes (Vollet, Cemagref, communication personnelle). En effet, les agriculteurs semblent avoir sélectionné les mesures qui impliquaient le moins de changements technico-économiques sur leur exploitation. Plusieurs choisissaient celles qui correspondaient à des pratiques de gestion déjà intégrées ou peu difficiles à atteindre sur leur entreprise. Ainsi, si le CTE s'est avéré apte à rémunérer des gestes positifs déjà existants, il semble avoir été insuffisant pour amener des changements « contre les effets négatifs de l'agriculture sur l'environnement » (Barbut et Baschet 2005 et MAAPR 2003, p. 97).

Le cas de la Bretagne, région d'élevages porcins intensifs et qui est particulièrement concernée par la directive Nitrates de l'Union Européenne, donne un autre exemple des problèmes d'efficacité environnementale constatés avec le CTE dans son application régionale et individuelle. En effet la Bretagne avait prévu un socle de MAE obligatoires dans les contrats-types traitant spécifiquement de la question des fertilisants. Malgré cette volonté affichée, cette initiative semble avoir eu un impact limité sur le plan environnemental car moins de 4 % des producteurs de la région ont contracté un CTE (selon MAAPR 2003), alors que le taux pour l'ensemble du territoire français est de 12 % des exploitations professionnelles. Selon Vollet (communication personnelle 2006), l'existence d'un socle commun a pu en partie freiner la contractualisation du CTE, dans un premier temps. Urbano (communication personnelle 2006) remarque que le retard observé dans le taux de contractualisation en Bretagne est aussi explicable par le temps pris pour formaliser ce socle obligatoire et le rendre cohérent avec les mesures déjà en place. Cet exemple illustre deux des limites du CTE. D'abord l'approche par la contractualisation individuelle peut s'avérer insuffisante pour certaines problématiques environnementales nécessitant par exemple une intervention collective au niveau d'un bassin versant (MEDD 2005). Cette limite a pu dans certains cas être partiellement surmontée en bonifiant la rémunération d'une MAE pour certains groupes de producteurs en particulier. Par exemple, certains départements ont choisi de réserver un « bonus collectif » rémunérant de façon plus importante les groupes d'agriculteurs qui s'imposeraient volontairement de contractualiser une même mesure (Vollet et Léger 2004, p.10). L'idée était d'influencer les producteurs pour susciter une action collective. D'autre part, l'approche volontaire peut également s'avérer insuffisante pour régler des problèmes environnementaux : même en imposant certaines MAE dans un contrat-type du CTE pour régler une problématique environnementale précise d'une région donnée, l'adhésion volontaire au CTE demeure une limite (Barbut et Baschet 2005, Bazin et Kroll 2002).

Mentionnons aussi d'autres disparités dans le taux de contractualisation selon les régions et les grands systèmes agricoles : on remarque en général plus de contractualisation en dessous d'une ligne oblique sud-ouest/centre, zone caractérisée par des élevages extensifs, alors que la contractualisation est généralement moins forte dans les zones d'élevages intensifs et/ou de monocultures et de productions céréalières. Baschet (communication personnelle 2006) indique que de façon générale à travers l'Europe, les MAE sont peu souscrites dans les régions d'élevages intensifs. Des différences importantes sur le nombre de mesures régionales retenues selon les régions ont également été observées : par exemple, une cinquantaine de mesures en Corse et plus de 200 en Provence-Alpes-Côte d'Azur (Oréade-Brèche 2005). Cependant, il apparaît que les choix effectués par les producteurs se concentrent sur un nombre plus restreint de mesures.

Pour résumer, l'évaluation de l'efficacité des CTE sur le plan environnemental est rendue difficile dû aux éléments suivants :

- sa complexité d'application et de fonctionnement
- le manque de clarté des objectifs environnementaux initiaux
- l'adoption de mesures trop diffuses et pas assez adaptées aux différents contextes locaux (en dehors de quelques exceptions) pour avoir un impact notable sur l'environnement

- la faiblesse des indicateurs de suivi environnementaux, qui d'ailleurs sont surtout des indicateurs de moyens (par exemple : superficies contractualisés dans les zones sensibles selon tel enjeu)
- son approche multifonctionnelle permet difficilement d'isoler ses impacts sur l'environnement
- l'interruption du programme après une phase d'application relativement courte

Néanmoins, ces difficultés ne doivent pas mettre dans l'ombre les éléments positifs induits par le CTE, notamment une plus grande sensibilisation des producteurs agricoles aux enjeux environnementaux. D'ailleurs, le taux de contractualisation et la superficie concernée ont atteint des niveaux relativement élevés dans certaines régions. Bref, l'intérêt du CTE comme outil d'intervention favorisant une meilleure intégration de l'exploitation agricole dans son environnement a été reconnu mais la nécessité d'un meilleur ciblage des priorités environnementales a conduit à son remplacement par le CAD (COPERCI, 2002). Les premiers CTE ayant été signés à partir de la fin 1999, il est encore trop tôt pour savoir si les pratiques ont été maintenues au-delà du contrat.

4.3.3 EFFICIENCE ÉCONOMIQUE

L'efficacité économique du CTE semble aussi peu concluante. L'important dépassement de coûts est un des facteurs majeurs ayant mené à la suspension des CTE. Les estimés initiaux ayant servi à l'élaboration de la maquette financière du programme fixaient le coût moyen par contrat à 32 448 \$¹⁵. Or, selon l'audit réalisé par le COPERCI à l'été 2002, le coût moyen des contrats ne cessait d'augmenter (COPERCI 2002, p.6). Selon les données de Planistat citées dans MAAPR (2003), le montant moyen des CTE serait passé de 55 820 \$ en 2000 à 63 755 \$ en 2002, soit une hausse de 13 %. Cette augmentation s'explique en large part par l'augmentation de la partie liée au volet environnemental. Ainsi, l'utilisation d'un plus grand nombre de MAE par les agriculteurs et l'augmentation de la taille moyenne des exploitations souscrivant un CTE expliquent cette augmentation (COPERCI 2002, p. 5). De même, il semble que la possibilité de contractualiser plusieurs mesures sur une même parcelle de terre ait rapidement engendré une hausse du montant global des contrats. D'ailleurs, le CAD mis en place en 2003 en remplacement du CTE plafonne l'aide par exploitation et limite le nombre de MAE sur une même parcelle afin d'éviter de nouveau dérapages financiers (COPERCI 2002).

Ainsi, l'efficacité économique du programme a été jugée insuffisante par le rapport du COPERCI (2002). On peut souligner aussi que la notion d'efficacité économique peut être dans le cadre de tel programme un élément difficile à apprécier empiriquement. La Figure 4.3 permet par exemple de constater que l'incitation financière n'était pas forcément un facteur décisif dans l'adoption d'une MAE par un producteur. En effet, 29 % des mesures choisies par les producteurs engagés dans un CTE ont une compensation faible (inférieure à 90 % du surcoût de travail réalisé) et seulement 9 % offrent une réelle incitation financière

¹⁵ Soit 23 000€ où 1 € = 1,41678 \$ CAN

(compensation supérieure à 110 % du surcoût de travail)¹⁶. Selon ASCA (2004) et Oréade-Brèche (2005), ceci s'explique, d'une part, par le manque de cohérence entre le volet économique et le volet environnemental : « nombre d'agriculteurs privilégiant d'abord le volet économique dans le montage de leur projet, le volet environnemental étant un plus raisonné à côté, sans lien direct avec les problématiques environnementales » (Oréade-Brèche 2005). D'autre part, il semble que les producteurs choisissent plutôt des mesures selon les critères suivants :

mesures s'inscrivant dans la logique d'évolution des systèmes de production (anticipation d'obligations réglementaires ou de contraintes de marché);

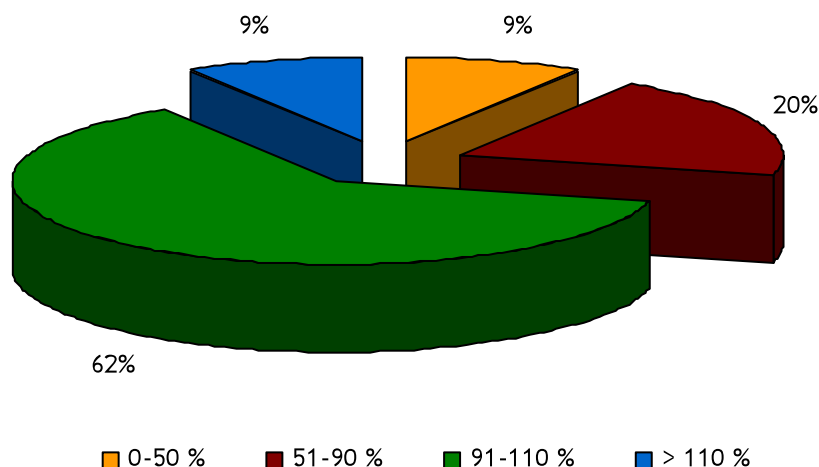
mesures nécessitant un changement faible ou nul des pratiques existantes;

mesures rémunérant du travail de l'exploitant.

Pour résumer, le choix des MAE de la part de l'exploitant agricole semble plutôt le résultat d'une évaluation basée sur la maximisation de l'ensemble du contrat, soit du rapport entre la rémunération obtenue et les contraintes réellement subies du fait de l'adoption des mesures. Autrement dit, les producteurs agricoles basent leur choix sur un ensemble de critères (par exemples la facilité de mise en œuvre de la mesure, la sensibilité du producteur à la qualité de l'environnement, etc.); le niveau de compensation des MAE fait partie de ces critères mais les observations réalisées lors de l'évaluation du CTE indiquent que ce n'est pas forcément un critère prépondérant.

¹⁶ Ces calculs ont été réalisés au cours des travaux de la commission d'évaluation du CTE, par un examen des cahiers des charges des MAE. Il n'a pas été possible de savoir spécifiquement quelles mesures étaient compensées à tel ou tel taux.

Figure 4.3
Répartition des mesures régionales par
niveau de compensation (toutes régions confondues)



Source : Oréade-Brèche 2005.

Les interférences causées par l'aide européenne se constatent aussi en observant le tableau suivant. On y voit que les dépenses liées au soutien des marchés (c'est-à-dire le 1^{er} pilier de la PAC) représentent jusqu'à 90 % des dépenses de l'UE dans le FEOGA-Garantie. L'importance de ce soutien oriente fortement les choix et la structure de la production agricole (par exemple, productions de céréales et d'élevages intensifs qui à leur tour vont influencer l'impact environnemental du secteur agricole). À l'inverse, de leur côté, les aides versées au titre des MAE ne représentent que 2 % des aides versées par l'UE à la France. On peut se questionner sur les messages contradictoires envoyés par l'importance relative du soutien¹⁷.

¹⁷ On peut faire valoir que d'autres éléments du FEOGA-Garantie entrent dans les dépenses permettant de financer des actions liées à la multifonctionnalité de l'agriculture, comme les compensations pour handicaps naturels (ICHN), qui sont en France et en Angleterre à peu près égales aux MAE, de même qu'éventuellement les dépenses pour l'Aménagement et la protection de l'espace rural (environ 160 millions d'euros pour la France, mais moins de 11 millions d'euros au R-U). <http://www.agriculture.gouv.fr/spip/IMG/pdf/22paretat-2.pdf>

Tableau 4.2
Dépenses du FEOGA-Garantie, en 2003 (millions d'euro)

	Union Européenne	France	Royaume-Uni
Total	44 099	10 411	3 970
Activités agricoles	42 453 (96,3%)	10 054 (96,6%)	3 916 (98,6%)
Régulation des marchés, aides aux produits et maîtrise de l'offre	38 429 (87,1 %)	9 385 (90,1 %)	3 577 (90,1 %)
MAE	2 011 (4,6 %)	227 (2,2 %)	66 (1,7 %)

Source : MAAPR/Commission Européenne, Compilation du Groupe AGÉCO. Les données sont en millions d'euros.

Coûts administratifs

Enfin, Kroll (2002) relève une lourdeur et des coûts d'administration élevés pour le CTE, induit notamment par la nécessité de faire cadrer l'approche «projet» française avec les mesures européennes. Le diagnostic d'exploitation par le producteur agricole est entre autres accompagné de la fourniture de documents parcellaires fastidieux. Les auteurs du rapport SOFRECO (2004) estiment les frais de gestion supportés par l'administration publique à 3 230 \$ par dossier¹⁸, pour un montant moyen de 62 340 \$ par dossier, incluant les indemnités aux producteurs pour les MAE mais également les autres volets socio-économiques du CTE. Ceci signifie que les frais de gestion représentent un peu plus de 5 % des montants déboursés. Le tableau suivant rapporte quant à lui le nombre d'employés et de temps requis pour la préparation des dossiers de CTE.

Tableau 4.3
Personnel (Équivalent Temps Plein) et temps requis pour la préparation du CTE, moyenne nationale

	Direction Régionale et Départementale du Ministère de l'Agriculture	Administration Centrale	Total
Nombre de personnes (Équivalent Temps Plein)	174	7	181
Temps passé par dossier (jours/dossier)	4,93	7,47 ¹	12,41

Note 1: Inclut le Centre National pour l'Amélioration des Structures d'Exploitation Agricoles (CNASEA, Chambres d'agriculture et ADASEA).

Source : Rapport SOFRECO 2004, p. 52-53.

¹⁸ 2280 € où 1 € = 1,41678 \$ CAN. Les données disponibles ne permettent pas de comparaison avec d'autres pays, dont l'Angleterre.

4.3.4 CHANGEMENT D'ATTITUDE ET DE COMPORTEMENTS

Tel que mentionné, le CTE visait à susciter l'implication et la concertation non seulement des représentants du milieu agricole, mais aussi ceux de diverses associations et institutions gouvernementales et citoyennes. Cependant, cette approche louable a rapidement été limitée par les contraintes budgétaires et réglementaires nationales et européennes (Rémy 2006). Dans l'application du CTE, la complexité du processus a aussi contribué à déposséder le producteur de son rôle et à mettre en avant les techniciens et les experts dans le montage des dossiers, alors que l'idée de départ était plutôt d'impliquer le producteur. En outre, la pression mise par le Ministre de l'agriculture pour atteindre rapidement certains objectifs, exprimés en nombre de signatures de contrats, n'a pas favorisé la participation d'une gamme d'acteurs aussi large que souhaitée par les pouvoirs publics. Aussi, il semble que la volonté de concertation et de large participation se soit butée à des attitudes et comportements peu facilitant :

- méfiance des organisations professionnelles agricoles qui a ralenti la mise en œuvre du CTE au départ;
- attitude réfractaire face à la nouveauté du système (contractualisation);
- participation de nouveaux acteurs (groupes environnementaux, collectivités locales, groupes de consommateurs) peu habitués à travailler ensemble et devant s'approprier un nouvel outil.

Malgré des critiques importantes sur les dérives du programme, il semble que le CTE « ait encouragé l'adoption de bonnes pratiques agricoles et contribué à une réelle prise de conscience de la gestion environnementale par les agriculteurs » (Vindel et Gergely 2005). Selon ASCA (2004), cette influence du CTE se fait surtout sentir sur la diffusion de pratiques correspondant à l'agriculture raisonnée (raisonnement de la fertilisation, des traitements phytosanitaires...), la diffusion de pratiques peu répandues au départ comme la couverture du sol en hiver ou la plantation de bandes enherbées et enfin la rémunération de certaines pratiques non rémunérées par le marché (et donc menacées de disparition) telles que l'entretien des haies ou la restauration et l'entretien des fossés, des bosquets et des mares.

4.3.5 EFFET DYNAMIQUE ET INNOVANT

L'évaluation du COPERCI (2002) souligne que les logiques de « projet global d'exploitation » et de contrat sont porteuses d'innovation. D'ailleurs, bien que le contenu des contrats ait été modifié du CTE au CAD, l'approche par la contractualisation entre les exploitants agricoles et l'État a été conservée.

Bien que le CTE ait été innovant sur plusieurs aspects, le double palier territorial et politique impliqué dans son application, soit le palier français et européen, semble avoir nuit à son bon fonctionnement. En effet, comme le souligne Léger et al. (2006), « le CTE constituait une spécificité française en matière d'application des politiques européennes

de développement agricole et rural. Alors que le plan européen relève d'une approche analytique (mesure par mesure), le CTE a été conçu selon une approche globale au niveau de l'exploitation », ce qui était un élément relativement innovateur dans la politique agricole française. Comme le remarque Berrier-Sollicet et al. (2003 in Léger 2006), une des particularités du CTE reposait sur le fait qu'il était le premier dispositif à grande échelle (utilisé sur tout le territoire national), reposant sur une logique contractuelle entre le producteur et l'État, pour prendre en compte toutes les dimensions de l'activité agricole, y compris sa dimension territoriale. Il se distinguait en cela des MAE qui l'ont précédé et qui, soit couvraient tout le territoire comme la Prime au Maintien des Systèmes d'Élevage Extensifs (PMSEE), mais n'abordaient pas les autres dimensions de l'exploitation agricole et ne correspondaient pas à des enjeux environnementaux territoriaux, soit étaient des mesures locales reliées à un enjeu environnemental particulier comme les Opérations Locales Agroenvironnementales (OLAE) (Barbut et Baschet 2005).

Bien que le propos de cette étude soit de mettre l'accent sur les mesures agroenvironnementales, il convient d'évoquer aussi la présence des volets économiques et sociaux des CTE qui ont entraîné des impacts plus larges. Les CTE créaient notamment un contexte favorable à des initiatives régionales et collectives telles que le développement de filière qualité. Dans le même esprit, certains chercheurs ont analysé les synergies potentielles entre l'adoption de MAE et le volet économique et social (Kephaliacos et Robin, 2002 et Kephaliacos et al. 2005). Leurs études mettent en avant des exemples de producteurs engagés dans des produits labellisés pour lesquels la mise en œuvre de MAE est aussi un outil de différenciation. Il semble cependant que de telles initiatives soient apparues peu avant la fin de l'expérience des CTE en raison des délais d'apprentissage et de mise en place qu'impliquent de telles démarches collectives.

4.3.6 BILAN

L'expérience française avec le Contrat Territorial d'Exploitation (CTE), bien qu'elle fut de courte durée (de 1999 à 2002), est un cas particulièrement intéressant pour illustrer les difficultés et les incohérences éventuelles entre la conception et la mise en œuvre d'une mesure. Le CTE était cependant un outil très novateur dont certains principes ont été conservés dans le système français de soutien à la production de B&SE.

Les CTE reposaient sur les principes du développement durable et ses trois piliers économique, social et environnemental. Cet aspect innovateur semble cependant avoir nuit à l'intégration des MAE, ce qui se confirme par l'abandon du CTE au profit du CAD, nettement plus orienté vers des actions environnementales. Globalement, il ressort que la lourdeur et la complexité du CTE ont pu être un frein à la contractualisation de MAE. De plus, les ambitions environnementales des MAE ont parfois été reléguées au second rang en raison de « l'influence des organismes économiques agricoles en tant que porteurs de projets dominants » (ASCA 2003). Par contre, les appuis et les moyens apportés à la promotion et diffusion du CTE ont bénéficié également aux MAE. D'autre part, le volet économique a joué un rôle incitatif à l'entrée des exploitants agricoles dans le programme, ceux-ci devant alors aussi adopter un volet environnemental. Pour reprendre l'expression

du rapport ASCA (2003), « le volet économique du CTE a permis de vendre de l'environnement, et ainsi d'élargir l'éventail des bénéficiaires potentiels ».

Parmi les autres facteurs ayant pu nuire au déploiement des CTE, retenons aussi celui de l'arrimage entre l'approche politique française avec celle de l'Union Européenne.

ANNEXE 4.3.A ACTIONS ET MESURES

Intitulé des 25 actions de l'annexe B du PDRN (version 2001)

1. Reconvertir les terres arables en prairies
2. Allonger les rotations/diversifier les cultures dans la rotation
3. Diminuer les surfaces en sol nu l'hiver
4. Planter des dispositifs enherbés/créer des zones tampons
5. Planter des éléments fixes du paysage
6. Entretien/réhabilitation des éléments fixes
7. Réorganiser le parcellaire : réduire la taille des parcelles/modifier leur forme
8. Modifier les traitements phytosanitaires pour réduire les pollutions/développer les méthodes de lutte raisonnée ou biologique
9. Modifier la fertilisation
10. Améliorer la gestion des effluents agricoles
11. Diminution des prélèvements d'eau sur l'exploitation
12. Créer ou conserver des zones d'expansion de crues
13. Modifier le travail du sol
14. Planter des cultures spéciales d'intérêts faunistique et floristique
15. Préserver la diversité génétique et animale à usage agricole
16. Mode d'utilisation de la parcelle raisonné en fonction de la gestion d'espèces naturelles
17. Adapter les pratiques agricoles pour se protéger des prédateurs
18. Conserver les modes d'occupation des sols à intérêts paysager et patrimonial
19. Réutiliser les milieux en dynamique de déprise
20. Gestion extensive des surfaces en herbe
21. Conversion à l'agriculture biologique
22. Agroforesterie
23. Réduire le drainage
24. Préservation des espaces agricoles périurbains en risque de déprise

Source : MAAPR 2001 in Barbut et Baschet 2005.

Mesures correspondant à l'action 9 « Modifier la fertilisation »

1. 0901A Réduction de 20 % des apports azotés par rapport à des références par culture
2. 0902A Substitution totale d'une fertilisation minérale par une fertilisation organique et type 1 de la directive Nitrates
3. 0903A Adapter la fertilisation en fonction des résultats d'analyses (sols, ...)
4. 0904A Raisonnement des traitements phytosanitaires et de la fertilisation
5. 0905A Remplacement d'une fertilisation minérale par une fertilisation de type 1, 1bis et 2 de la directive Nitrates
6. 0906A Améliorer le taux de matière organique des sols des exploitations légumières et viticoles
7. 0907A Améliorer le taux de matière organique des sols par restitution des sarments et bois de taille
8. 0908A Réduction de la fertilisation minérale par limitation des apports totaux à 170 UN
9. 0909A Substitution partielle de la fertilisation minérale par une fertilisation organique
10. 0910A Réduction de la fertilisation azotée par importation d'une légumineuse en association avec des graminées

Source : Oréade-Brèche 2005

BIBLIOGRAPHIE

ASCA. Évaluation à mi-parcours portant sur l'application en France du règlement CE n° 1257/1999 du Conseil, concernant le soutien au développement rural. Chapitre VI « Soutien à l'agroenvironnement » Synthèse du rapport d'évaluation. MINISTÈRE DE L'AGRICULTURE, DE L'ALIMENTATION, DE LA PÊCHE ET DE LA RURALITÉ. Janvier 2004, 24 p.
http://agriculture.maapar1.agriculture.gouv.fr/spip/IMG/pdf/ch_6.pdf

ASCA. Évaluation à mi-parcours portant sur l'application en France du règlement CE n° 1257/1999 du Conseil, concernant le soutien au développement rural. Chapitre VI « Soutien à l'agroenvironnement » Rapport final. Novembre 2003, 142 p.

TERCIA CONSULTANTS, MCM CONSEIL, ACER CAMPESTRE. Évaluation à mi-parcours portant sur l'application en France du règlement CE n° 1257/1999 du Conseil, concernant le soutien au développement rural. Chapitre V « Aides aux zones défavorisées et aux zones soumises à des contraintes environnementales » Synthèse du rapport d'évaluation. MINISTÈRE DE L'AGRICULTURE, DE L'ALIMENTATION, DE LA PÊCHE ET DE LA RURALITÉ. Septembre 2003, 19 p. http://agriculture.maapar1.agriculture.gouv.fr/spip/IMG/pdf/ch_5.pdf

BARBUT Laurent et Jean-François BASCHET. *L'évaluation de la politique de soutien à l'agroenvironnement*. MAAPR Notes et Études Économiques, n°22, février 2005, p. 39-70.

BASCHET Jean-François. *Evaluation of the agri-environmental measures implemented in France from 2000 to 2002 under the CTE farming contracts scheme in Evaluating agri-environmental policies. Design, practice and results*. OCDE 2005, p. 117-127.

BASQUIN Jean-Michel et Thomas DOBBS. *Lessons for US agri-environmental policy from the French contrat territorial d'exploitation*. Proceeding of the 12th annual South Dakota International Business Conference, October 5-8, 2005, p. 17-34.
http://www.abc-nsu.org/2005_Conference_Proceedings.pdf

BAZIN Gilles et Jean-Christophe KROLL. *La multifonctionnalité dans la Politique Agricole Commune : projet ou alibi?* Colloque de la Société Française d'Économie Rurale, Paris, INA, 21-22 mars 2002, 15 p.
<http://helios.univ-reims.fr/Labos/ESSAI/multifonctionnalite/textes/bazin-kroll.pdf>

CNASEA. *Les aides des premier et second piliers de la PAC et les résultats d'exploitations départementaux en France*, Cahier n°4 du CNASEA., CNASEA, 2004, 44 p.

CNASEA. *L'application du RDR en Europe (étude comparative)*, Cahier n°3 du CNASEA, CNASEA, 2003, 59 p.

DUPRAZ Pierre, Karine LATOUCHE et Nadine TURPIN. *Effets de seuil et coordination des efforts agri-environnementaux*. Communication pour le Symposium international « Territoires et enjeux du développement régional », 9-11 mars 2005, 14 p.
http://www.inra.fr/rhone-alpes/symposium/pdf/session4-3_2.pdf

GROUPE AGÉCO. *Contribution potentielle au revenu agricole des paiements pour les biens et services écologiques*. Rapport final présenté à Agriculture et Agroalimentaire Canada, mars 2005, 39 p.

KEPHALIACOS Charilaos et Patrice ROBIN. *Provision of club goods and public environmental goods in the French CTE procedure*. Economics of contracts in agriculture, 2nd annual workshop, July 21-23, 2002, 20 p.
<http://www.arec.umd.edu/Policycenter/contractsinag/papersfolder/kephaliacos-and-robin.pdf>

KEPHALIACOS Aris, Geneviève NGUYEN et Patrice ROBIN. *Formes de coordination et politiques publiques : quelles articulations dans une perspective d'ancrage territorial de l'agriculture en Midi-Pyrénées?* Communication pour le Symposium international « Territoires et enjeux du développement régional », 9-11 mars 2005, 21 p.
http://www.inra.fr/rhone-alpes/symposium/pdf/session3-1_2.pdf

KROLL Jean-Christophe. *Nouvelles orientations de la politique agricole française : quelques questions à propos du CTE*. Économie Rurale, 268-269, mars-juin 2002, p. 30-44.

JAUNEAU Jean-Claude et Olivier ROQUE (ISARA). *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
<http://www.inra.fr/dpenv/jaunec36.htm>

ORÉADE-BRÈCHE. *Évaluation des mesures agroenvironnementales. AGRI/G4/2004. Annexe 12 : Étude Nationale France*. Rapport d'évaluation pour la Commission Européenne, novembre 2005a, 156 p.
<http://europa.eu.int/comm/agriculture/eval/reports/measure/annex12.pdf>

MINISTÈRE DE L'AGRICULTURE, DE L'ALIMENTATION, DE LA PÊCHE ET DE LA RURALITÉ (MAAPR). Instance nationale d'évaluation du CTE (Président Philippe LACOMBE, Rapporteur général René MABIT, Rapporteurs François LÉGER, Ghislaine URBANO, Dominique VOLLET *Rapport d'évaluation : le programme CTE*, 2003, 177 p.

MINISTÈRE DE L'ÉCOLOGIE ET DU DÉVELOPPEMENT DURABLE. *Rapport de l'inspection générale de l'environnement, Bilan des plans d'actions régionaux de lutte contre les pollutions de l'eau par les pesticides dans le cadre du premier plan national*, 2005.

LÉGER François, Dominique VOLLET et Ghislaine URBANO. *Le contrat territorial d'exploitation : la rencontre difficile d'un instrument à vocation territoriale et de la tradition sectorielle de la politique agricole française*. À paraître dans la Revue Internationale de Sciences Administratives (2006), 21 p.

RÉMY Jacques (INRA-SAE2-MONA). *De l'intensification de la production à la multifonctionnalité et au développement durable? Quelques réflexions sur le cas français.* Communication présentée lors du colloque sur les BSÉ à Winnipeg, mars 2006.

URBANO Ghislaine et Dominique VOLLET. *L'évaluation du contrat territorial d'exploitation (CTE).* MAAPR Notes et Études Économiques n° 22, février 2005, p.71-110.

VINDEL Bruno et Nicolas GERGELY. *Aperçus de l'évaluation à mi-parcours du Plan de Développement Rural National.* MAAPR, Notes et Études Économiques, n°22, février 2005, p.13-37.

VOLLET Dominique et François Léger. *Efficacité et équité : deux objectifs difficiles à concilier dans une politique régionale. Illustration à partir de l'évaluation intermédiaire de l'application française du règlement de développement rural (le contrat territorial d'exploitation).* Conference Europe at the margins: EU regional policy, peripherality and rurality, Regional Studies Association, 15th-16th of April 2004, Angers, France.

4.4 ENVIRONMENTAL STEWARDSHIP SCHEME, ANGLETERRE

4.4.1 CYCLE DE VIE

Contexte et objectif

L'Environmental Stewardship Scheme (ESS) est un nouveau programme agroenvironnemental mis en œuvre depuis mars 2005 en Angleterre. Ce programme vise à pérenniser les aspects positifs des mesures agroenvironnementales (MAE) qui l'ont précédé : le Conservation Stewardship Scheme (CSS) et le Environmentally Sensitive Areas Scheme (ESAS)¹⁹. L'ESS fait partie du Plan de Développement Rural de l'Angleterre et à ce titre son financement provient aussi en grande partie du deuxième pilier de la PAC. Toutefois, à la différence du CTE, l'ESS ne concerne que le volet environnemental²⁰.

La conception de ce nouveau programme a fait l'objet d'une double consultation tant auprès des associations de producteurs agricoles que des groupes environnementaux et du grand public en général (Radley 2005). Un projet pilote a aussi été réalisé en 2003 et a fait l'objet d'une évaluation qui a permis de juger de la satisfaction des producteurs et d'affiner certains indicateurs et certains aspects du programme.

Les objectifs principaux du ESS sont :

- la conservation de la biodiversité;
- le maintien et l'amélioration de la qualité et des caractéristiques du paysage;
- la protection de l'environnement historique;
- la promotion de l'accès public et la sensibilisation aux réalités du territoire rural;
- la protection des ressources naturelles.

¹⁹ Depuis 2005, l'ESS a remplacé le CSS et l'ESAS, ceci signifie qu'il n'y a plus de nouveau contrat pour le CSS et le ESAS, mais les contrats existants seront honorés jusqu'à leur terme (5 ans généralement). Les producteurs engagés dans de tels contrats sont invités par les pouvoirs publics à effectuer une transition vers les nouveaux programmes afin de pérenniser les efforts investis (RDS 2006).

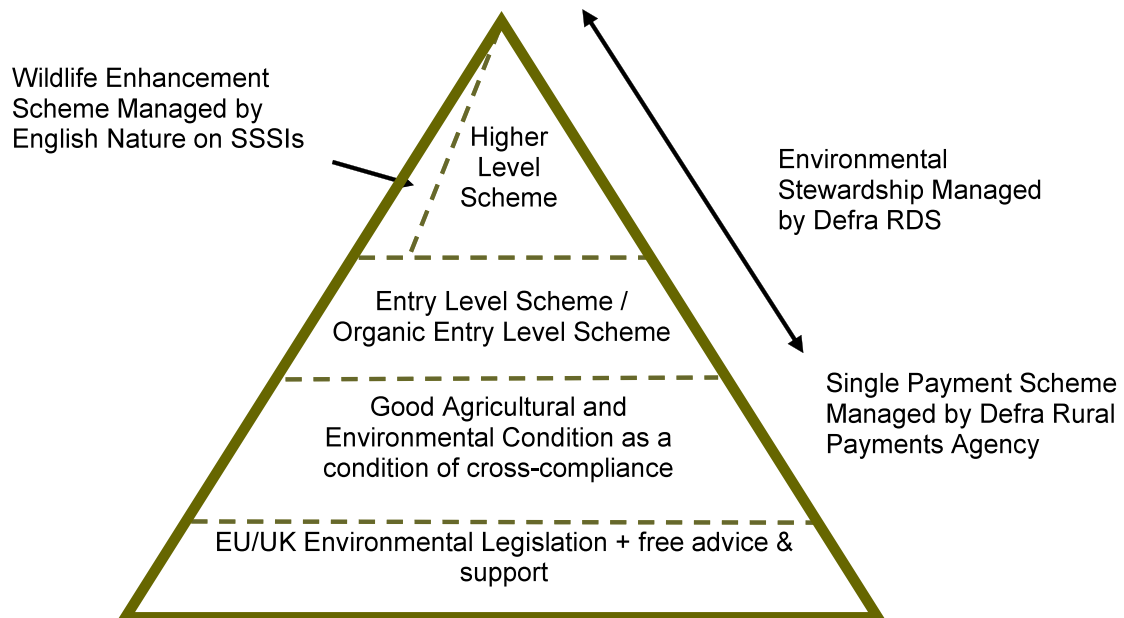
²⁰ Comme pour le CTE, le lecteur intéressé peut consulter l'analyse comparative réalisée par le CNASEA sur l'application du Règlement de Développement Rural en Europe (voir bibliographie section CTE). Le site du Ministère de l'environnement, de l'alimentation et des affaires rurales fournit également des informations sur les différentes composantes du PDRN anglais (<http://www.defra.gov.uk/erdp/default.htm>)

Outre ces objectifs primaires, l'ESS a aussi deux objectifs secondaires : la conservation du patrimoine génétique et la gestion des inondations (site Internet DEFRA, dernière consultation 16/05/06).

Fonctionnement

Pour répondre à ces objectifs, l'ESS comporte trois niveaux d'actions et de paiements pour les exploitants agricoles : Entry Level Stewardship (ELS), Organic Entry Level Stewardship (OELS) et Higher Level Stewardship (HLS). La figure suivante illustre la façon dont le ESS et ses trois niveaux s'inscrivent dans la stratégie environnementale anglaise.

Figure 4.4
Stratégie environnementale anglaise



Source : Présentation de Ian Condliffe, DEFRA, Winnipeg 2006

a) Entry Level Stewardship (ELS)

Le premier niveau, appelé Entry Level Stewardship (ELS), vise une large couverture du pays avec un niveau de base de pratiques environnementales à la ferme qui se veut simple mais efficace (National Farmers Union, communication personnelle mai 2006 et site Internet DEFRA). Il est ouvert à tous les producteurs agricoles ou propriétaires de terres privées; pour être éligibles, les producteurs agricoles locataires doivent prouver qu'ils ont le pouvoir décisionnel sur la gestion de la terre pour la durée de l'accord (5 ans) ou, à défaut, formuler une candidature jointe avec la personne qui détient ce pouvoir sur cette durée.

Après avoir contacté les services régionaux du Rural Development Service (RDS), le producteur agricole reçoit de ces services régionaux une carte détaillée de son exploitation à partir de laquelle il établit un registre environnemental de son exploitation (voir annexe 4.4.a). Ce registre consiste à répertorier sur la carte les principales caractéristiques environnementales de l'exploitation telles que les haies, cours d'eau, boisés, vergers traditionnels, milieux humides, pâturages, parcelles propices à l'érosion, etc. (DEFRA 2005d). L'exploitant agricole choisit ensuite, parmi un menu de 60 options, celles qu'il souhaite mettre en œuvre sur son exploitation et les répertorie aussi sur une carte²¹. Chaque option permet d'acquérir un certain nombre de points par hectare ou par mètre linéaire (voir annexe 4.4.b pour la liste des mesures et les points associés).

Le programme anglais n'indique pas spécifiquement si les pratiques existantes peuvent être rémunérées par l'intermédiaire du ELS. Cependant, nous rappellerons, comme cela a été souligné dans le cas des CTE, qu'en théorie, dans le cadre européen, les pratiques existantes ne peuvent être rémunérées et seuls les surcoûts engendrés par l'adoption de MAE sont compensés²². Pour le ESS, il est trop tôt pour savoir si on observera des stratégies similaires à celles de certains producteurs agricoles français par rapport au CTE. Au total, pour être éligible, un producteur doit accumuler une moyenne de 30 points par hectare et il bénéficie ensuite d'un paiement fixe d'environ 66 \$²³ par hectare par année (DEFRA 2005d). Le producteur reçoit deux versements égaux, tous les six mois. Un agriculteur peut décider de dépasser la cible de 30 points par hectare mais il ne bénéficie pas de paiement supplémentaire au-delà de cette moyenne. De façon générale, il n'est pas possible de cumuler sur une même parcelle plus de deux actions agroenvironnementales. Néanmoins, cette règle accepte quelques exceptions et dans certains cas il est possible d'adopter plus de deux mesures sur une même parcelle²⁴. On retrouve ici un aspect comparable aux Contrats d'Agriculture Durable français.

²¹ <http://www.defra.gov.uk/erdp/pdfs/es/maps/example-els-options.pdf>

Les différentes parties du territoire anglais ont fait l'objet d'une description à travers la réalisation de plus de 150 fiches sur des « Joint Character Areas ». Ces fiches spécifient les caractéristiques environnementales communes à un certain territoire, les enjeux prioritaires et des suggestions sur les options environnementales s'y rapportant. Selon la localisation du participant au ESS, la fiche appropriée est envoyée avec la carte servant de support au Registre Environnemental de la Ferme (Farm Environmental Record). Le lecteur est invité à consulter le site de DEFRA pour des exemples de ces fiches :

<http://www.defra.gov.uk/erdp/schemes/jca-mm/default.htm>

²² La mise en conformité des programmes nationaux avec les principes de financement de l'UE implique parfois des modifications des mesures proposées aux producteurs et/ou des cahiers des charges précisant ces mesures.

²³ En 2005, 1£ = 2,2066988 CAN\$, 30£/ha = 66 CAN\$/ha ou près de 27CAN\$/acre
<http://www.bankofcanada.ca/pdf/nraa05.pdf>

²⁴ Rappelons aussi que la réforme de la PAC 2003 et la mise en place du Paiement Unique ont instauré le principe de l'écoconditionnalité des aides de l'UE. Ainsi, les producteurs agricoles de l'Union Européenne, pour bénéficier des aides de la PAC, doivent respecter un certain nombre de directives de l'UE sur l'environnement et de Bonnes Conditions Agricoles et Environnementales (BCAE) sur leur exploitation, qui concernent en particulier les bords de cours d'eau ainsi que les pâturages permanents. Pour le ESS, les mesures proposées vont généralement au-delà de ces BCAE,

Le Tableau 4.4 donne un exemple de mesure du ELS. Il s'agit du cas des bandes enherbées sur les terres cultivées. On y liste les cinq actions qui y sont associées et le nombre de points accordés.

Tableau 4.4
Exemple de mesure du ELS : les bandes enherbées sur les terres cultivées (EE1 et EE2)

Actions à réaliser	<p>Établir ou maintenir une bande enherbée durant les 12 premiers mois de l'accord - idéalement par régénération naturelle. Retirer les couches de sol compactées en cas de préparation du lit de semence. Une coupe peut être nécessaire dans les 12 premiers mois pour contrôler les mauvaises herbes <i>and encourage grasses to tiller?</i>.</p> <p>Ces bandes ne doivent recevoir aucun fertilisant ni lisier.</p> <p>Appliquer des herbicides seulement pour des traitements «spot» ou pour le contrôle des espèces invasives étrangères ou menaçantes (i.e. creeping or spear thistle, curled or broadleaved dock, or common ragwort), or (e.g. Himalayan balsam, rhododendron or Japanese knotweed)</p> <p>Après les 12 premiers mois de l'accord, couper les bandes seulement pour contrôler la croissance d'arbustes et pas plus qu'une fois tous les 5 ans (une fois tous les 10 ans à proximité des boisés).</p> <p>Ne pas utiliser ces bandes pour l'accès, les manoeuvres ou l'entreposage dans le champ.</p>
Nombre de points associés	EE1 (bande d'une largeur de 2m) = 300 points/ha
Nombre de points associés	EE2 (bande d'une largeur de 4m) = 400 points/ha

Source : DEFRA 2005d

b) Organic Entry Level Stewardship

Le programme biologique Organic Entry Level Stewardship (OELS) est une variante du programme ELS. Il est ouvert aux producteurs cultivant une partie ou l'intégralité de leur exploitation en cultures biologiques, ou qui sont en processus de conversion vers la production biologique mais qui ne reçoivent pas d'aides du Organic Aid Scheme ou du Organic Farm Scheme. Les options sont généralement les mêmes que pour l'ELS avec quelques ajouts et des retraits en raison des spécificités de l'agriculture biologique (DEFRA 2005c). Un producteur ayant une exploitation mixte biologique/conventionnelle peut bénéficier du OELS pour la partie biologique et du ELS pour la partie conventionnelle par l'intermédiaire d'un seul contrat mais ses parcelles doivent être clairement séparées. Les parcelles éligibles à ce programme doivent être agréées par un organisme de certification biologique indépendant et cette certification doit être maintenue pendant la durée de l'accord. Les paiements sont de 132 \$ par hectare pour la partie éligible au titre de OELS. Pour certaines productions spécialisées en conversion à l'agriculture biologique

il existe cependant quelques mesures pour lesquelles des questions de complémentarité/compatibilité existent entre les BCAE et l'ESS (Voir DEFRA 2005d p. 88-89).

(poires, prunes, cerises et pommes), il existe un complément de 1324 \$ par hectare par année pour les trois premières années de l'accord²⁵. Le producteur doit être enregistré auprès d'un organisme de certification préalablement à sa demande, y compris s'il est en processus de conversion (DEFRA 2005c).

c) Higher Level Stewardship

Le Higher Level Stewardship est plus ciblé et se compare en cela au CSS qui correspondait à des sites ayant des caractéristiques spécifiques du point de vue environnemental. Il nécessite une adhésion préalable au ELS ou OELS²⁶. La procédure de candidature est globalement la même que pour le ELS et le OELS, à la différence que l'envoi de candidature comporte un Plan Environnemental de l'exploitation, comparable à une version beaucoup plus détaillée du registre environnemental de l'ELS (DEFRA 2005a). Le Plan Environnemental définit en quelque sorte un niveau de référence de la qualité de l'environnement (Howie F., NFU, communication personnelle) et les discussions entre l'exploitant agricole et le conseiller du RDS permettent d'établir des indicateurs de succès, quantitatifs ou qualitatifs²⁷, qui figureront dans l'accord signé par le producteur. Ces indicateurs permettront ensuite de réaliser un suivi des progrès et d'effectuer des ajustements à l'accord ou aux pratiques de gestion.

Ce Plan doit remplir un certain nombre de critères de qualité énoncés par le gouvernement et le producteur agricole peut recourir à des intervenants extérieurs pour le réaliser. Cependant, DEFRA rembourse la réalisation de ce plan lorsqu'il accompagne une candidature, que cette candidature soit acceptée ou non. Une fois la candidature évaluée et acceptée par le RDS, une visite de terrain est effectuée par un conseiller du RDS qui discutera avec le producteur des détails des options à mettre en place dans le but de conclure un accord pour une période de dix ans. Outre les paiements semestriels pour les différentes options retenues, le HLS peut éventuellement comporter un volet investissement. Ces investissements peuvent servir à la restauration de bâtiments de fermes historiques, l'implantation de sentiers de randonnée, etc. (DEFRA 2005a et Conliffe I., DEFRA, communication personnelle).

Globalement, le HLS implique donc un suivi individualisé plus important que le ELS. Contrairement au ELS et au OELS, il obéit à une logique discrétionnaire et les candidatures sont mises en concurrence (Radley 2005 et Conliffe I., DEFRA, communication personnelle). En effet, les options du HLS sont conçues pour contribuer spécifiquement à un ou plusieurs des objectifs du ESS et sont appliquées sur des exploitations agricoles d'intérêt environnemental significatif (DEFRA 2005a). Le HLS implique une utilisation plus prononcée des fiches régionales évoquées ci-haut et les candidatures sont évaluées et

²⁵ Une densité d'arbres et une superficie minimales sont spécifiées.

²⁶ Le HLS vient en quelque sorte en complément d'un des deux autres programmes.

²⁷ Par exemple, pour une mesure comme la « conversion de terre arable en pâturages avec faible utilisation de fertilisant pour éviter l'érosion et les pertes de fertilisant par ruissellement », l'indicateur de succès pourrait être qu'au moins 90 % de la parcelle soit couverte d'herbes denses à la fin de la 2^{ème} année (DEFRA 2005, p. 39).

notées suivant l'adéquation entre les caractéristiques environnementales de l'exploitation agricole, les options choisies et les cibles environnementales prioritaires régionalement (DEFRA 2005a). Le HLS reposant sur un système de classification des candidatures, le gouvernement sélectionne celles qui offrent le meilleur ratio bénéfice environnemental/dépenses (Condliffe I., communication personnelle 2006 et DEFRA 2005a). L'évaluation de la valeur environnementale est effectuée en jugeant de façon plus pointue, par rapport au ELS, l'adéquation entre les options choisies par le producteur agricole et les priorités locales en matière d'environnement. Il ne semble pas y avoir de mesure obligatoire par définition, en dehors de la réalisation du Plan Environnemental. Cependant, le choix des actions par le producteur est fortement orienté par les priorités environnementales territoriales : un producteur ignorant ces priorités dans sa candidature aurait vraisemblablement peu de chance d'être sélectionné.

Financement

Globalement, les huit régions administratives du Rural Development Service disposent chacune d'un budget pour l'ensemble des MAE. Comme pour le CTE français, en tant qu'outil d'application du Programme de Développement Rural pour l'Angleterre, le financement de l'ESS est assuré en partie par le gouvernement britannique et par le FEOGA²⁸, comme pour d'autres MAE européennes.

Chaque région formule sa demande budgétaire en se basant, d'une part, sur l'historique et les prévisions de demandes des producteurs à joindre le programme et, d'autre part, sur les priorités environnementales de la région. Ces priorités régionales sont fonctions de cibles nationales et internationales en matière environnementale (notamment pour la biodiversité) et sont aussi déterminées par un groupe de partenaires régionaux chargé de réfléchir aux enjeux environnementaux de leur région.

Le financement du ESS comporte certaines particularités selon les niveaux d'action (ELS et HSL).

Particularité du ELS

À la différence du CSS et du HLS, les projets présentés par les producteurs dans le cadre du ELS n'entrent pas en concurrence dans la mesure où si une candidature donnée rencontre l'objectif de points, cette candidature peut faire l'objet d'un contrat. Le nombre de contrats signés dépend évidemment de l'enveloppe totale assignée au ESS. Selon les informations disponibles auprès des autorités en charge du programme, le premier niveau

²⁸ Depuis la réforme de la PAC adoptée à l'été 2003, les pays de l'Union Européenne ont accepté une réduction des montants versés au titre du 1^{er} pilier de la PAC (outil de régulation des marchés) au profit du 2^e pilier qui sert notamment à financer les MAE. Cette partie de la réforme est plus connue sous le nom de modulation des aides. Pour l'ELS, les fonds sont versés aux producteurs par le Ministère du Trésor Britannique mais proviennent en fait d'une modulation de 5 % des aides du 1^{er} pilier. Les montants obtenus servent aussi aux paiements du HLS, mais pour cette partie le Trésor Britannique verse un montant équivalent à l'aide européenne (Condliffe I., DEFRA communication personnelle).

semble avoir priorité au niveau de l'utilisation des budgets (Condliffe I., communication personnelle, mai 2006). En effet, si les fonds d'une région pour le premier niveau du programme sont épuisés, le RDS peut utiliser les ressources du HLS et éventuellement, ensuite, les fonds disponibles auprès d'autres régions.

Particularité du HLS

Rappelons que le HSL comporte deux volets d'aide financière aux producteurs agricoles : d'une part les paiements semestriels pour rémunérer les actions environnementales posées par les producteurs, et d'autre part, le financement de certains investissements. Pour le premier volet, l'Union Européenne rembourse la moitié des paiements effectués. Par contre, les investissements en capital qui sont couverts dans le deuxième volet du HLS sont financés à 100 % par le Trésor Britannique. La distinction entre les investissements en capital et les paiements versés comme indemnisation/rémunération des producteurs permettent une certaine flexibilité au gouvernement britannique dans la gestion des fonds du programme. Ainsi, en cas de resserrement budgétaire, le volet « investissement en capital » sera réduit car il est supporté intégralement par le gouvernement britannique.

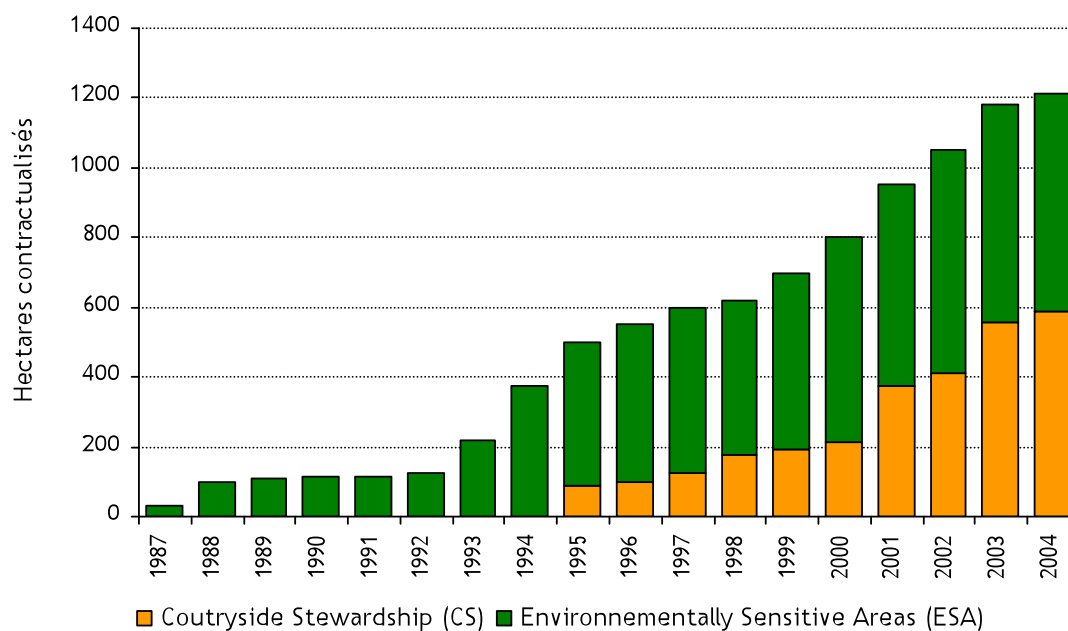
4.4.2 EFFICACITÉ ENVIRONNEMENTALE

L'efficacité environnementale du ESS n'a pas encore pu être jugée par l'Angleterre puisque le programme vient tout juste de démarrer. Par contre, tel que mentionné, il prend le relais de programmes existants (ESAS et CSS). Il semble que le nouveau programme ESS se distingue des précédents (CSS et ESAS) en ce qu'il vise une modification à large échelle des pratiques. En effet, les anciennes versions des mesures agroenvironnementales visaient des localités en particulier, réparties sur tout le territoire anglais et les zones défavorisées. À l'inverse, le premier niveau du ESS, soit le ELS (Entry Level Stewardship) permet une généralisation de la qualité de l'environnement en touchant un large public d'exploitants agricoles. Dans le même sens, de façon générale, on peut caractériser les mesures proposées dans le ELS (comme celle présentée au Tableau 4.4), comme étant relativement simples à réaliser et pouvant être appliquées à une grande échelle. Cependant, d'après l'étude-pilote menée par DEFRA avant le lancement du ELS, il semble tout de même qu'une majorité de producteurs ait dû modifier leur système d'exploitation pour entrer dans le programme. Ceci signifierait donc que l'ELS induit des effets positifs au niveau environnemental qui n'auraient pas été observés en l'absence du programme (Boatman et al. 2004). La mise en œuvre du ESS semble répondre au souhait d'intervenir à une plus grande échelle qu'avec les programmes précédents. Si le HLS semble être en quelque sorte une reformulation du ESAS et du CSS, l'ELS permet une amélioration des pratiques agroenvironnementales allant au-delà de ce qui est considéré comme les bonnes pratiques usuelles, sans toutefois être d'une exigence aussi élevée que le HLS.

En place pendant près de deux décennies, les ESAS et CSS ont fait l'objet d'évaluations. Les constats effectués sur leur performance environnementale permettent d'anticiper celle du ESS, en se basant sur les ressemblances ou différences entre les deux.

Les programmes ayant précédé le ESS, soit le ESAS (instauré en 1987) et le CSS (instauré en 1995) ont connu un essor important entre le moment de leur entrée en vigueur et 2004 (voir Figure 4.5). Le CSS a notamment permis de doubler la superficie contractualisée au cours des 10 ans pendant lesquels il a été effectif. Ainsi, en 2004, plus de 1,2 million d'hectares étaient contractualisés sous l'un des deux programmes (RDS 2006). Il semble que ces programmes aient atteint leurs objectifs tels qu'ils étaient énoncés dans le Programme de Développement Rural de l'Angleterre (ADAS et SQW 2003, p104). Il convient toutefois de préciser que ces objectifs étaient essentiellement exprimés en termes d'intrants²⁹ (inputs) et non d' « outputs » (ADAS et SQW 2003, p. 105).

Figure 4.5
Superficie contractualisée, CSS et ESAS, 1987 à 2004



Source : Extrait de CSS and ESAS Report on performance 2003/2004 and 2004/2005.

Un programme de suivi d'indicateurs mis en place dans les différentes régions a été élaboré pour mesurer l'efficacité environnementale du ESAS et du CSS. Ces indicateurs étaient utilisés de manière relativement variée, certains indicateurs suivant par exemple le taux de contractualisation total ou le type de terres (prairies, zones humides, etc.) dans les zones sensibles sélectionnées, d'autres étant des indicateurs environnementaux qualitatifs (végétation caractéristique d'un paysage/milieu donné en augmentation ou non). Ce programme s'adressant en particulier aux zones sensibles pour l'environnement (incluant le patrimoine historique), une série de projets de suivi de la faune/flore a été mise en place. Ainsi, des études de terrain sur des échantillons de terre contractualisées étaient réalisées pour évaluer l'évolution de certains indicateurs biologiques tels que la nidification des oiseaux (ECOSCOPE 2003, p. 44). On peut noter que les indicateurs les mieux suivis sont les indicateurs sur le taux de participation ou la contractualisation des terres, c'est-à-dire les

²⁹ Objectifs exprimés en termes de superficies/mètres linéaires contractualisés.

indicateurs de moyens. Les indicateurs de résultats (qualitatifs ou quantitatifs) semblent avoir souffert des réorientations des politiques et/ou d'un manque de moyens financiers (ECOSCOPE 2003).

Globalement, selon Ecoscope (in Radley 2005), l'ESAS a obtenu de très bons résultats pour le maintien de l'environnement historique et dans une moindre mesure pour améliorer la valeur de la biodiversité. L'efficacité environnementale du CSS est apparue particulièrement évidente sur quelques sites et/ou pour certaines espèces d'oiseaux. Ainsi, la performance du CSS « pour le maintien et l'amélioration de la faune sauvage et du paysage est évaluée comme potentiellement positive » (Radley 2005). Par contre, le programme a semblé avoir moins de succès dans la conservation des caractéristiques archéologiques et historiques des sites concernés.

En outre, de façon générale, la couverture territoriale limitée de ces programmes les a empêché de stabiliser ou renverser la tendance à la diminution d'espèces nécessitant des habitats étendus (Ecoscope in Radley 2005).

Bien qu'on ne dispose pas encore d'informations sur les résultats du ESS, on note qu'un plan d'évaluation détaillé existe déjà, spécifiant les critères d'évaluation et donc les indicateurs utilisés (DEFRA 2006)³⁰. On retrouve des indicateurs de moyens et des indicateurs de résultats quantitatifs et qualitatifs. L'objectif est par exemple la contractualisation de 60 % des terres agricoles à l'horizon 2007/2008, pour un total de 43 000 accords conclus. Pour la production biologique³¹, l'objectif est de passer d'un peu moins de 260 000 hectares en 2005 à 340 000 hectares en 2006-2007. Certains indicateurs existant déjà, comme le «Farmland Bird Index», seront suivis pour évaluer les progrès en matière de conservation de la faune/flore, des études sur des échantillons de territoires seront aussi réalisées (DEFRA 2006, p. 22 sqq).

Outre les objectifs nationaux, le HLS spécifie aussi des objectifs et des indicateurs individualisés pour les exploitants contractants. Des prescriptions relativement claires existent aussi sur la façon de mettre en œuvre les mesures du contrat signé par les exploitants agricoles. Dans certains cas, des indicateurs de succès sont aussi explicitement indiqués. Tel que mentionné, c'est le cas pour les populations d'oiseaux et certains végétaux (nombre d'espèces, taux de couverture des superficies, etc.). Pour d'autres éléments comme le paysage ou l'environnement historique, les indicateurs sont exprimés plus vaguement, l'objectif pouvant être un énoncé tel que « l'amélioration substantielle » de telle ou telle qualité de l'environnement.

Les producteurs qui adhèrent à des mesures agroenvironnementales sont particulièrement encouragés par le RDS à s'engager dans le ESS afin de pérenniser les efforts/investissements effectués dans les périodes précédentes; on réalise en effet qu'il

³⁰ Ce plan volumineux, près d'une cinquantaine de pages, peut être consulté à l'adresse Internet suivante : <http://www.defra.gov.uk/erdp/pdfs/es/ES-EvaluationPlan-Feb06.pdf>

³¹ Concernée par l'OELS dans le nouveau programme de même que par les anciens programmes Organic Farm Scheme.

coûte moins cher de préserver les acquis que de faire de la restauration ou de la reconstitution de ressources environnementales (Présentation Ian Condliffe 2006).

Selon les dernières statistiques du Department for Environment Food and Rural Affairs (DEFRA), environ 17 500 accords auraient été signés début 2006 dans le cadre du ESS³², ce qui représentait plus de 2,25 millions d'hectares contractualisés (site Internet DEFRA). Ceci correspond à environ 25 % de la surface agricole anglaise (nos calculs et Howie F., NFU, communication personnelle).

4.4.3 EFFICIENCE ÉCONOMIQUE

De la même façon que la jeunesse du ESS ne permet pas son évaluation dans l'atteinte des objectifs environnementaux, elle rend également impossible de juger de son efficacité économique. Avec la même logique, c'est donc l'évaluation des programmes dont le ESS prend la relève (ESAS et CSS) qui sert de référence. Ainsi, l'évaluation à mi-parcours du Plan de Développement Rural National (PDRN) pour la période 2000-2006 indiquait que ces programmes avaient, dans l'ensemble, atteint leurs objectifs du point de vue économique³³ (ADAS et SQW 2003). Radley (2005) indique aussi que ces programmes ont fourni un ratio coût/bénéfice environnemental satisfaisant. Plusieurs études réalisées en utilisant la Méthode d'évaluation contingente évoquent aussi des résultats positifs (voir Tableau 4.5). On observe que les résultats sont très variables d'une étude à l'autre et d'une zone sensible à une autre.

³² Peu d'information est disponible sur la répartition des contrats et des terres selon les trois niveaux d'application. D'après Howie (Présentation NFU 2006), en février 2006, environ 14 000 contrats ELS avaient été signés, environ 400 pour l'OELS et 300 pour le HLS.

³³ Là encore, les objectifs étaient surtout exprimés en terme de moyen. Par exemple, pour le CSS, pour chaque million de £, 4300 ha supplémentaires devaient être contractés, 350 km supplémentaires de haies et murs de pierres devaient être créés, etc.

Tableau 4.5
Analyse Coût-Bénéfice de quelques ESAS, données en milliers de £.

Agri-environmental scheme	Bénéfice estimé par personne (£)	Bénéfice total	Coûts pour le Ministère des Finances	Valeur Nette	Méthode d'évaluation
Mourne Mountains and Slieve Croob ESA Moss and Chilton (1997)	n.d.	13 090	409	12 681	CVM
South Downs ESA Willis and Garrod (1993)	1,98 - 27,5	263*a -79 835*c	970	(-) 707 - 78 865	CVM
Somerset levels and Moors ESA Willis and Garrod (1993)	2,45 - 17,5	101*a -52 637*c	1 859	(-) 1757 - 50 778	CVM
Stewartry ESA Gourlay (1995)	3,00 - 22,6	372*a -1825*b	430	(-) 58 -1395	CVM
Loch Lomond ESA Gourlay (1995)	2,28 - 32,8	229*a -3 211*b	70	160 -3141	CVM
Breadalbane ESA Hanley et al. (1996)	22,02 - 98	93*a -44 100 *d	397	(-) 304 - 43 703	CVM
Breadalbane ESA Hanley et al. (1996)	107,55	636*a - 4 841*b	397	239 -4445	CE
Machair ESA Hanley et al. (1996)	13,4 - 378	76*a -26 800 *d	102	(-) 26 - 26 698	CVM
Machair ESA Hanley et al. (1996)	23,15	256*a - 564*b	102	154 - 462	CE
Norfolk Broads ESA Bateman et al. (1994)	142-150	nd	1 821	nd	CVM

Source : Pam Mason, DEFRA, communication personnelle, paper prepared for the appraisal and evaluation group, 1st of May 2003, Rural and Resource Economics, Economics and Statistics Directorate, DEFRA

Note : CVM = contingent valuation; CE = choice experiment; CR = contingent ranking.

*a residents only.

*b residents plus visitors.

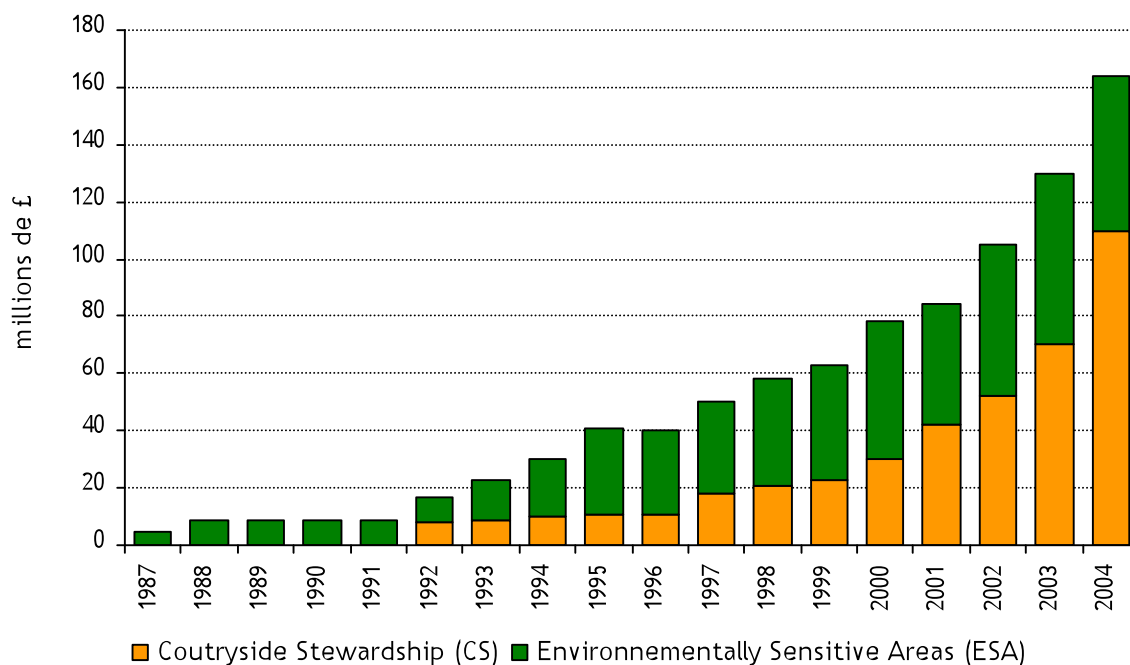
*c residents plus visitors plus general public

*d general public

*e Based on saving one bird species only; aggregated over RSPB members.

La figure suivante permet de constater l'ampleur des dépenses gouvernementales associées aux programmes CSS et ESAS. En 2004, elles totalisaient un peu plus de 350 millions de dollars (160 millions de £) dont environ 67 % dédiés au CSS.

Figure 4.6
Dépenses gouvernementales totales associées au CSS et ESAS (en million de £)



Source : Extrait de CSS et ESAS Report on performance 2003/2004 et 2004/2005.

Enfin, l'évaluation à mi-parcours du PDRN anglais fournit aussi quelques données sur les impacts socio-économiques plus vastes du CSS et du ESAS. L'effet sur l'emploi dans les exploitations bénéficiaires est par exemple estimé à près de 4000 emplois créés ou maintenus par le CSS et l'ESAS. Le CSS a eu un effet plus prononcé sur le maintien d'emploi que l'ESAS et le coût par emploi créé/maintenu était de 38 372 \$ pour le CSS alors qu'il était de 47 131 \$ pour l'ESAS³⁴ (ADAS et SQW 2003).

L'effet sur l'emploi du ESS fera partie des éléments qui seront analysés par le gouvernement britannique, mais il ne semble pas y avoir pour l'instant d'objectifs affichés à cet égard (DEFRA 2006). D'ailleurs, le projet-pilote ne comportait pas d'évaluation de l'effet sur l'emploi (Boatman et al. 2004).

Certaines caractéristiques distinguent le ESS des programmes qu'il remplace (CSS et ESAS). D'abord il n'y a pas de plafond par exploitation agricole ni de dégressivité pour les paiements du ELS et HLS, contrairement au CSS par exemple. Dans le cadre du CSS, il

³⁴ Ces chiffres concernent seulement les emplois directs dans les exploitations bénéficiaires des programmes. Les effets multiplicateurs n'ont pas été calculés. De plus, les coûts sont la somme des paiements faits aux bénéficiaires de chaque programme et n'incluent pas les coûts d'administration (ADAS et SQW 2003).

existait un plafonnement ou une dégressivité des paiements pour certaines options couvrant de larges parcelles. Par exemple, un exploitant agricole pouvait recevoir 110 \$/ha pour la gestion/conservation des 300 premiers hectares de lande ou bruyère puis 44 \$/ha au-delà. Pour le HLS et le ELS, le taux de paiement par hectare reste le même, quel que soit le nombre d'hectares. Il semble que certaines régions (celles possédant de larges zones de lande ou bruyère) soient mal à l'aise avec ce nouveau système car il alloue aux propriétaires d'exploitations de grandes superficies agricoles des revenus élevés tout en leur permettant des économies d'échelle. Cela déplaît autant aux producteurs qui ont une entreprise de taille relativement petite, qu'aux fonctionnaires qui doivent gérer le budget régional (Condliffe I. DEFRA, communication personnelle). On remarque donc qu'il n'y a pas d'objectif implicite de redistribution du soutien public vers les petites et moyennes exploitations, contrairement au CTE français.

Un taux de paiement unique au niveau national soulève également la question de la demande sociale exprimée pour la qualité de l'environnement. Hanley et al. (2006) ont effectué une étude sur la volonté de payer de la population pour différents paysages/caractéristiques environnementales dans plusieurs régions d'Angleterre. Ils ont utilisé la méthode du Choice Experiment et effectué un sondage sur un échantillon de population. Leurs résultats mettent en évidence que la volonté de payer pour les biens environnementaux fournis par les MAE varie d'une région à une autre et selon les attributs environnementaux, et que par conséquent, les paiements offerts pourraient aussi varier. Ces résultats, ainsi que ceux évoqués par Mason (2003) soulèvent la question de la méthode pour fixer le niveau de rémunération des producteurs agricoles participant à des MAE. Cette rémunération devrait-elle être fixée en fonction du coût d'opportunité pour le producteur ou de la demande exprimée par la population, ou encore de la valeur des bénéfices générés ?

Coûts liés à l'administration et à la conformité

Les coûts d'administration des programmes qui ont précédé l'ESS sont estimés à respectivement 45 millions de dollars et 22 millions de dollars, soient 27,7 % et 15,9 % du coût total pour le CSS et l'ESAS (ADAS et SQW 2003, p. 119). Il n'a pas été possible d'obtenir des données sur les coûts de conception du ESS, mais comme observé auparavant, l'élaboration de ce programme a fait l'objet d'une préparation minutieuse (Radley 2005).

Rappelons aussi que dans sa mise en œuvre, la conception en trois parties du ESS vise à mettre en place un premier niveau à large portée, le ELS, dont le coût d'administration est faible car composé essentiellement de l'examen de la candidature initiale et d'inspection d'un échantillon de producteur ensuite. Les coûts administratifs devraient être de 24 à 44 millions de dollars par an, selon les années, pour l'ensemble des composantes de l'ELS (DEFRA 2006, p.14). Ce montant est susceptible de varier selon les résultats des accords sur le financement de la PAC pour la période 2007-2013. Bien que dans l'ensemble l'ELS ait été conçu pour être administré facilement par les services de DEFRA, il semble que des problèmes de gestion informatique aient causé des retards et des difficultés à ce chapitre (Howie F. NUF communication personnelle, DEFRA 2006).

L'autre niveau, le HLS, sans être chiffré, implique des coûts unitaires d'administration plus élevés en raison des activités de conseil et de suivi plus importantes qui y sont reliées.

4.4.4 BILAN

Parmi les éléments à retenir du programme ESS, le premier est celui de la continuité. En effet, la volonté de bâtir ce nouveau programme sur la base des MAE précédentes apparaît primordiale, notamment pour maintenir les avancées acquises sur le plan environnemental. De même, d'un simple point de vue pédagogique, il est sans contredit plus aisé de maintenir l'intérêt des producteurs agricoles s'ils demeurent familiers avec le fonctionnement de la nouvelle mesure et n'ont pas l'impression que les efforts accomplis dans le cadre de mesures précédentes sont perdus.

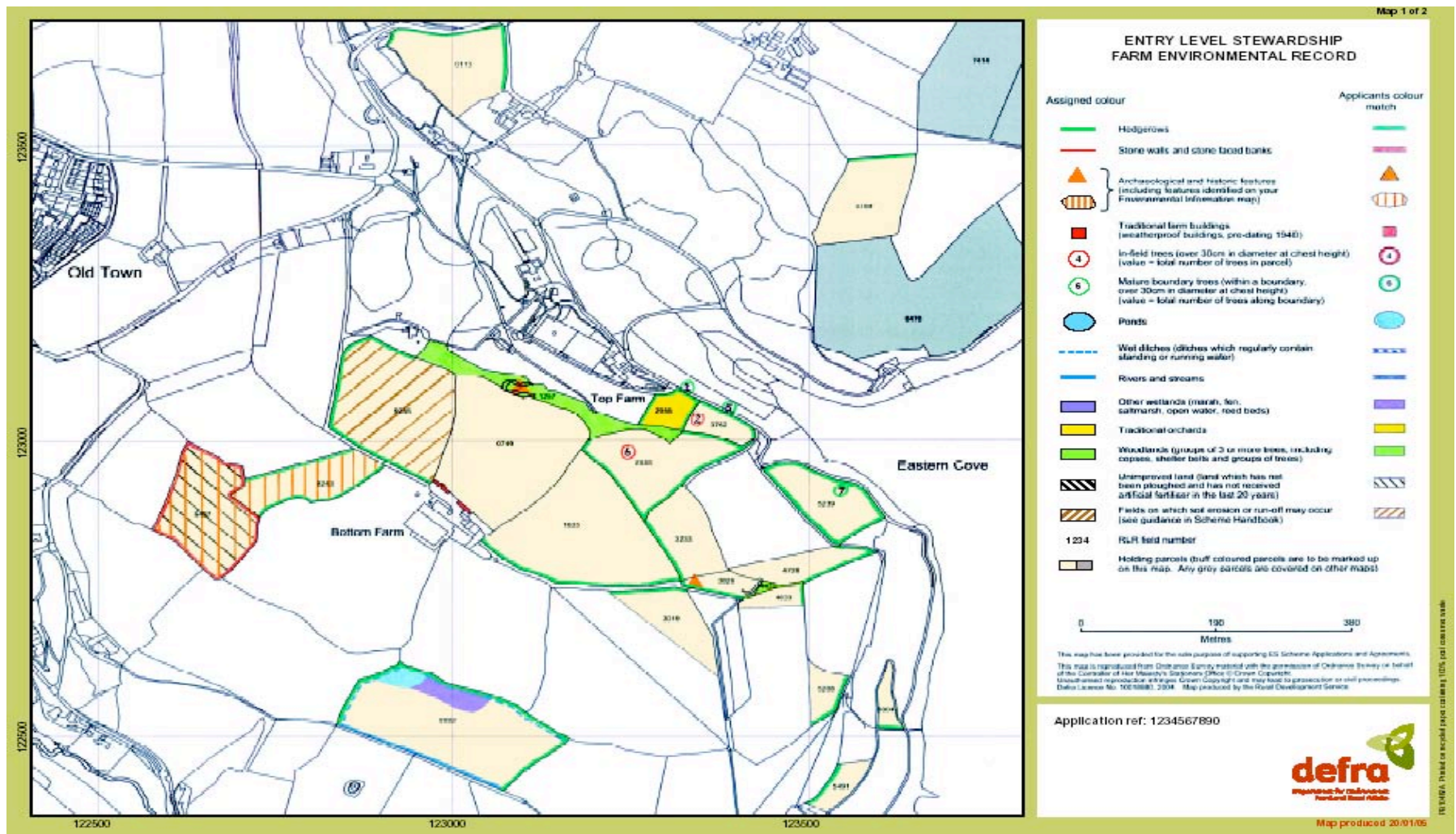
L'importance de fixer des objectifs initiaux clairs, accompagnés d'indicateurs de mesure et de suivi, est également à retenir.

La concertation et la participation de divers acteurs- tant les producteurs agricoles que les citoyens et les élus- lors de la phase de conception de la mesure apparaît également comme un facteur de succès. Ainsi, la réalisation d'un projet-pilote avant l'implantation à large échelle du programme, de même que l'implication des partenaires régionaux dans la détermination des priorités régionales environnementales de leur région contribuent sans aucun doute à ce que les producteurs agricoles s'approprient plus rapidement le programme et y adhèrent.

Toujours dans une perspective de rejoindre un plus large public, la conception du programme en trois niveaux, permet de donner des incitatifs économiques cohérents avec le degré d'avancement des producteurs agricoles en matière environnementale. Le premier niveau permet de rejoindre un bassin de producteurs agricoles très large, et vient motiver un producteur à accéder à un niveau supérieur.

Malgré cette volonté d'obtenir un taux d'adhésion élevé, le programme anglais n'apparaît pas optimal du point de vue de la couverture territoriale qu'il permet, par ferme, et ne garantissant donc pas nécessairement des résultats étendus sur une zone donnée. De même, et bien qu'il ne soit pas encore possible d'en juger, il semble que le paiement unique national puisse être problématique non seulement en ce qui concerne le contrôle des coûts, mais dans une optique d'équité entre différentes tailles d'entreprise.

ANNEXE 4.4.A EXEMPLE DE CARTE DU ENTRY LEVEL STEWARDSHIP



ANNEXE 4.4 B OPTIONS ET POINTS ATTRIBUÉS, ENTRY LEVEL STEWARDSHIP,

	Options	Unité	Points
Options for boundary features	Hedgerow management (on both sides of hedge)	100m	22
	Hedgerow management (on one side of hedge)	100m	11
	Enhanced hedgerow management	100m	42
	Stone-faced hedgebank management on both sides	100m	16
	Stone-faced hedgebank management on one side	100m	8
	Ditch management	100m	24
	Half ditch management	100m	8
	Combined hedge and ditch management (incorporating EB1 hedge management)	100m	38
	Combined hedge and ditch management (incorporating EB2 hedge management)	100m	26
	Combined hedge and ditch management (incorporating EB3 hedge management)	100m	56
Stone wall protection and maintenance	100m	15	
Options for Trees and Woodland	Protection of in-field trees - arable	Tree	12
	Protection of in-field trees - grassland	Tree	8
	Maintenance of woodland fences	100m	4
	Management of woodland edges	ha	380
Options for Historic and Landscape Features	Take archaeological features currently on cultivated land out of cultivation	ha	460
	Reduce cultivation depth on land where there are archaeological features	ha	60
	Management of scrub on archaeological sites	ha	120
	Archaeological features on grassland	ha	16
Options for Buffer Strips and Field Margins	2 m buffer strips on cultivated land	ha	300
	4 m buffer strips on cultivated land	ha	400
	6 m buffer strips on cultivated land	ha	400
	2 m buffer strips on intensive grassland	ha	300
	4 m buffer strips on intensive grassland	ha	400
	6 m buffer strips on intensive grassland	ha	400
	Buffering in-field ponds in improved grassland	ha	400
	Buffering in-field ponds in arable land	ha	400

	Options	Unité	Points
Options for Arable Land	Field corner management	ha	400
	Wild bird seed mixture	ha	450
	Wild bird seed mixture on set-aside land	ha	85
	Pollen and nectar flower mixture	ha	450
	Pollen and nectar flower mixture on set-aside land	ha	85
	Over-wintered stubbles	ha	120
	Beetle banks	ha	580
	Skylark plots	plot	5
	Conservation headlands in cereal fields	ha	100
	Conservation headlands in cereal fields with no fertilisers or manure	ha	330
	6m uncropped, cultivated margins on arable land	ha	400
Options to Encourage a Range of Crop Types	Under sown spring cereals	ha	200
	Wild bird seed mixture in grassland areas	ha	450
	Pollen and nectar seed mixtures in grassland areas	ha	450
	Cereals for whole crop silage followed by over-wintered stubbles	ha	230
	Brassica fodder crops followed by over-wintered stubbles	ha	90
Options to Protect Soils	Management of high erosion risk cultivated land	ha	18
	Management of maize crops to reduce soil erosion	ha	18
Options for Lowland Grassland Outside the LFA	Take field corners out of management	ha	400
	Permanent grassland with low inputs	ha	85
	Permanent grassland with very low inputs	ha	150
	Management of rush pastures (outside the LFA)	ha	150
	Mixed stocking	ha	8
Options for the Uplands (LFA land)	Field corner management (LFA land)	ha	100
	Manage permanent in-bye grassland with low inputs	ha	35
	Manage in-bye pasture and meadows with very low inputs	ha	60
	Management of rush pastures (LFA land)	ha	60
	Enclosed rough grazing	ha	35
	Moorland and rough grazing	ha	5
Management Plans	Soil management plan	ha	3
	Nutrient management plan	ha	2
	Manure management plan	ha	2
	Crop protection management plan	ha	2

Source : DEFRA 2005d

BIBLIOGRAPHIE

ADAS Consulting limited and SQW limited. *The Mid-Term evaluation of the England Rural Development Programme*. Prepared for DEFRA, 2003, 191 p.

BOATMAN N.D., C. DEPPE, D. GARTHWAITE, S. GREGORY and N.E. JONES (CENTRAL SCIENCE LABORATORY). *Evaluation of the pilot entry level agri-environment scheme. Final Report*, 2004, 43 p.

<http://statistics.defra.gov.uk/esg/evaluation/pelaes.pdf>

CAREY P.D., C. SHORT, C. MORRIS, J. HUNT, A. PRISCOTT, M. DAVIS, C. FINCH, N.CURRY, W. LITTLE, M.WINTER, A. PARKIN et L.G. FIRBANK. *The Multidisciplinary evaluation of a national agri-environmental scheme*. Journal of Environmental Management, no 69 (2003), 71-91.

DEFRA. *Environmental Stewardship Evaluation Plan*. Department for Environment Food Rural Affairs (DEFRA), Version électronique mise à jour le 13 février 2006, 48 p.

<http://www.defra.gov.uk/erdp/pdfs/es/ES-EvaluationPlan-Feb06.pdf>

DOBBS Thomas L. and Jules N. PRETTY. *The United Kingdom's experience with agri-environmental stewardship schemes: lessons and issues for the United States and Europe*. South Dakota State University Economics Staff Paper 2001-1 et University of Essex Centre for Environment and Society Occasional Paper 2001-1, 2001, 30 p.

<http://www2.essex.ac.uk/ces/ResearchProgrammes/CESOccasionalPapers/StaffPaper2001-1FINAL.pdf>

ECOSCOPE APPLIED ECOLOGISTS. *Review of agri-environment schemes- monitoring information and R&D results*. Final Report, Part A-Chapters 1-9, April?? 2003, 125 p.

http://www.defra.gov.uk/erdp/pdfs/esaspdfs/monitoring_april_03_a.pdf

HANLEY Nick, Sergio COLOMBO et Helen JOHNS. *The reform of support mechanisms for upland farming: paying for public goods in the Severely Disadvantaged Areas of Engalnd*. Submitted to Journal of Agricultural Economics, 2006, 29 p.

LITTLE William, Chris SHORT, Nigel CURRY, Peter CAREY, Chris FINCH and Victoria HAIGH. *Monitoring and evaluation of the countryside stewardship scheme - Methodology report*. Version révisée, 2001.

<http://www.defra.gov.uk/erdp/pdfs/cssmonitoring/cssmeth.pdf>

RADLEY Geoffrey. *Evaluating agri-environment schemes in England*, in *Evaluating agri-environmental policies - Design, practice and results*. OCDE 2005, p. 161-175.

RURAL DEVELOPMENT SERVICE (RDS). *Countryside Stewardship Scheme and Environmentally Sensitive Areas Schemes - Report on performance 2003/2004 and 2004/2005*, DEFRA, 2006, 28 p.

http://www.defra.gov.uk/erdp/pdfs/css/css_ESAS_ann_rep_04-05.pdf

RURAL DEVELOPMENT SERVICE (RDS). *Higher Level Stewardship Handbook - Terms and conditions and how to apply*, DEFRA, 2005a, 123 p.

<http://www.defra.gov.uk/erdp/pdfs/es/hls-handbook.pdf>

RURAL DEVELOPMENT SERVICE (RDS). *Higher Level Stewardship - Payments for Land Management Options, supplements and Capital Items*, DEFRA, 2005b, 16 p.

<http://www.defra.gov.uk/erdp/pdfs/es/hls-payment-booklet.pdf>

RURAL DEVELOPMENT SERVICE (RDS). *Organic Entry Level Stewardship Handbook - Terms and conditions and how to apply*, DEFRA, 2005c, 162 p.

<http://www.defra.gov.uk/erdp/pdfs/es/oels-handbook.pdf>

RURAL DEVELOPMENT SERVICE (RDS). *Entry Level Stewardship Handbook - Terms and conditions and how to apply*, DEFRA, 2005d, 116 p.

<http://www.defra.gov.uk/erdp/pdfs/es/els-handbook.pdf>

SHORT Christopher, Michael Winter (CCRU) and John CRABB, Mark TEMPLE, Amanda DAUVEN, Bingül AUGUSTIN (ADAS). *Economic Evaluation of the Countryside Stewardship Scheme*, Prepared for Economics Resource Division, MAFF, 2000.

<http://statistics.defra.gov.uk/esg/evaluation/csseval/>

Site web :

<http://www.defra.gov.uk/erdp/schemes/es/default.htm>

4.5 CONSERVATION COMPLIANCE, SODBUSTER ET SWAMPBUSTER, ÉTATS-UNIS

4.5.1 CYCLE DE VIE

Contexte et objectifs généraux

Le Conservation Compliance, le Sodbuster et le Swambuster sont trois programmes américains qui ont pour objectif la protection de certaines terres sensibles (haut risque d'érosion (HEL) et milieux humides) en conditionnant l'accès aux paiements gouvernementaux à l'adoption de pratiques de conservation (éco-conditionnalité). Ces programmes sont analysés conjointement dans la présente étude de cas en raison de leurs similitudes, interactions et complémentarités. Il convient cependant de noter que chacun de ceux-ci possède des objectifs spécifiques.

Au cours des années 1970, il a été reconnu que les mesures de soutien du prix et des revenus des producteurs encourageaient la production de cultures exigeantes pour les sols (maïs, coton, soya) sur des terres parfois hautement propices à l'érosion (Reichelderfer, 1985 ; Watts et al, 1983 ; Heimlich, 1986, cité par Claassen, 2005). La création des trois programmes d'éco-conditionnalité en 1985 visait donc à inciter l'adoption de meilleures pratiques de conservation de l'environnement par les producteurs agricoles qui étaient admissibles à des mesures de soutien des prix et des revenus. Les Etats-Unis ont été le premier pays de l'OCDE à mettre en place des programmes d'éco-conditionnalité.

Fonctionnement

Les producteurs qui ne rencontrent pas les critères de conformité de ces trois programmes peuvent se voir refuser les bénéfices de plusieurs programmes agricoles fédéraux dont ceux qui concernent le soutien à la production, l'aide en cas de catastrophe et la conservation (voir Tableau 4.6) (Claassen, 2005). En 2002, 76 % des paiements sujets à l'éco-conditionnalité relevaient des programmes de soutien à la production. Encore en 2002, les paiements aux producteurs auxquels des mesures d'éco-conditionnalité étaient rattachées représentaient 36 % de l'ESP³⁵ des Etats-Unis (OECD PSE database).

³⁵ L'ESP (estimation du soutien à la production) est une mesure de soutien aux producteurs. Il s'agit d'un des principaux indicateurs du niveau de l'aide à l'agriculture dans les pays de l'OCDE.

Tableau 4.6
Paiements directs relatifs aux politiques de conservation des milieux humides et/ou des sols sensibles à l'érosion

	Année fiscale 1997 réel	Année fiscale 1998 réel	Année fiscale 1999 réel	Année fiscale 2000 réel	Année fiscale 2001 réel	Année fiscale 2002 réel
<i>Millions USD</i>						
Programmes en cours - produits de base						
Production Flexibility Contract	6 350	5 719	5 476	5 057	4 105	3 968
Loan Deficiency	0	0	3 360	6 419	5 293	5 345
Autres paiements directs	0	0	277	1	1 159	182
<i>Sous-total</i>	<i>6 350</i>	<i>5 719</i>	<i>9 113</i>	<i>11 477</i>	<i>10 557</i>	<i>9 495</i>
Programmes relatifs aux désastres naturels						
Market Loss Assistance	0	0	3 011	12 436	5 455	0
Désastres non assurés	63	69	54	38	64	181
Désastres	48	15	2 264	1 452	3 146	254
<i>Sous-total -</i>	<i>111</i>	<i>84</i>	<i>5 329</i>	<i>13 926</i>	<i>8 665</i>	<i>435</i>
Programmes de conservation						
Conservation Reserve Program	1 774	1 798	1 462	1 513	1 655	1 785
Environmental Quality Incentives Program	200	200	170	170	163	313
Wetland Reserve Program	119	219	123	165	182	263
Emergency Conservation Program	25	29	28	50	80	
Watershed and Flood Prevention	90	106	194	176	102	200
<i>Sous-total</i>	<i>2 208</i>	<i>2 352</i>	<i>1 977</i>	<i>2 074</i>	<i>2 182</i>	<i>2 561</i>
Total	8 669	8 155	16 419	27 477	21 404	12 491

Sources : ERS, based on data from Office of Budget and Program Analysis, USDA, the Highly Erodible Land and Wetland Conservation final rule and communications with national programme staff, FSA, USDA.

Depuis 1996 sous le « 1996 Act », les subventions fédérales pour l'assurance récolte ne sont plus sujettes à l'éco-conditionnalité. Cependant, les prêts agricoles fédéraux ainsi que les prêts garantis (price support loans et farm credit loans) le sont (Claassen, 2005). Le tableau suivant rapporte l'évolution de ces aides gouvernementales concernées par la mesure de conservation.

Tableau 4.7
Programmes de prêt gouvernementaux relatifs aux pratiques de conservation des milieux humides et/ou des sols sensibles à l'érosion

	Année fiscale 1999	Année fiscale 2000	Année fiscale 2001
<i>Millions USD</i>			
Commodity loan programmes			
Price Support/Marketing Assistance Loans	8 358	9 669	8 567
Farm Storage Facility Loans ¹	0	102	81
<i>Total - Commodity Loan Programmes</i>	<i>8 358</i>	<i>9 771</i>	<i>8 648</i>
Farm Credit loan programmes			
Farm Opening Loans	2 565	2 465	2 153
Farm Ownership Loans	944	1 106	1 016
Emergency Loans	330	151	90
<i>Total - Farm Credit Loan Programmes</i>	<i>3 839</i>	<i>3 722</i>	<i>3 259</i>
Total - Loan Programmes	12 197	13 493	11 907

Note 1 : Non soumis au programme Wetlands Conservation provisions.

Sources : ERS, based on data from Office of Budget and Program Analysis, USDA, the Highly Erodible Land and Wetland Conservation final rule and communications with national programme staff, FSA, USDA.

Conservation Compliance

Le Conservation Compliance qui a été introduit dans le «1985 Food Security Act » exige des producteurs participants aux programmes agricoles fédéraux et cultivant des terres désignées « Highly Erodible Lands » (HEL) de mettre en place des pratiques de conservation des sols afin d'éviter ou pour réduire l'érosion. Dans le cadre du programme, les producteurs avaient jusqu'en 1990 pour développer un plan de conservation dont l'implantation devait être complétée pour 1995 (Claassen, 2005).

Le programme s'applique aux terres dont au moins « un tiers ou 50 acres (celui qui est le moindre) sont composés de sols hautement sujets à l'érosion » (HEL). Les HEL sont définis comme des sols présentant un index d'érodibilité (IE) élevé³⁶. D'après Claassen (2000), 146 millions d'acres³⁷ étaient déclarés HEL sur l'ensemble des fermes américaines en 1995. Depuis, la classification plus exhaustive des terres selon l'évaluation de leur érodibilité a certainement augmenté la superficie déclarée HEL.

³⁶ Il s'agit de sols dont l'IE est supérieur ou égal à 8, un IE de 8 indiquant que sans pratique de conservation, le sol s'érode à un taux 8 fois plus grand que son taux de tolérance (Claassen, 2000).

³⁷ Soit 59 millions d'hectares où 1 acre = 0,404685 hectares

Cet estimé de 1995 fournit néanmoins une base de référence. Ainsi, sur ces 146 millions d'acres désignés HEL en 1995, le Conservation Compliance en couvrait en 2005 environ 100 millions d'acres³⁸, soit environ 25 % de la terre arable aux Etats-Unis (Claassen, 2005).

Les méthodes de conservation utilisées sur les terres HEL participantes aux programmes fédéraux sont diverses. De fait, 1600 systèmes de conservation distincts ont été approuvés par le Ministère de l'agriculture américaine (USDA) (Claassen, 2005). Néanmoins, un peu plus de la moitié des superficies concernées a recours à une ou plusieurs des trois pratiques suivantes : « la rotation des cultures, le travail minimal du sol et l'usage des résidus de culture » (voir Tableau 4.8).

Tableau 4.8
Méthodes de conservation les plus fréquemment utilisées sur les terres agricoles sensibles à l'érosion soumises à une obligation de conformité

	% des sols sensibles à l'érosion (HEL) cultivé
Méthode de conservation employée	
Semis direct/résidus de culture	27,5
Semis direct/travail minimal du sol	10,8
Semis direct seulement	7,8
Résidus de culture seulement	4,9
<i>Total</i>	51,0
Pratiques techniques de conservation¹	
Total avec le semis direct	81,1
Total avec l'usage des résidus de culture	51,3
Total avec le travail minimal du sol	33,0

Note 1 : Le total des pourcentages dépassent 100 parce que certaines méthodes de conservation requièrent le recours à plus d'une pratique.

Source : USDA, ERS, compilé à partir des données du NRCA 1997 Compliance Review.

Swampbuster

L'implantation du programme Swampbuster remonte également à 1985. Contrairement au programme de Conservation Compliance, le Swampbuster s'applique principalement à des terres qui ne sont pas en production. L'objectif est de protéger les fonctions et valeur des milieux humides, c'est-à-dire l'habitat de la faune et de la flore, la purification de l'eau, le renouvellement de la nappe phréatique et la prévention des inondations.

Sous le Swampbuster, les producteurs qui convertissent des milieux humides pour des fins de productions agricoles risquent de perdre les bénéfices des programmes de soutien agricole fédéraux (Claassen, 2004). À ce sujet, le « 1996 Federal Agriculture Improvement and Reform (FAIR) Act » a introduit quelques éléments de flexibilité pour des petites

³⁸ Soit 40,5 millions d'hectares où 1 acre = 0,404685 hectares

surfaces de terres humides. Sous les conditions suivantes, ces surfaces peuvent être exemptées des pénalités associées à la conversion des milieux humides:

La conversion aura un effet minimal sur les fonctions et valeurs de la terre humide.

La conversion du milieu humide sera entièrement compensée par la création ou la restauration de terres humides semblables dans la même région.

Un milieu humide est modifié par inadvertance sans intention d'enfreindre la loi et celui-ci est restauré en moins d'une année. (Claassen, 2004)

Sodbuster

Le troisième programme d'éco-conditionnalité, aussi introduit en 1985, est le Sodbuster. L'objectif plus particulier de ce programme est d'empêcher la conversion de terres hautement érosives (HEL), actuellement enherbées ou boisées, en terres de culture (Claassen, 2005). Toutes les terres qualifiées de HEL qui n'étaient pas cultivées entre 1981 et 1985 se retrouvent concernées par ce programme (224 millions d'acres³⁹) (Canning, 1994). Les producteurs agricoles qui désirent cultiver ces terres doivent adopter un système rigoureux de pratiques de conservation agricole qui réduit l'érosion à un niveau de tolérance du sol qualifié de « T », soit « le taux d'érosion du sol qui peut continuellement se produire sur un sol spécifique sans réduire sa productivité » (Claassen et al. 2001).

4.5.2 EFFICACITÉ ENVIRONNEMENTALE

Plusieurs études ont tenté d'évaluer les impacts environnementaux associés aux trois programmes d'éco-conditionnalité Conservation Compliance, Swampbuster et Sodbuster. Étant donné l'interaction entre les programmes, la complexité des écosystèmes et la multiplicité des facteurs pouvant agir sur la conservation des sols, il apparaît difficile d'isoler les impacts environnementaux associés à chacun des programmes. De même, leur performance environnementale n'est pas encore entièrement comprise et leur évaluation demeure parfois incomplète. La présente section offre un résumé des tentatives qui ont été faites pour apprécier l'efficacité environnementale des programmes d'éco-conditionnalité aux États-Unis.

Mentionnons aussi que l'utilisation de la valeur de tolérance du sol « T » est controversée dans le cadre de ces programmes de conservation. Durant les années 1970, on a remis en question la rigueur scientifique de cet indice, mais les tentatives de le corriger n'ont pas abouti (Claassen et al, 2004)⁴⁰. Parmi les problèmes évoqués avec la valeur T, on mentionne le fait qu'elle n'inclut pas les dommages hors site associés aux sédiments perdus

³⁹ 90,6 millions d'hectares.

⁴⁰ Des méthodes alternatives pour mesurer les dommages causés par l'érosion à la productivité du sol sont en développement, mais elles ne sont pas encore utilisées par le USDA (Pierce et al. tiré de Claassen et al., 2004).

par l'érosion, dommages souvent plus importants que ceux causés sur le site même (Ribaud, 1989; Ribaud et al., 1990; Feather et al., 1999 cité par Claassen et al., 2004).

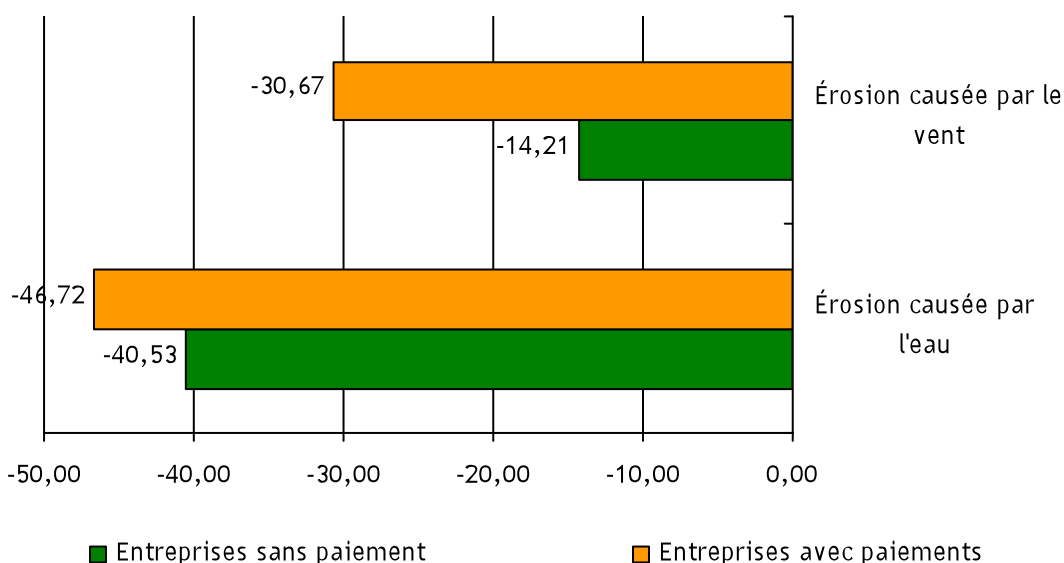
Dans le même esprit, les 146 millions d'acres identifiés HEL représentent environ un tiers des terres cultivées aux États-Unis. Cependant, selon le General Accounting Office (GAO, 1990) plusieurs millions d'acres sont sujets à des taux d'érosion considérables mais ne sont pas compris dans la définition de HEL. Par exemple, il serait possible de modifier l'index actuel d'érodibilité qui donne accès au Conservation compliance de 8 fois à 5 fois le niveau de tolérance du sol. Ceci permettrait d'inclure dans le programme 75 millions d'acres de terres additionnelles (GAO, 1990).

Conservation Compliance

Les données du National Resources Inventory (NRI) et du Agricultural Resources Management Survey (ARMS) indiquent qu'environ 83 % des terres HEL sous culture, soit environ 91 millions d'acres, sont situées sur des exploitations agricoles qui reçoivent des paiements gouvernementaux (Claassen, 2005). Autrement dit, une proportion importante des terres HEL est sujette au programme Conservation Compliance. Cependant, une large proportion des paiements des programmes agricoles fédéraux vont à des fermes qui ont peu ou pas de terres qualifiées de HEL. Les fermes qui ont une large superficie de terres HEL reçoivent des paiements modestes du gouvernement. Ceci suggère que de faibles paiements gouvernementaux pour certaines fermes sont suffisants pour inciter une conformité au programme de Conservation Compliance. Les faibles coûts associés à la conformité expliquent cette forte adhésion au programme (Claassen, 2004).

On a constaté une forte réduction de l'érosion du sol peu de temps après l'introduction du Conservation Compliance. Ainsi, entre 1982 et 1997, l'érosion annuelle sur les terres cultivées a diminué de près de 40 %, correspondant à 1,17 milliard de tonnes de sols qui auraient été perdus autrement (USDA-NRCS, 2002, cité par Claassen, 2005). La Figure 4.7 montre le pourcentage de changement de l'érosion du sol en excédant de l'indice « T » entre 1982 et 1997, en distinguant les exploitations agricoles ayant reçu ou non des paiements gouvernementaux. On observe que la réduction de l'érosion est plus prononcée chez celles ayant bénéficié du soutien gouvernemental. Cette différence est plus marquée dans le cas où l'érosion est causée par le vent (Claassen, 2005).

Figure 4.7
Pourcentage de changement de l'érosion du sol
en excédant de l'indice « T », 1982-1997



Source : Claassen, 2005.

Cependant, la relation de cause à effet entre l'introduction du Conservation Compliance et la diminution du problème d'érosion n'est pas évidente; il s'avère particulièrement difficile de déterminer la part de cette réduction qui peut effectivement être attribuée au programme. On observe notamment qu'une partie de cette réduction a eu lieu sur des terres non sujettes au programme (Claassen, 2005). D'autres facteurs semblent donc avoir agi sur le problème de l'érosion, tel que l'introduction de nouvelles technologies motivée par des arguments économiques plutôt qu'environnementaux. Ainsi, une certaine diminution de l'érosion sur les terres HEL aurait probablement été observée en l'absence du programme Conservation Compliance (Claassen, 2005).

De plus, d'autres programmes de conservation ont pu contribuer à l'atténuation de l'érosion (Claassen, 2005). En bout de ligne, l'étude de Claassen (2005) conclut que seulement 25 % de la diminution de l'érosion observée sur les terres cultivées résulterait du Conservation Compliance. Cette estimation comprend les réductions sur les terres ayant reçu des paiements du gouvernement et qui sont sujettes au Conservation Compliance, de même que celles dont les pratiques de conservation sont probablement motivées par le Conservation Compliance.

Enfin, mis à part son action directe sur l'érosion, d'autres bénéfices environnementaux, observés au-delà des terres de l'entreprise agricole, découlent de l'application du Conservation Compliance. Les études mentionnent notamment une diminution des sédiments dans les cours d'eau et une amélioration de la qualité de l'air ambiant (Ribaudou, cité par Canning, 1994).

Swampbuster

Les gains environnementaux associés au Swampbuster découlent des facteurs suivants :

- la présence de milieux humides sur des entreprises agricoles qui participent aux programmes fédéraux conditionnels au Swampbuster;
- la protection de milieux humides dont la conversion en terres agricoles pourrait être profitable en l'absence de Swampbuster;
- le fait que d'autres politiques (par exemple, la Section 404 du Clean Water Act) ne soient pas applicables ou inefficaces pour dissuader la conversion des terres humides parce qu'elles ne s'appliquent qu'à des zones géographiques limitées (Claassen et al, 2004).

Cependant, l'efficacité du Swampbuster est atténuée par plusieurs facteurs. Tout d'abord, comme dans le cas de Conservation Compliance, une proportion importante des milieux humides couverts par le programme appartient à des propriétaires qui bénéficient peu des aides gouvernementales fédérales, ce qui peut diminuer l'impact d'un programme d'éco-conditionnalité. De plus, plusieurs des milieux humides couverts par le programme sont situés dans des lieux isolés non adjacents à des terres en production, ce qui diminue la probabilité de conversion de ces terres. En effet, seulement 12,9 millions d'acres⁴¹ de milieux humides sont localisés près de terres en production. Ces milieux humides sont donc plus susceptibles d'être situés sur ou près de terres qui reçoivent d'important paiements du gouvernement ce qui diminue leur probabilité d'être convertis ((Claassen et al., 2004).

Un autre des principaux enjeux liés à l'efficacité environnementale du Swampbuster réside dans le coût d'opportunité pour l'agriculteur à convertir ou non les milieux humides en terres agricoles. Ce coût d'opportunité dépend de plusieurs facteurs, incluant le prix à la production des cultures, les coûts de production, la productivité du sol, de même que la faisabilité et les coûts du déblaiement et du drainage des terres. Tel qu'indiqué par Claassen et al. (2004) « environ la moitié des milieux humides aux États-Unis avait déjà été asséchés entre 1780 et 1980 et ceux restants sont peut-être plus difficiles ou coûteux à convertir ou seront peut-être moins productifs une fois convertis ». Cependant, ces mêmes auteurs estiment « qu'entre 1,5 et 3,3 millions d'acres de milieux humides pourraient avoir une espérance de productivité suffisamment élevée pour rendre intéressante leur conversion à des fins agricoles. Aussi, l'assèchement des terres humides est parfois recherché pour d'autres raisons, par exemple pour augmenter l'efficacité des opérations afin d'éviter de devoir contourner ces terres (Claassen et al. 2004).

Il est par ailleurs important de noter que le Swampbuster constitue dans certaines régions la seule politique de protection des terres humides isolées.

Pour conclure l'estimation de la performance environnementale, il est judicieux de s'attarder à la participation des producteurs. En effet, même si des mesures d'éco-conditionnalité s'appliquent à l'ensemble de la population agricole, elles ciblent, dans les faits, une clientèle particulière : celle qui dépend des soutiens gouvernementaux. Ainsi, les programmes d'éco-conditionnalité fonctionnent bien chez les producteurs pour qui l'accès aux soutiens gouvernementaux est nécessaire, et pour qui, en conséquence, la

⁴¹ 5,2 millions hectares.

mise aux normes environnementales apparaît comme un « moindre mal » pour continuer à recevoir ces paiements. A l'inverse, un producteur qui reçoit peu d'aides gouvernementales et pour qui ces aides ne représentent qu'un petit revenu supplémentaire pourrait être peu contraint par ce type de mesure.

4.5.3 EFFICIENCE ECONOMIQUE

L'efficacité des trois programmes américains d'éco-conditionnalité dépend d'abord du ratio entre les paiements gouvernementaux qui deviennent conditionnels au respect des normes établies par le programme et les coûts pour se conformer aux conditions des programmes (Claassen et al., 2001). Ainsi, plus les bénéfices associés à la conformité sont élevés et les coûts de mise aux normes faibles, plus les programmes d'éco-conditionnalité seront économiquement efficaces.

Selon Canning (1994), le Conservation Compliance a nécessité des changements dans les pratiques de production d'environ 58 % des producteurs agricoles. Ceci inclut des coûts en termes d'équipements ou en « capital humain » pour l'apprentissage des nouvelles pratiques par exemple (Canning, 1994). Le Tableau 4.9 rapporte des estimations des coûts et bénéfices rattachés au Conservation Compliance.

Pour les producteurs agricoles, les coûts moyens nationaux se situent à 3,78 \$ US/acre. Par contre, on note des écarts importants selon les régions, d'à peine 0,20 \$ US/acre à plus de 8 \$ US/acre. D'ailleurs, certaines études indiquent que les coûts associés à une diminution de l'érosion à « T » pour certains sols peuvent excéder les revenus de certains producteurs agricoles (Nelson and Seitz 1979 cité par Canning 1994). Pour cette raison, les concepteurs du programme ont accepté un large éventail de pratiques de conservation afin de donner le plus d'outils possibles aux producteurs agricoles devant intervenir sur l'érosion de leurs sols. Tel que mentionné par Claassen et al., 2004 « cette flexibilité a probablement eu comme résultat une plus grande réduction de l'érosion par dollar investi que ce qui aurait pu être atteint par l'utilisation d'une approche plus normative qui ne comporte qu'un petit nombre de pratiques standards. »

En plus de conserver l'accès aux soutiens gouvernementaux, des bénéfices économiques peuvent également découler de la diminution de l'érosion du sol et de l'amélioration de sa productivité à long terme. Ceci dépend entre autres des caractéristiques du sol. En moyenne aux Etats-Unis, le gain de productivité associé à l'adoption de saines pratiques de conservation est estimé à 0,21 \$US/acre. Les bénéfices sur la qualité de l'eau et de l'air sont difficilement quantifiables mais certaines études se sont appliquées à les estimer. En moyenne, les effets positifs d'une amélioration de la qualité de la ressource eau se traduisent par des gains de 13,80 \$US/acre, les bénéfices étant cependant très variables d'une région à l'autre, d'environ 5 à 35 \$US/ acre. Bien que moins spectaculaires, les bénéfices associés à l'amélioration de la qualité de l'air sont estimés en moyenne à un peu moins de 2 \$US/ acre. Ces gains profitent à la fois aux producteurs agricoles, mais aussi aux populations environnantes.

En général et collectivement, les bénéfices excèdent les coûts, s'exprimant par un ratio bénéfice/coût de 2,21 à l'échelle du pays.

Tableau 4.9
Bénéfices et coûts du Conservation Compliance: estimations annuelles régionales

Région ¹	Bénéfice provenant de (\$/par acre)			Coûts pour (\$/par acre)		Bénéfices économiques nets	Ratio bénéfices/coût
	Qualité de l'eau	Qualité de l'air	Productivité	Producteurs	Gouvernement fédéral		
Northeast	35,63	-	0,16	3,57	3,43	28,80	5,12
Lake States	21,99	-	0,12	0,32	3,43	18,37	5,90
Corn Belt	15,61	-	0,25	8,90	3,43	3,53	1,29
Northern Plains	3,47	3,00	0,19	3,35	3,43	-0,11	0,98
Appalachian	23,58	-	0,24	3,51	3,43	16,89	3,43
Southeast	25,63	-	0,12	8,18	3,43	14,15	2,22
Delta States	35,50	-	0,12	1,97	3,43	30,22	6,60
Southern Plains	5,26	4,63	0,33	2,34	3,43	4,45	1,77
Mountain	5,10	4,01	0,15	0,20	3,43	5,63	2,55
Pacific	31,83	1,09	0,14	2,23	3,43	27,40	5,85
Total U.S.	13,81	1,93	0,21	3,78	3,43	8,74	2,21

Note 1 : Nord Est (CT, DE, ME, MD, MA, NH, NJ, NY, PA, RI, VT), Grands Lacs (MI, MN, WI), Corn Belt (IL, IN, IA, MO, OH), Plaines du Nord (KS, NE, ND, SD), Appalaches (KY, NC, TN, VA, WV), Sud Est (AL, FL, GA, SC), États du Delta (AR, LA, MS), Plaines du Sud (OK, TX), Rocheuses (AZ, CO, ID, MT, NV, NM, UT, WY), Pacifique (CA, OR, WA).

Source: Canning, 1994. Onsite benefits based on USDA 1986 and SCS March 1994 status review. Off-site benefits are based on Ribaldo 1989. Annual 1993 dollars per acre. Figures are weighted means of regional numbers based on HEL acreage by region.

Coût d'administration

Les programmes d'éco-conditionnalité impliquent des coûts pour le gouvernement, notamment en ce qui a trait au soutien à l'élaboration de plans de conservation et à l'assistance technique aux producteurs. Les coûts associés à la surveillance et à la mise en application de ces programmes peuvent aussi être importants.

Le Tableau 4.9 présente également les dépenses entraînées pour le gouvernement fédéral. En moyenne et de façon uniforme peu importe la région, les coûts sont estimés à 3,43 \$US/acre. Mais nous n'avons pas de détail sur la composition de ces coûts.

Permanence des gains

Il demeure par ailleurs important de déterminer dans quelle mesure les gains obtenus par les programmes d'éco-conditionnalité seraient maintenus advenant leur retrait. D'après Classen et al. (2001), certaines pratiques de conservation sont susceptibles d'être maintenues si le programme Conservation Compliance venait à être éliminé. Le travail minimal du sol, par exemple, qui est mis en pratique sur le tiers des terres sujettes à l'éco-conditionnalité, nécessite des investissements en machinerie et entraîne souvent une

diminution des coûts de production. Il est donc fortement probable qu'il soit conservé après le retrait des programmes d'éco-conditionnalité. La technique du terrassement, retrouvée sur 13 % des systèmes de conservation, nécessite quant à elle un investissement initial considérable, mais le maintien et l'entretien des terrasses est relativement peu coûteux. Il est donc probable que cette technique soit aussi conservée.

À l'opposé, certaines pratiques de conservation seraient probablement abandonnées en l'absence de cette mesure contraignante. C'est le cas par exemple pour la rotation des cultures utilisée sur un peu plus de 81 % des systèmes de conservation. Aussi certains types de sols tels que les voies d'eau engazonnées et les bandes riveraines qui couvrent respectivement 9,2 % et 3 % des cultures de HEL seraient potentiellement cultivés à nouveau en l'absence de restriction (Claassen et al., 2001).

Le retrait du « Swampbuster » et du « Sodbuster » pourrait mettre en péril les terres humides et les terres non cultivées HEL en n'empêchant pas leur conversion à des fins de production. Des études récentes indiquent qu'entre 7 millions et 14 millions d'acres de milieux humides et de HEL pourraient ainsi être convertis pour des fins de culture agricole (Claassen et al., 2000 cité par Claassen et al., 2001). Cependant certains auteurs suggèrent que la conversion des terres humides pour la production agricole ne soit plus profitable, indépendamment des sanctions du « Swampbuster » (Kramer and Shabman, 1993; Tolman, 1997 cité par Claassen et al., 2001).

Taux de conformité

Tel que mentionné, le succès de l'éco-conditionnalité pour rendre les pratiques des producteurs conformes dépend du niveau de conformité des participants. Un rapport annuel du USDA, le « Conservation Compliance Status Review (CSR) », dévoile un niveau de conformité très élevé, soit d'environ 98 %. Cependant, une étude du General Accounting Office (GAO) réalisée en 2003 soulève des inquiétudes quant aux données du CSR en raison de faiblesses méthodologiques (Claassen, 2004).

Malgré tout, il est estimé qu'un peu plus de 11 500 producteurs ont été pénalisés dans le cadre du Conservation Compliance pour ne pas avoir respecté le programme. De ce nombre, 14 % ont perdu tous les paiements gouvernementaux entre 1986 et 1997. Les terres non conformes couvraient une superficie de 280 582 acres de terres⁴². Au total, 15,9 millions \$ en soutien gouvernemental ont été retirés aux producteurs sur cette période (Claassen, 2000).

Du côté du Swampbuster, un total de près de 26 600 acres⁴³ de milieux humides ont été drainés en violation du programme par 1136 producteurs entre 1986 et 1997, ce qui leur a retiré 12,3 millions \$ au total en soutien gouvernemental fédéral (Claassen et al., 2000 cité par Claassen et al. 2004). Pour les deux programmes, on considère qu'il s'agit d'un faible taux de violation du programme.

⁴² 113 548 hectares.

⁴³ 10 765 hectares.

4.5.4 BILAN

Dans l'ensemble, les trois programmes d'éco-conditionnalité américains, soient le Conservation Compliance, le Swampbuster et le Sodbuster ont eu un succès relatif en matière de protection des terres susceptibles à l'érosion et des milieux humides aux États-Unis. Le Conservation Compliance a permis une réduction de 25 % de l'érosion totale sur le site, ainsi que des bénéfices hors-site incluant une diminution des sédiments dans les cours d'eau et une amélioration de la qualité de l'air ambiant. Les programmes Swampbuster et Sodbuster ont quant à eux permis de protéger entre 7 millions et 14 millions d'acres de terres humides et de terres hautements susceptibles à l'érosion. En l'absence de ces programmes, ces terres auraient été probablement converties en terres cultivées.

Par contre, une des limites d'un tel mécanisme d'éco-conditionnalité sur son action environnementale est qu'il est limité aux bénéficiaires des programmes de revenu. Il est par conséquent impossible de cibler des régions ou des entreprises si les terres concernées appartiennent à des producteurs agricoles qui ne dépendent pas du soutien au revenu et qui n'ont donc pas d'incitatif à adhérer au programme.

Au plan de l'efficacité économique, il convient de noter le coût relativement faible de mise en œuvre de ces programmes, reposant essentiellement sur l'aide à l'élaboration de plans de conservation et à l'assistance technique aux producteurs. Les coûts associés à la surveillance et la mise en application de ces programmes ne doivent cependant pas être négligés. Dans l'ensemble, il est estimé que les bénéfices environnementaux des programmes d'éco-conditionnalité ont excédé leurs coûts. Cela, évidemment, dans la mesure où le programme est efficacement appliqué et qu'un contrôle adéquat assure la réelle mise en place des pratiques de conservation par les producteurs.

BIBLIOGRAPHIE

ANDERSON, Margo and Richard Magleby. Conservation Compliance 6.4, *Agricultural Resources and Environmental Indicators*, 1996-97, Agriculture Handbook No. (AH712) 356 pp, July 1997.

<http://www.ers.usda.gov/publications/arei/ah712/AH7126-4.PDF>

CANNING, Patrick. Conservation Compliance and Sodbuster, *Agricultural Resources and Environmental Indicators*, AH-705, US Department of Agriculture, Economic Research Service, December 1994.

<http://www.ers.usda.gov/publications/arei/ah705/AREI6-3.PDF>

CLAASSEN, Roger. *Has Conservation Compliance Reduced Soil Erosion on US Cropland? United States Department of Agriculture*. In: Evaluation Agri-Environmental Policies, Design, Practice and Results, OECD, chapter 17, 2005.

CLAASSEN, R., V. BRENEMAN, S. BUCHOLTZ, A. CATTANEO, R. JOHANSSON and M. MOREHART. *Environmental Compliance in US Agricultural Policy: Past Performance and Future Potential*, AER, USDA, no 832, June 2004.

<http://www.ers.usda.gov/publications/aer832/>

CLAASSEN, Roger, LeRoy HANSEN, Mark PETERS, Vince BRENEMAN, Marca WEINBERG, Andrea CATTANEO, Peter FEATHER, Dwight GADSBY, Daniel HELLERSTEIN, Jeff HOPKINS, Paul JOHNSTON, Mitch MOREHART, Mark SMITH. *Agri-Environmental Policy at the Crossroads: Guideposts on a Changing Landscape*, USDA, ERS, 2001.

<http://www.ers.usda.gov/Publications/aer794/>

CLAASSEN, Roger. *Agricultural Resources and Environmental Indicators: Compliance Provisions for Soil and Wetland Conservation*, USDA, 2000.

http://www.ers.usda.gov/publications/arei/ah722/arei6_3/AREI6_3compliance.pdf

HEIMLICH, R.E., D. GADSBY, R. CLAASSEN, and K. WIEBE. "Wetlands Programs" *Agricultural Resource and Environmental Indicators*, ERS, USDA, 2000.

http://www.ers.usda.gov/publications/arei/ah722/arei6_5/AREI6_5wetlands.pdf

U.S. GENERAL ACCOUNTING OFFICE. *Agricultural Conservation: USDA Needs to Better Ensure Protection of Highly Erodible Cropland and Wetlands*, Publication no GAO-03-418, April 2003.

http://www.nrcs.usda.gov/programs/compliance/pdf_files/gao_audit_cons.pdf#43

U.S. GENERAL ACCOUNTING OFFICE. *Conservation Compliance Provisions Could Be Made More Effective*, GAO Report to the Chairman, Committee on Agriculture, House of Representatives, September 1990.

<http://archive.gao.gov/d22t8/142413.pdf>

4.6 CONSERVATION RESERVE PROGRAM, ÉTATS-UNIS

4.6.1 CYCLE DE VIE

Contexte et objectifs

Le Conservation Reserve Program (CRP) aux États-Unis est un programme de mise en réserve volontaire de terres cultivées. Sous ce programme, les terres sont mises en réserve pour une période de 10 à 15 ans. À son introduction en 1985, il était conçu principalement dans le but de réduire l'érosion du sol, mais ses objectifs ont été depuis élargis à la préservation de la qualité de l'eau et de l'habitat sauvage.

Plusieurs programmes de mise en réserve des terres du Gouvernement Fédéral ont précédé le CRP depuis les années 1920. L'objectif premier de ces programmes était le contrôle de l'offre et peu d'attention était portée sur les critères de sélection des terres à mettre en réserve. Contrairement aux programmes précédents, le CRP, dès sa création en 1985, a visé à diminuer l'érosion du sol des terres agricoles (Osborn et al., 1995 cité par Sullivan et al., 2004, p.3). Compte tenu du contexte économique de l'époque, le CRP avait également pour objectifs la diminution de la production ainsi qu'un soutien financier pour les producteurs (Dicks, 1987; Martin et al., 1988 cité par Sullivan et al. 2004, p.3).

Fonctionnement

En vingt ans, le CRP a connu plusieurs ajustements. Il est pertinent de présenter les grandes étapes d'élaboration du CRP, de sa mise en vigueur en 1985, jusqu'aux plus récents changements qui y ont été apportés au début des années 2000. Il en est de même pour son programme complémentaire, le Conservation Reserve Enhancement Program (CREP). Ces étapes, qui font l'objet d'un tableau synthèse (voir Tableau 4.11), permettent notamment de constater les difficultés reliées à la conception d'un programme de paiements liés à l'environnement qui repose sur une sélection des terres admissibles.

Initialement, seules les terres hautement susceptibles d'érosion (HEL) sont concernées par ce programme, c'est-à-dire les terres qui produisent des taux inacceptables d'érosion du sol même lorsque cultivées sous des pratiques de conservation rigoureuses (Hellerstein, 2005). Il s'agit des mêmes HEL qui sont couvertes par le Conservation Compliance et le Sodbuster. Rappelons que celles-ci sont définies comme des sols présentant un index d'érodibilité (IE) élevé⁴⁴. Environ 34 millions d'acres⁴⁵ sont inscrits au CRP sur sa première période d'application entre 1986 et 1989. Le retrait s'échelonne sur une durée de 10 à 15 ans en échange d'un paiement annuel moyen d'environ 50 US\$ l'acre et du remboursement de la moitié des frais de transition à l'enherbage ou le reboisement des sols (Sullivan et al., 2004, p. 3-4). Plusieurs périodes d'inscription sont offertes pendant l'année. Le processus

⁴⁴ Il s'agit de sols dont l'IE est supérieur ou égal à 8, un IE de 8 indiquant que sans pratique de conservation, le sol s'érode à un taux 8 fois plus grand que son taux de tolérance (Claassen, 2000).

⁴⁵ 13,8 millions d'hectares.

consiste en un système d'enchère où les participants doivent proposer un taux annuel de location pour le terrain qui est mis en réserve. Le USDA établit un taux maximum de location par région sans toutefois le dévoiler. Seules les offres inférieures au taux maximum sont acceptées.

En 1990, sous le *Food, Agriculture, Conservation, and Trade Act* (1990 Act), le programme du CRP est élargi pour inclure des terres écologiquement fragiles⁴⁶ mais non nécessairement sujettes à l'érosion (Barbarika, 2001, cité par Sullivan et al. 2004, p.4-5).

Le 1990 Act présente aussi un nouveau processus de sélection des terres basé sur un index de bénéfice environnemental (IBE). Le IBE prend en considération la qualité de l'eau et d'autres bénéfices environnementaux en plus de ceux attribués à l'érosion du sol. Des taux maximum de location sont aussi déterminés mais ces derniers sont maintenant liés au type de sol. L'introduction du IBE ainsi que l'ajustement du taux maximum permettent maintenant l'inclusion dans le CRP de terres très productives mais fragiles au plan environnemental. De 1991-1994, 2,5 millions d'acres supplémentaires sont ainsi inscrits dans le cadre du CRP. Le nouveau système d'enchère est maintenant plus compétitif et a comme effet un déplacement géographique des nouvelles inscriptions vers l'est du pays au lieu des Grandes Plaines (Sullivan et al., 2004).

En 1995, le processus de sélection au CRP devient davantage transparent : les points attribués pour l'IBE ainsi que le taux maximal de location sont annoncés publiquement avant la période d'inscription.

En 1996, le Federal Agriculture Improvement and Reform Act de 1996 (FAIR Act) modifie l'application du CRP en ajoutant entre autres la faune et la flore à l'IBE (Sullivan et al., 2004). Suite à l'adoption du FAIR Act, les contrats des premières années du CRP qui viennent à terme sont réévalués en fonction des nouveaux critères de sélection. Toutefois, la majorité des contrats sont considérés éligibles et renouvelés pour un deuxième terme (Sullivan et al, 2004).

Le FAIR Act instaure également un processus d'inscription continue, le Continuous Conservation Reserve Program (CCRP), pour certaines pratiques de conservation spécifiques⁴⁷. Ces pratiques nécessitent généralement peu de terre, souvent moins de 12,5 acres, et sont habituellement conçues pour protéger les zones humides ou pour créer une barrière contre le vent (Clark and Reeder, 2005). Le CCRP ne requiert pas de qualification dans le cadre de l'IBE et le taux maximum de location leur est alloué automatiquement. En 2005, 40 % de tous les contrats et 18 % des paiements du CRP ont été alloués au CCRP (Lambert et al., 2006).

⁴⁶ Il s'agit de certaines régions où la conservation des sols est jugée prioritaire (Chesapeake Bay, Long Island Sound, et cours d'eau des Grands Lac), des zones où la qualité de l'eau est prioritaire et de petits lots de terre dont les pratiques de conservation sont jugées prioritaires (e.g. bandes riveraines/bandes filtrantes).

⁴⁷ "Bandes riveraines, wildlife habitat buffers, wetland buffers, herbaceous filter strips, wetland restoration, grassed waterways, shelterbelts, living snow fences, contour grass strips, salt-tolerant vegetation, and shallow-water areas for wildlife" (FSA 2003 as per Clark and Reeder, 2005).

En 2002, le Farm Security and Rural Investment Act (Farm Bill 2002) augmente la superficie maximale éligible au CRP à 39,2 million d'acres tandis que le USDA continue d'allouer 4 millions d'acres pour les inscriptions continues (CCRP). Les critères d'éligibilité des terres sont renforcés mais la gestion des fourrages et du pâturage ainsi que les exigences au sujet des couvertures sont plus flexibles (Sullivan et al., 2004). Dans l'ensemble, le Farm Bill 2002 n'a pas introduit de modifications majeures au CCRP (Clark and Reeder, 2005).

Le Conservation Reserve Enhancement Program (CREP)

En 1997 le Conservation Reserve Enhancement Program (CREP) est instauré. Ce programme vient compléter le CRP pour répondre aux besoins environnementaux de grande échelle qui impliquent de multiples entreprises agricoles. C'est donc dire que le CREP a une approche territoriale pour traiter les problèmes environnementaux. Les objectifs du programme sont similaires à ceux du CRP, soit une amélioration de la qualité de l'eau potable, des eaux de surface, l'érosion du sol ainsi que la protection de la faune et la flore. Cependant, contrairement au CRP, les priorités du programme sont identifiées par les États.

Le CREP est financé conjointement par le USDA, les États, les municipalités et des instituts privés non gouvernementaux (Allen, 2005 a). En plus des paiements annuels de location et le partage des frais associés à l'établissement des pratiques de conservation, des incitatifs financiers supplémentaires sont fournis tels qu'un paiement lors de l'inscription des terres et des paiements liés à certaines pratiques.

Les participants au CREP reçoivent un taux de location par acre supérieur au double de celui alloué aux inscriptions régulières au CRP (USDA 2002, cité par Sullivan et al. 2004). L'objectif visé par ces paiements élevés est d'attirer des terres sensibles d'un point de vue environnemental qui ne sont pas inscrits au CRP car elles ont une valeur élevée sur le marché en raison de leur productivité. Comme le CCRP, le CREP a un système d'inscription continu. Le CREP n'est pas sujet au système d'évaluation de l'IBE puisque les délimitations géographiques et les pratiques de conservation qui y sont proposées sont considérées comme des critères de sélection suffisante (Yang et al., 2005). En janvier 2005, le CREP était en application dans 25 États et 1,7 million d'acres y étaient inscrits (USDA 2004, cité par Allen 2005 a)).

Le tableau suivant permet de comparer les trois grands programmes (CRP, CCRP et CREP) selon la façon dont ils sélectionnent les candidats, l'utilisation ou non d'un système d'enchère et le type de compensation offert.

Tableau 4.10
Tableau comparatif du CRP, CCRP et CREP

Programmes	Sélection des candidats	Enchère	Compensation
CRP	- IBE	Oui	Prix de location
CCRP	- Pas de IBE - Basé sur des pratiques de conservation spécifiques	Non	Prix de location maximal automatique + incitatifs
CREP	- Pas de IBE - Par les Etats, basé sur des délimitations géographiques et des pratiques de conservation spécifiques - Sur une base de premier arrivé	Non	Prix de location maximal automatique + incitatifs (équivalent environ au taux de location par acre supérieur au double de celui alloué aux inscriptions du CRP)

Le Tableau 4.11 présente quant à lui les principales étapes de l'élaboration du CRP, du CCRP et du CREP.

Tableau 4.11
Principales Étapes d'élaboration du CRP

Année	Étape (vs politique)	Fonctionnement/Changements apportés
1986-89	Introduction	<ul style="list-style-type: none"> • 33,9 millions d'acres sont inscrits • Éligibilité principalement basée sur le potentiel d'érosion et d'érodibilité • Attribution des locations par enchère (taux maximum de location non annoncé aux producteurs) • Retrait des terres : 10-15 ans • Paiement annuel : 125 US \$/ hectare + ½ des frais de transition
1990-94	CRP élargi (1990 Act)	<ul style="list-style-type: none"> • Plusieurs périodes d'inscription/an • Taux maximum de location maintenant liés au type de sol (non pré-annoncé) • Introduction de l'IBE • Système d'enchère plus compétitif
1995-2001	1996 FAIR Act	<ul style="list-style-type: none"> • Processus de sélection transparent • Ajout de la faune et de la flore, qualité de l'air et bénéfiques a long terme au IBE • Ajout de pratiques de conservation spécifiques (CCRP) • Fin des premiers contrats du CRP - Renouvellement des contrats sujet aux nouveaux critères de sélection (1996) • Ajout du programme CREP (1997)
2002	2002 FSRIA Act	<ul style="list-style-type: none"> • Superficie maximale éligible augmentée à 39,2 millions d'acres

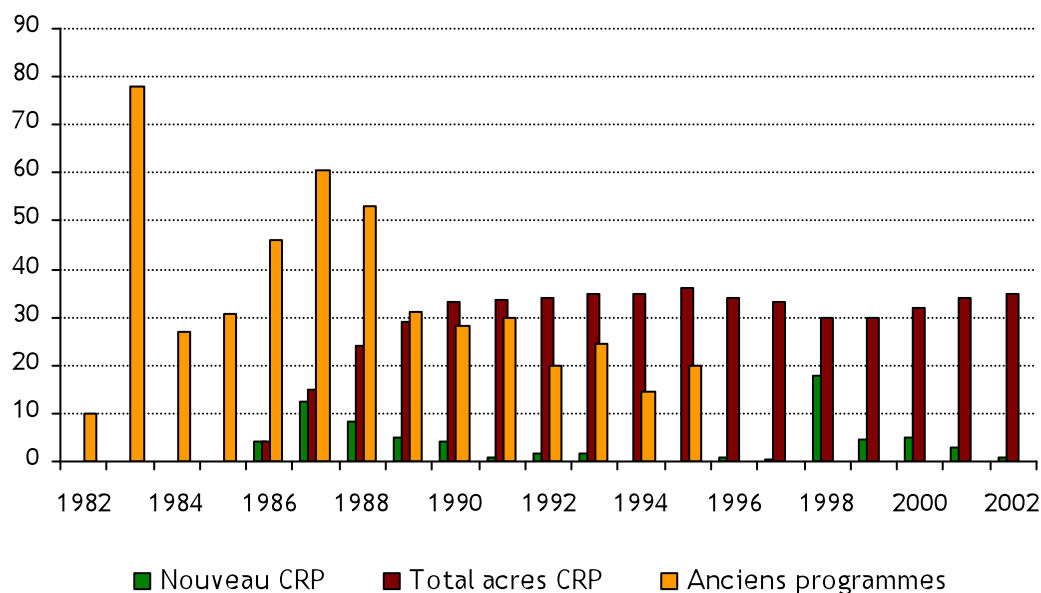
Source : Compilation à partir d'information des document suivants : USDA 2004, Osborn et al. 1995, etc.

En 2005, le programme du CRP comprenait environ 33,5 millions d'acres, qui couvraient en moyenne 74 acres par contrat à un taux de location moyen de 46 US\$ par acre⁴⁸ (Latacz-Lohmann et Schilizzi, 2005).

La Figure 4.8 montre l'évolution des inscriptions au CRP entre 1982 et 2002 ainsi que la participation à des programmes précédents (diverted acres). Les nouvelles inscriptions représentent en grande partie l'inscription de contrats expirés dans le programme. Les anciens contrats ne sont pas renouvelables et doivent donc participer au processus de selection comme de nouveau contrats.

⁴⁸ Environ 13,6 millions d'hectares, pour une moyenne de 30 hectares à un taux de location de 20 US\$/hectare.

Figure 4.8
Inscription au CRP et participation à des programmes précédents,
millions d'acres, 1982-2002



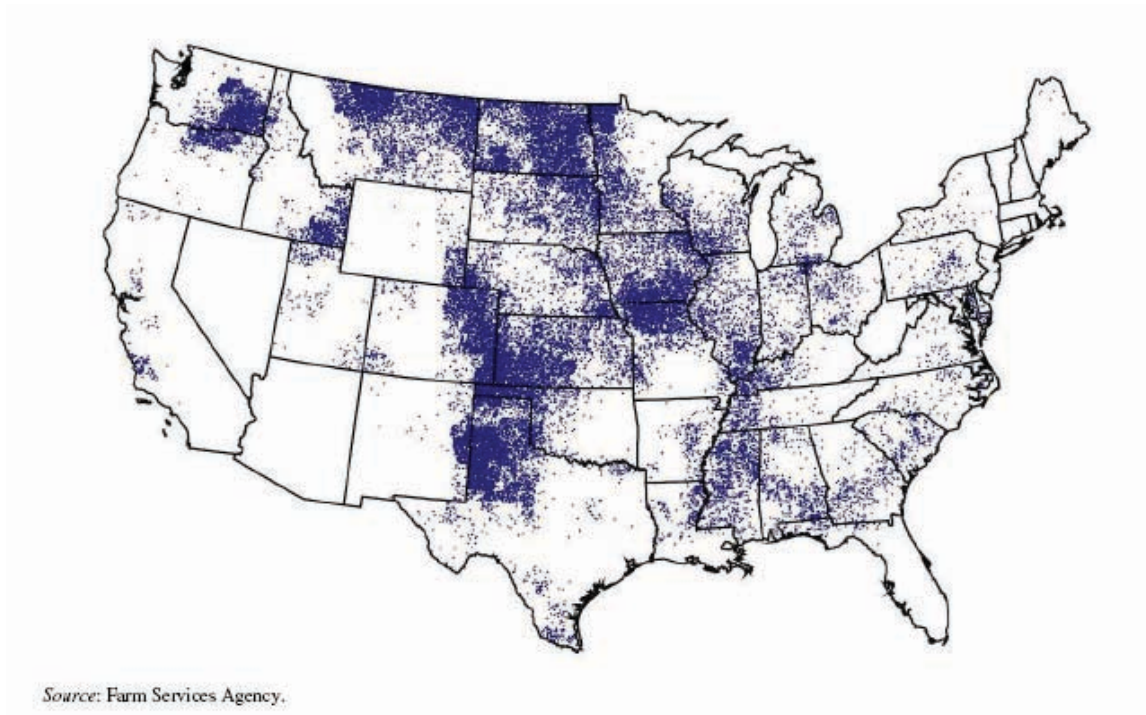
Source : Hellerstein, 2005, p. 233

La Figure 4.9 est quant à elle une représentation géographique de la participation au CRP. Comme l'indique la figure, la majorité de la superficie se trouve au centre des Etats-Unis.

Un grand nombre de contrats du CRP prendront fin entre 2007 et 2009. Par exemple, en septembre 2007, environ 16 millions d'acres⁴⁹ (approximativement 48 % de la superficie couverte par le programme) viendront à échéance (Allen and Vandever, 2004, p.35). Les décisions prises dans le nouveau Farm Bill de 2007 auront donc un impact important sur l'utilisation future des terres du CRP. La conception et la magnitude du CRP et du Conservation Security Program (CSP) semblent au cœur des sujets de discussions du Farm Bill de 2007 (Feng et al. 2005). L'étude de Feng et al (2005) montre que « la présence d'un programme environnemental permettant de conserver les terres en production comme le CSP rivalise avec le programme de retrait des terres du CRP lors de l'inscription des terres. Une diminution des inscriptions dans le programme du CRP est d'ailleurs constatée dans cette étude. Cependant, un gain environnemental plus grand peut être obtenu lors de la présence des deux programmes. Comme l'indique Feng et al (2005) : « Il est important de bien comprendre les complémentarités et les rivalités potentielles de ces deux programmes ».

⁴⁹ 6,5 millions d'hectares

Figure 4.9
Distribution des terres du CRP, juillet 2004¹



Note 1 : Un point représente 400 hectares.

Source : Hellerstein, 2005

Fonctionnement de l'enchère

La participation au CRP est déterminée par un système d'enchère où les fermes admissibles au programme offrent un prix par unité de superficie qu'ils souhaitent mettre à disposition dans le cadre du programme. Ce prix ainsi que la valeur environnementale de la mise en retrait des terres, sont calculée sur la base de l'index de bénéfice environnemental (IBE) qui est utilisé pour vérifier l'admissibilité au programme. La structure actuelle de l'IBE octroie des points pour l'augmentation des attributs environnementaux (Hellerstein, 2005). Une somme pondérée de ces points permet une évaluation des gains environnementaux.

La somme de six bénéfices environnementaux plus un facteur coût permet un classement des participants potentiels et leur sélection. L'IBE équilibre ainsi les bénéfices environnementaux attendus par la conservation d'une parcelle de terre en fonction des coûts qui y sont associés. Les terres avec l'IBE le plus élevé sont sélectionnées (Yang et al., 2005). Celles avec l'IBE le plus élevé sont inscrites jusqu'à ce que la limite de superficie soit atteinte. Dans le cadre du Farm Bill 2002, le programme a un plafond maximum de 39,2 millions d'acres. De plus, les inscriptions au CRP sont normalement limitées à 25 pourcent de la superficie de chaque comté.

L'annexe 4.6.a présente les éléments pris en compte actuellement dans l'IBE (FSA, 2006).

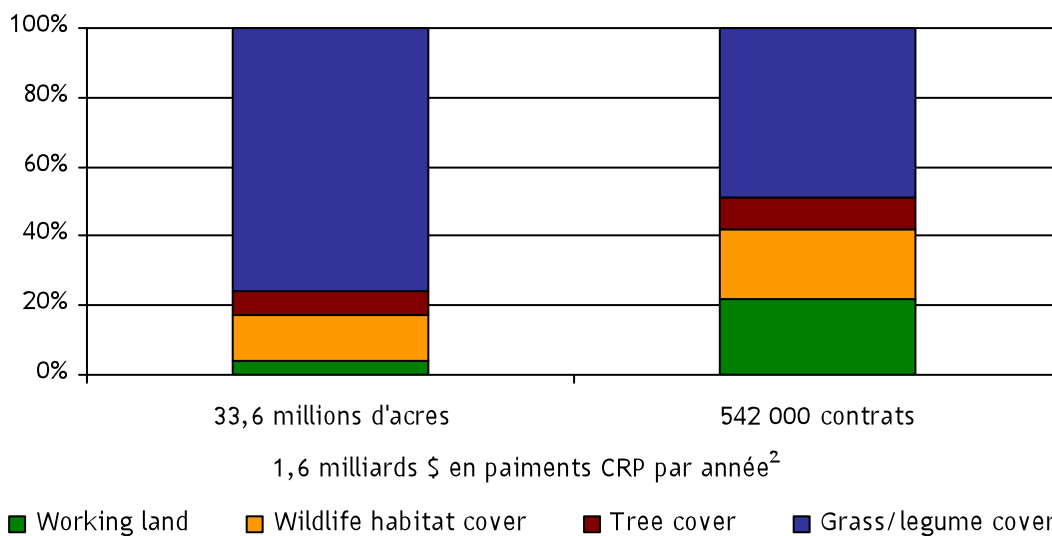
4.6.2 EFFICACITE ENVIRONNEMENTALE

Le choix des usages des terres cultivées converties dans le cadre du CRP détermine en partie les bénéfices environnementaux potentiels. Quatre catégories d'usages des terres mises en retrait sont disponibles :

- couvertures d'herbes indigènes, légumineuses ;
- plantation d'arbres ;
- habitats de la faune et de la flore : protection et amélioration ;
- voie d'eau engazonnée, bandes filtrantes, et bandes riveraines.

Le CRP ayant généré des changements sur une vaste étendue géographique comprenant des terres dispersées à l'échelle des Etats-Unis, l'évaluation des gains environnementaux devient difficile à réaliser. De plus, il vise plusieurs objectifs difficilement mesurables. Il n'y a par ailleurs aucun recueil centralisé des effets environnementaux du CRP. Cependant, un certain nombre d'études ont été produites dans le but de déterminer les impacts sur un attribut environnemental spécifique à un niveau régional (Hellerstein, 2005).

Figure 4.10
Distribution des contrats et des superficies inscrites au CRP selon les principales pratiques de conservation, 2001¹



Note 1: Distribution of acres enrolled in CRP/CREP and contracts as of November 2001.

Note 2 : Based on rental and cost-share payments disbursed to program participants between 1997 and 2000.

Source : Lambert et al. 2006, p.21 tiré de Barbarika 2001.

Comme l'indique la Figure 4.10, les participants au CRP optent en grande majorité pour une couverture d'herbe ou de légumineuses de leurs terres mises en réserve (environ 75 % des terres ou 55 % des contrats). De telles couvertures éliminent en grande partie les

problèmes d'érosion des terres participantes. De plus, il est possible de rapidement convertir ces terres en culture ou en pâturages.

Le reboisement compte pour seulement une part limitée du couvert végétal total des terres ; puisque la majorité des terres participant au CRP sont situées dans des plaines et des régions montagneuses, la plantation d'arbre est rarement une option économiquement viable (Sullivan et al., 2004). Cependant, elle est dominante dans le Delta et le Sud-Est. L'industrie du bois de ces régions peut rendre la plantation d'arbres économiquement attrayante. Il est intéressant de noter que les plantations d'arbres sont moins sujettes à être de nouveau cultivées lorsque les contrats du CRP expirent (Sullivan et al., 2004), ce qui assure une certaine pérennité à la conversion.

Tableau 4.12
Impact du CRP sur l'érosion du sol, millions de tonnes par année

Région agricole de production ¹	Érosion due au vent		Érosion due à l'eau		Érosion totale	
	1997	CRP impact ²	1997	CRP impact	1997	CRP impact
<i>Million de tonnes/an</i>						
Northeast	0,2	— ³	48,9	-0,6	49,1	-0,6
Lake States	134,3	-10,4	97,9	-5,7	232,2	-16,1
Corn Belt	24,2	-0,6	452,3	-37,9	476,5	-38,6
Northern Plains	191,5	-23,2	104,4	-7,2	256,2	-30,4
Appalachian	0,4	—	137,5	-6,9	137,9	-6,9
Southeast	—	—	66,9	-6,1	66,9	-6,1
Delta States	—	—	90,5	-9,2	90,5	-9,2
Southern Plains	267,8	-58,3	155,3	-9,4	462,7	-67,7
Mountain	196,3	-36,7	42,8	-3,9	239,1	-40,6
Pacific	41,5	-5,3	28,5	-2,0	70,0	-7,3
U.S. Total	856,3	-134,6	1 224,9	-89,0	2 081,1	-223,5

Note 1 : Northeast (CT, DE, ME, MD, MA, NH, NJ, NY, PA, RI, VT), Lake States (MI, MN, WI), Corn Belt (IL, IN, IA, MO, OH), Northern Plains (KS, NE, ND, SD), Appalachian (KY, NC, TN, VA, WV), Southeast (AL, FL, GA, SC), Delta States (AR, LA, MS), Southern Plains (OK, TX), Mountain (AZ, CO, ID, MT, NV, NM, UT, WY), Pacific (CA, OR, WA).

Note 2 : Réduction de l'érosion attribuable au CRP.

Note 3 : Indique que l'impact est inférieur à 0,05.

Source : Sullivan et al. 2004.

Tel que mentionné, l'objectif environnemental historique et premier du CRP a été de réduire l'érosion du sol. Entre 1982 et 1997, l'érosion du sol de toutes les terres agricoles a diminué de près de 40 % (Claassen et al., 2001 cité par Sullivan et al, 2004). Cette diminution est attribuée à plusieurs programmes de conservation du « 1985 Act », notamment le CRP (voir aussi section 4.5 sur le Conservation Compliance). Le CRP à lui seul aurait contribué à réduire significativement l'érosion soit respectivement de 13 % et 7 % l'érosion causée par le vent et l'eau sur les terres agricoles, par rapport au niveau d'érosion anticipé pour 1997 sans l'intervention du programme (Tableau 4.12). Cette réduction est significative compte tenu qu'une proportion de 23 % des terres HEL

participent au CRP. Ceci suggère un impact important du programme sur les terres participantes.

Une portion importante des terres participantes au CRP se situe dans des régions plus arides du pays ce qui explique l'effet plus grand du programme sur l'érosion causée par le vent. D'après les inscriptions de 1997, à l'échelle nationale, une réduction de l'érosion du sol de près de 224 millions de tonnes par année peut être attribuée au CRP (Tableau 4.12). Les plus grands bénéfices s'observent dans les régions où il y a la plus grande participation au programme : 70 % de la réduction de l'érosion causée par le vent se situe dans les plaines du sud ainsi que dans les états montagneux du centre du pays (Sullivan et al., 2004).

Le Tableau 4.13 de Hellerstein (2005) résume les principales études sur les impacts environnementaux du CRP. La majorité des études conduites à ce jour porte sur les populations aviaires. Une étude du Natural Resources Conservation Service (NRCS) « Fish and Wildlife Benefits of Farm Bill Conservation Programs: 2000-2005 Update » présente une mise à jour de certaines recherches ainsi que des nouveaux résultats. Les impacts du CRP, du CCRP ainsi que le CREP sur l'environnement sont discutés dans cette étude (voir NRCS, Fish and Wildlife Benefits of Farm Bill Conservation Programs: 2000-2005 Update).

Parmi les plus récents travaux, mentionnons l'étude de Johnson (2005) qui porte sur l'utilisation des terres du CRP par les oiseaux des prairies dans les grandes plaines centrales. Plusieurs espèces d'oiseaux des prairies, mais pas toutes, réussissent bien sur les terres du CRP. Les résultats dépendent des espèces, des régions, de l'année et de la composition de la végétation des terres. Ces variantes nécessitent des études sur une longue période, tandis que 83 % des études dans les grandes plaines centrales ont été d'une durée de 1 à 3 ans.

Certains auteurs notent un effet de « slippage », c'est-à-dire la mise en production de nouvelles terres qui ne participent pas au CRP pour compenser la perte d'une partie de celles mises en retraites, ce qui peut générer des impacts environnementaux négatifs. Ceci peut résulter en une augmentation de l'érosion ou d'autres impacts qui peuvent contrebalancer les bénéfices environnementaux de la mise en réserve des terres du CRP. Cependant, les dispositions des programmes d'éco-conditionnalité Conservation Compliance et Sodbuster permettent d'atténuer cet effet (Heimlich 2005) (voir section 4.5). Heimlich (2002) note d'ailleurs qu'il est nécessaire d'instaurer des mécanismes complémentaires (éco-conditionnalité, réglementation, taxes ou frais) pour prévenir l'effet de slippage. L'étude de Wu (2000) (cité par Cooper, 2005) estime que pour chaque 100 acres de terres mises en réserve dans le cadre du CRP, 21 acres de nouvelles terres sont mises en production. Cependant, Roberts and Bucholtz (2004) (cités par Cooper, 2005) en utilisant les mêmes données n'ont pas pu démontrer d'effet de "slippage" en lien avec le CRP. Aussi, certaines terres inscrites au CRP auraient quitté la production même si elles ne participeraient pas au programme du CRP (8% d'après Lubowski et al. cité par Cooper, 2005).

Tableau 4.13
Impact du CRP sur l'environnement

Impact biophysique	Conclusions	Auteurs
Erosion du sol	CRP réduit l'érosion du sol de 220 millions de tonnes par année (60 % wind, 40 % water)	Hansen, Leroy and Alexander Barbarika (2004), "The Environmental Benefits of Preserving the CRP", presented at the Soil and Water Conservation Society annual meeting, Minneapolis, MN, July.
Séquestration du carbone	Un acre de terre des Grandes Plaines séquestre 0.85 métrique tonnes de carbone par année.	Lewandrowski, J., H. McDowell, R. House and M. Peters (2000), "Mitigating Greenhouse Gas Emissions: Implications of the Kyoto Protocol for U.S. Agriculture and U.S. Agricultural Policy", <i>Water Resources Review</i> , Vol. 12, No. 1, pp. 126-148.
Populations d'oiseau	Comparaison de l'abondance et du succès de nidification des espèces aviaires dans les terres du CRP au terre de culture en rang sur une période de 5 ans (1991-1995) dans 6 états du Midwest (IN, KS, MO, MI, NE, IA). L'abondance des oiseaux était de 1.4 a 10.5 fois plus grande dans les terres du CRP que celles en culture en rang.	Best, L.B., H. Campa, III, K.E. Kemp, R.J. Robel, M.R. Ryan, J.A. Savidge, H.P. Weeks, Jr and S.R. Winterstein (1997), "Bird abundance and nesting in CRP fields and cropland in the Midwest: a regional approach", <i>Wildlife Society Bulletin</i> , Vol. 25, No. 4, pp. 864-877.
Reproduction d'espèces d'oiseaux rare	Le <i>Ammodramus leconteii</i> est étudié dans les prairies de 1990 à 1996. Cette espèce avait un statut d'oiseau rare et est devenue une des espèces les plus abondantes observées dans les deux dernières années de l'étude.	Igl, L.D. and D.H. Johnson (1999), "Le Conte's sparrows breeding in Conservation Reserve Program fields: precipitation and patterns of population change", <i>Studies in Avian Biology</i> No. 19, pp. 178-186.
Faisan	Le nombre de faisans de <i>Phasianus colchicus</i>) en Iowa apparaît avoir augmenté de 30 % durant les 5 premières années du CRP vs une période semblable avant sa mise en oeuvre.	Riley, T.Z. (1995), "Association of Conservation Reserve Program with ring-necked pheasant survey counts in Iowa", <i>Wildlife Society Bulletin</i> Vol. 23, No. 3, pp. 386-390.
Populations de canard	De 1992-97, le CRP a conduit à une augmentation de 2,4 millions de la population de canards dans la région de Prairie Pothole.	Reynolds, R.E., T.L. Shaffer, R.W. Renner, W.E. Newton and B.D. Batt (2001), "Impact of the CRP on duck recruitment in the U.S. prairie pothole region", <i>Journal of Wildlife Management</i> Vol. 65, No. 4, pp. 765-780.

Note: 1. Une tonne US équivaut à 0,9071847 tonnes métriques.

Source : Hellerstein, 2005

Enfin, pour estimer les effets environnementaux du CRP, un sondage a été réalisé en 2001 auprès des participants au CRP. Le sondage visait à obtenir de l'information sur leur perception des bénéfices environnementaux et socio-économiques du CRP. L'enquête, lancée par le Farm Service Agency « FAS », a été réalisée par le U.S. Geological Survey auprès de 2212 participants au CRP en se basant sur les régions agricoles définies par le USDA (Farm Production Regions (FPR)). Le taux de réponse a été de l'ordre de 65 %.

Le tableau suivant présente les résultats de la perception des participants quant aux effets environnementaux du CRP. Ainsi, 85 % des répondants ont constaté une amélioration du contrôle de l'érosion et 73 % ont observé un changement positif des populations de la faune et de la flore. De plus, 59 % des participants considèrent que la possibilité d'observer la faune et la flore constitue un bénéfice important du CRP (Allen, 2005 b). Les impacts socio-économiques du CRP selon ce sondage sont présentés dans la prochaine section.

Tableau 4.14
Bienfaits environnementaux et sociaux du CRP identifiés par les participants au programme, par régions agricoles ^{1, 2} (en %)

	PAC	MTN	NP	SP	LAK	CB	DLT	SE	APL	NE	NATL
Contrôle du sol amélioré	93,4	87,9	84,9	90,7	76,6	89,3	79,4	85,2	88,1	74,1	85,4
Impacts positifs sur les populations indigènes	82,0	69,7	77,1	67,4	75,2	72,7	75,8	68,9	69,5	62,1	73,2
Augmente les opportunités d'observer la faune indigène	62,3	50,5	55,8	45,3	72,0	58,6	67,7	57,4	61,0	60,3	59,4
Qualité de l'eau améliorée	5,9	28,3	38,0	22,1	36,2	48,2	23,8	37,7	45,8	27,6	38,8
Augmente les opportunités de chasser	27,9	22,2	42,8	24,4	40,8	37,0	61,9	37,7	32,2	41,4	37,6
Qualité visuelle des paysages agricoles améliorée	37,7	33,3	35,3	30,2	40,8	37,3	42,9	45,9	45,8	29,3	37,4
Contrôle amélioré de la dérive de la neige	41,0	56,6	51,2	33,7	35,0	22,3	0,0	0,0	11,9	8,6	30,5
Qualité de l'air améliorée	54,1	40,4	31,4	45,3	21,1	21,6	30,2	45,9	32,2	15,5	29,2
Permanence des eaux de surface augmentée	36,1	21,2	19,8	25,6	19,7	27,3	20,6	18,0	23,7	27,6	23,7
Augmentation potentielle de revenu futur (ex. revenu de vente de bois)	8,2	8,1	8,9	9,3	15,6	9,8	65,1	73,8	33,9	13,8	16,7
Augmente les opportunités de location de terre pour la chasse.	9,8	9,1	19,4	15,1	8,7	6,6	23,8	19,7	13,6	10,3	11,9
Pas d'effet positif	0,0	2,0	0,0	1,2	1,4	0,9	1,6	1,6	1,7	3,4	1,1

Note 1 : Les nombres représentent le pourcentage des répondants par FPR et à l'échelle nationale (n= 1,412).

Note 2 : PAC = Pacific; MTN = Mountain; NP = Northern Plains; SP = Southern Plains; LAK = Lake States; CB = Corn Belt; DLT = Delta; SE = Southeast; APL = Appalachian; NE = Northeast; and NATL = National.

Source : Allen 2005

4.6.3 EFFICIENCE ÉCONOMIQUE

La sélection des terres admissibles au CRP constitue une des pierres angulaires de l'efficacité environnementale et économique du programme et donc de son rapport coût/avantages. L'utilisation de l'IBE pour la sélection des demandes et d'un système d'enchère pour optimiser la valeur des bénéfices en fonction des coûts à encourir sont deux paramètres du CRP qui ont un impact important sur l'efficacité économique.

Le système d'enchère du CRP

Initialement, le taux maximum de location des terres était établi par région géographique et n'était pas dévoilé. Seules les offres inférieures à ce taux étaient alors acceptées. Les producteurs ont rapidement découvert le taux maximum et ont dès lors fait des offres qui se rapprochaient le plus possible de ce tarif (Shoemaker, 1989, Sullivan et al., 2004). Ceci a entraîné un surpaiement pour des terres non productives par le gouvernement. Un autre désavantage de cette approche était que les terres fragiles, mais très productives, se trouvaient exclues du programme car le taux de location maximum défini par le gouvernement n'était pas assez élevé pour couvrir les frais associés à un retrait de ces terres (Sullivan et al, 2004).

En général, les études estiment que les bénéfices environnementaux du CRP excèdent les coûts du programme (Feather, Hellerstein, and Hansen; Ribaldo et al, cité par Kirwan et al, 2005). En particulier, l'étude de Kirwan et al. (2005) a cherché à déterminer l'efficacité-coût du système d'enchère du CRP. L'étude a estimé la prime obtenue par les producteurs qui ont un IBE élevé, mais dont le coût d'opportunité est faible. Cette prime est obtenue lorsque les propriétaires soumettent des taux de location plus élevés que les frais associés à la mise en réserve des terres. Des données basées sur les inscriptions depuis 1997 ont été utilisées. L'étude révèle que cette prime a augmenté avec le temps et se situe entre 10 à 40 % du taux de location. Kirwan et al. (2005) mentionnent que cette prime peut représenter un incitatif nécessaire pour obtenir l'adhésion des propriétaires.

L'étude note également que le système d'enchère peut dans certains cas limiter les gains environnementaux. De fait, il nuit, d'une part, à l'inscription des terres avec un taux de location plus élevé que le maximum établi pour le CRP (même lorsque l'IBE est élevé). D'un autre côté, les propriétaires qui possèdent des terres avec un fort IBE n'ont pas intérêt à adopter des pratiques de conservation donnant de meilleurs résultats étant donné qu'ils seront de toute façon acceptés dans le programme du CRP (Kirwin et al, 2005).

Kirwan et al. (2005) concluent qu'un système d'enchère qui assurerait un meilleur équilibre entre le transfert de la richesse et les gains environnementaux permettrait de faire des économies considérables, notamment en diminuant cette prime.

Ces résultats sont en accord avec ceux de Vukina et al. (2005) qui indiquent que le taux de location offert par les participants dans le système d'enchère est conditionné par la valeur

des points environnementaux du IBE, c'est-à-dire que plus les points du IBE sont élevés, plus le taux de location offert par le producteur sera élevé. Aussi, l'étude indique que les participants valorisent les améliorations environnementales qui ont un intérêt plus immédiat et personnel afin de profiter des bénéfices de productivité de long terme sur leur terre telle qu'une diminution de l'érosion, plutôt que les bénéfices publics que sont par exemple la qualité de l'air et l'habitat de la faune et la flore.

L'index de bénéfices environnementaux (IBE)

Des études réalisées afin de déterminer l'efficacité du mode de sélection des terres du CRP ont démontré que l'introduction de l'IBE a augmenté significativement les bénéfices environnementaux relativement aux coûts, par rapport au mode de sélection initial des terres du CRP basé uniquement sur l'érosion (Osborn, 1993 cité par Claassen et al. 2001).

En ce sens, Claassen et al. (2001) proposent deux ajustements à l'IBE qui augmenteraient les bénéfices du programme relativement aux coûts. Le premier ajustement consiste à modifier la pondération de certains facteurs de l'IBE afin de refléter leurs bénéfices relatifs. Par exemple, la valeur actuelle des points de l'IBE pour l'érosion serait quatre fois supérieure à ce qu'elle devrait être si elle était réellement ajustée selon les bénéfices entraînés. Celle associée à la qualité de l'air serait quant à elle environ deux fois plus élevée que les bénéfices qui en découlent.

Le second élément soulevé par Claassen et al (2001) concerne la valeur attribuée aux bénéfices environnementaux en fonction de la population régionale. Dans le calcul de l'IBE, on alloue une plus grande valeur aux bénéfices environnementaux qui ont lieu dans un comté dont la population est élevée. Claassen et al. (2001) propose de jauger plus finement la part de la population réellement affectée par l'amélioration environnementale et d'inclure cette information dans le calcul de l'IBE.

Dans le même esprit, Hellerstein (2005) souligne que si l'objectif du CRP est de sélectionner les terres apportant les bénéfices environnementaux les plus élevés, tout en tenant compte des budgets, alors la valeur attribuée aux différents éléments de l'IBE devrait refléter leurs bénéfices respectifs. La conception de l'IBE devrait alors prendre en considération les éléments suivants (Hellerstein (2005):

- les attributs biophysiques qui sont influencés par la mise en retrait des terres du CRP doivent être identifiés ;
- ces attributs biophysiques doivent engendrer des biens et services environnementaux ou la réduction de la production d'impacts négatifs sur l'environnement ;
- l'adoption d'un système de pondération qui reflète la valeur relative, du point de vue de la société, des biens et services qui sont affectés par les attributs biophysiques.

Le processus de Sélection CREP

Yang et al. (2005) ont quant à eux analysé les mécanismes de sélection du CRP et du CREP et comparé leur efficacité. Pour cette fin, une étude a été réalisée sur la réduction des charges de sédiments dans le bassin de la rivière La Moine en Illinois.

Les terres éligibles au CREP en Illinois doivent être situées dans le River Basin et répondre à certains critères physiques. Malgré ces critères plusieurs millions d'acres de terres se sont retrouvées admises, sur lesquelles seulement 132 000 acres devaient être sélectionnés. Alors que le CREP en Illinois a des objectifs environnementaux mesurables précis, ceux-ci ne semblent pas utilisés pour déterminer les critères de sélection pour l'inscription des terres dans le programme. Les producteurs qui acceptent d'appliquer certaines pratiques de conservation telles que des bandes riveraines se retrouvent automatiquement sélectionnés dans le programme, sur une base de premier arrivé (Yang et al., 2005). Les résultats de l'étude démontrent que des « limitations géographiques comme critère d'éligibilité, sans mécanisme de sélection compétitif des parcelles des terres, ne garantissent pas l'efficacité des coûts d'un programme de mise en réserve des terres du CREP ». L'étude conclut à l'inverse que « un processus de sélection compétitif qui prend en considération les bénéfices et les coûts de location peut améliorer la performance du CREP en Illinois, relativement aux niveaux actuellement atteints par une inscription des parcelles de terre sur une base de premier arrivé ».

Les gains réalisés

Les bénéfices économiques du CRP ont été estimés pour l'érosion du sol et aussi pour certaines pratiques qui bénéficient à la faune et à la flore (voir Tableau 4.15). Une réduction de l'érosion du sol peut contribuer à une augmentation de la productivité des terres sur le site (de l'ordre de 121 millions de dollars par année). La diminution de l'érosion du sol apporte également des bénéfices à l'extérieur du site de production tels que la diminution des sédiments dans les lacs et rivières et de la poussière dans l'air. Ces effets apportent des bénéfices à un bassin plus important d'acteurs économiques tels qu'une baisse des coûts de dépollution pour les entreprises et le gouvernement, et une diminution des problèmes de santé liés à cette pollution (Sullivan et al., 2004). Les gains associés à ces deux catégories de bénéfices sont estimés à 1277 millions de dollars, ce qui représente un peu plus de 39 US\$ par acre (Hellerstein, 2005).

Ces gains sont inférieurs au paiement moyen de 44 US\$ par acre offert par le CRP (voir Tableau 4.16). Il convient cependant de noter qu'ils ne représentent qu'une partie du total des bénéfices environnementaux du programme. Ils n'incluent pas par exemple les bénéfices liés à la séquestration de carbone, à la préservation des espèces menacées ou d'autres bénéfices qui s'ajoutent à la valeur des gains environnementaux qui découlent du CRP. Une analyse coûts-avantages globale du CRP devrait tenir compte de l'ensemble de ces bénéfices environnementaux afin de le comparer de façon plus adéquate avec les coûts.

Tableau 4.15
Estimation des bienfaits environnementaux du CRP, millions de dollars

Région agricole ²	Conservation du sol			Total ¹ bénéfices de conservation du sol	Total ¹ bénéfices sur la faune indigène	Total ¹ bénéfices sur environnement	Bénéfices environnementaux (\$/acre)
	Productivité	Reliée à la poussière	Reliée au sédiment				
Appalachian	3,9	na ³	32,7	36,6	36,4	73	80,2
Corn Belt	38,6	na	147,1	185,8	249,2	435	91,2
Delta States	4,1	na	42,3	46,4	46,8	93,1	79,6
Lake States	19,3	na	35,3	54,6	132,2	186,7	73,8
Mountain	10,6	18,4	11,3	40,4	5,9	46,2	7,3
Northern Plains	13	14,8	29,5	57,4	63	120,4	14
Northeast	0,7	na	8	8,8	8,5	17,3	90,9
Pacific	2,9	6,1	7,9	16,9	0,9	17,8	10,6
Southern Plains	25,4	22	16,3	63,6	134,7	198,4	39,4
Southeast	2,5	na	27,1	29,6	59,9	89,5	59,7
U.S. Total	121,1	61,7	357,5	539,9	737,4	1 277,3	39,1

Note 1 : The estimated totals do not include values for which per-unit benefit estimates were not available.

Note 2: Note 2 : Appalachian (KY, NC, TN, VA, WV), Corn Belt (IL, IN, IA, MO, OH), Delta States (AR, LA, MS), Lake States (MI, MN, WI), Mountain (AZ, CO, ID, MT, NV, NM, UT, WY), Northern Plains (KS, NE, ND, SD), Northeast (CT, DE, ME, MD, MA, NH, NJ, NY, PA, RI, VT), Pacific (CA, OR, WA), Southern Plains (OK, TX), Southeast (AL, FL, GA, SC).

Note 3: Not available.

Source : Hellerstein, 2005 tiré de Hansen and Barbarika 2004.

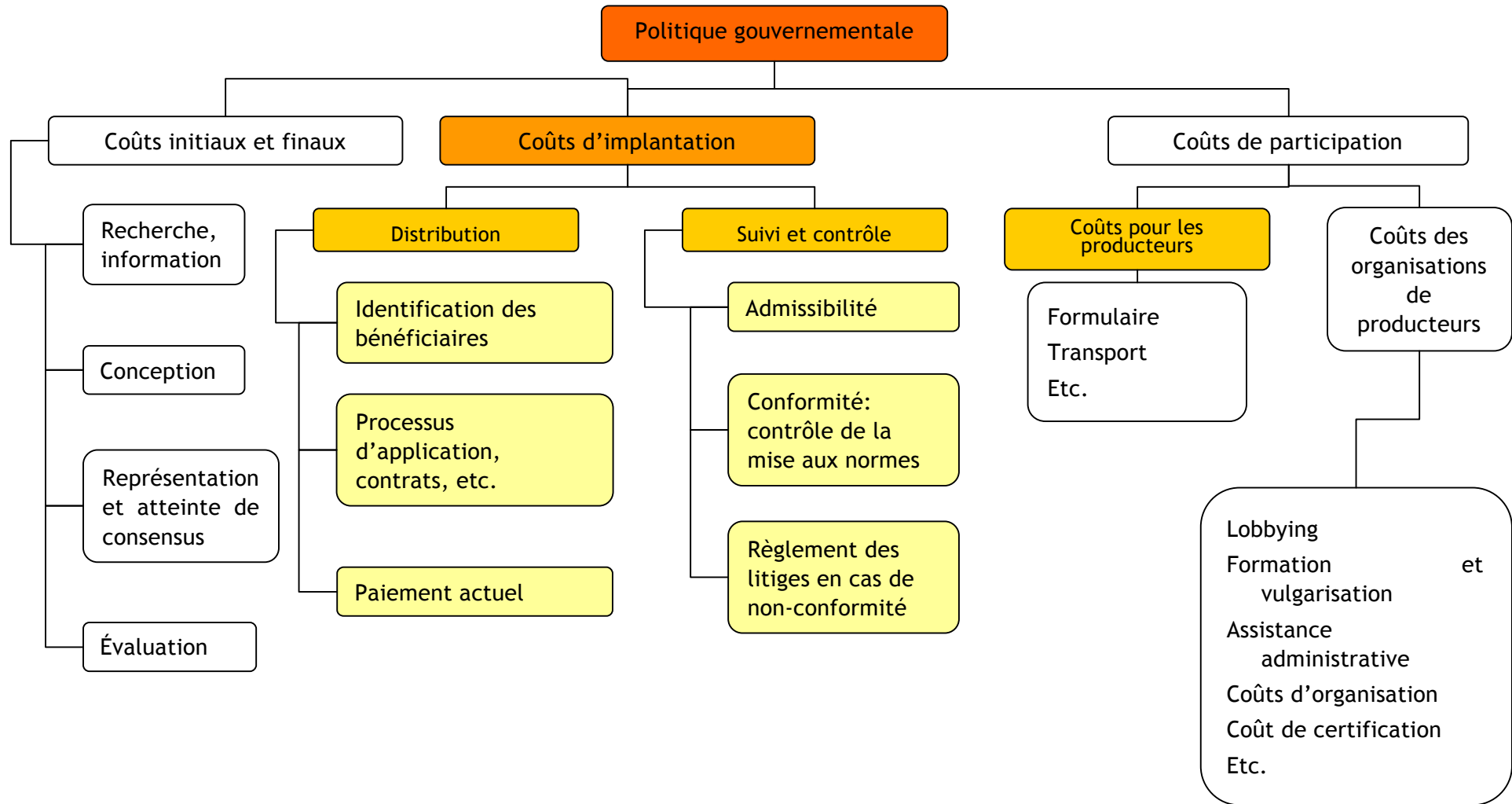
Coûts liés à l'administration et à la conformité

Peu importe le programme gouvernemental mis en place, les coûts de transaction sont sensiblement les mêmes: les coûts initiaux et finaux, les coûts de mise en œuvre, et les coûts de participation. La Figure 4.11 illustre ces catégories (Heimlich, 2005). Les coûts initiaux et finaux sont composés du temps d'un petit groupe de spécialistes en politique. Ces coûts sont considérés d'envergure limitée. Les coûts de mise en œuvre sont ceux qui sont le plus probables d'être spécifiques à chaque programme.

Dans le cas du CRP, l'étude de Heimlich (2005) conclut que dans l'ensemble, les frais associés à la mise en œuvre du CRP sont peu élevés pour les agences gouvernementales. Ces frais représentent 3 % des dépenses dans les années initiales et 1 % les années suivantes pour l'assistance technique offerte par le NRCS. Il faut également compter les dépenses pour le support administratif du FSA qui totalisent environ 4 % des frais de mise en oeuvre. Ceci se traduit par un coût moyen de 60 \$US par acre pour les inscriptions initiales sur une période de 10 ans et d'environ 20 \$US par acre pour les années suivantes. Ces frais sont moindres que ceux encourus dans le cadre du Wetland Reserve Program (WRP) et du programme Environmental Quality Incentives Program (EQIP).

L'étude mentionne que si l'objectif est de diminuer les frais administratifs, il vaut mieux le faire par l'entremise des technologies de l'information et par une centralisation administrative. Cependant, il est indiqué qu'une diminution des frais administratifs par l'entremise d'une réduction de l'assistance technique sur le terrain offerte aux participants n'est pas désirable car elle peut affecter l'efficacité du programme (Heimlich, 2005) et ainsi diminuer les bénéfices environnementaux. Par ailleurs, très peu de données sont disponibles sur les frais encourus par les producteurs pour s'inscrire au CRP.

Figure 4.11
Catégorie de coûts de transaction reliés à la mise en oeuvre d'une politique¹



Note 1 : les boîtes ombrées contiennent des coûts de transactions qui sont significativement différents entre les politiques et qui doivent donc être ajustés au cas par cas.
Source : OCDE 2003 tiré de Heimlich 2005.

Finances publiques

En avril 2004, les frais annuels de paiement aux producteurs pour la location du programme général du CRP s'élevaient à 1,4 milliard de dollars ce qui représente un coût de 44 US\$ par acre (voir Tableau 4.16) (excluant le CCRP et le CREP). En général, plus de 85 % de ces frais sont composés de frais de location et moins de 5 % d'assistance.

Toujours en 2004, les frais annuels de paiement pour les programmes continus du CCRP et CREP étaient respectivement de 191 millions de dollars et 70 millions de dollars. Le taux de paiement par acre est significativement plus élevé pour ces programmes, soit de près de 89 US\$ pour le CCRP et 121 US\$ par acre pour le CREP.

Tableau 4.16
Contrats actifs, avril 2004¹

Type	Contrats	Entreprises	Acres	Paiements annuels ²	
				\$ Million	\$/acre
Général (CRP)	394 498	261 597	31 902 160	1 391	43,6
Programmes continus					
Non-CREP	220 009	139 472	2 133 591	191	89,4
CREP	36 755	24 604	580 326	70	121,3
Sous-total	256 764	160 452 ³	2 713 917	261	96,3
Milieus humides	7 027	5 724	108 066	13	119,4
Total	658 289	388 586³	34 724 144	1 665	48

Note 1 : Not including 13 904 acres in contracts with invalid expiration year (before 2004).

Note 2: Approximates FY 2005 payments, before adjustments for haying/grazing, non-compliance, terminations, part-year contracts, and contracts not yet recorded.

Note 3: Number of farms not additive across sign-up types because a farm may participate in multiple sign-up types.

Source : Allen et Vandever 2004, p.210 tiré de FSA, USDA.

4.6.4 EFFETS SOCIO-ECONOMIQUES PLUS VASTES

En 2001, environ 279 000 agriculteurs, soit 13 % de la population agricole totale, ont participé au CRP (d'après le USDA Agricultural Resource Management Survey (ARMS) (Sullivan et al., 2004). Le USDA a réalisé une étude qui vise à déterminer qui sont les participants aux programmes de conservation (Lambert et al., 2006). La participation au CRP est plus commune parmi les entreprises de plus petite taille exploitées davantage pour un mode de vie que pour en retirer un revenu. Ces agriculteurs qui pratiquent généralement des activités non reliées à la ferme sont plus intéressés à mettre des terres en réserve. De même, ceux dont toute la superficie est enregistrée au CRP sont en général plus âgés et dépendent davantage des sources de revenus extérieures. Ceux-ci représentent environ la moitié des participants au CRP. Le programme du CRP peut alors remplacer les revenus habituels de la ferme, même lorsque la totalité de la superficie de la ferme n'est

pas entièrement inscrite au CRP. La majorité des autres participants ne mettent en réserve qu'une portion de leur terre, dans ce cas les revenus du CRP sont un supplément à l'entreprise agricole. Ceux-ci ont des entreprises agricoles généralement plus grandes et l'agriculture est leur première occupation (Lambert et al., 2006).

Une étude récente du Economic Research Service (ERS) a examiné les impacts économiques et sociaux du CRP sur les comtés ruraux (Sullivan et al., 2004). Cette étude semble être la seule tentative d'utiliser un modèle économétrique avec des données empiriques pour étudier l'impact du CRP sur les comtés ruraux à l'échelle nationale. La première étape de l'étude a porté sur les impacts économiques apportés par le CRP. Dans un second temps, l'étude s'est penchée sur ce qui se produirait si les contrats du CRP venaient tous à expirer sans possibilité de renouvellement.

Dans la première partie de l'étude, le ERS montre que le CRP a contribué à une perte d'emploi à court terme (entre 1986-1992). Cependant, cette répercussion n'a pas persisté à long terme au cours des années 1990. Aussi, l'effet négatif sur l'emploi est plus important dans les comtés ruraux plus densément peuplés.

L'étude conclut par ailleurs que lorsque les paiements sont versés à des propriétaires résidants dans le comté, le CRP coïncide plus fréquemment avec une croissance de la population et de l'emploi. Des effets inverses sont observés lorsque les paiements sont versés à l'extérieur du comté. L'étude ne permet toutefois pas de conclure à une relation de causalité entre la destination des paiements et les effets économiques plus vastes. Elle ne permet pas non plus de conclure que l'absence des propriétaires provoque en soi une cause du déclin économique et de la dépopulation. En effet, aucune de ces explications ne suggère une tendance qui persisterait à long terme.

L'étude évalue également si le CRP a contribué à une perte d'emploi des fournisseurs qui offrent des biens et/ou service aux producteurs, par exemple vendeurs de machinerie, de moulées, compagnie de transport locale, etc. Plusieurs études soutiennent que le CRP réduit la consommation des intrants agricoles et qu'il diminue de cette manière l'emploi chez ces fournisseurs (Abel et al., 1994; Hyberg et al., 1991; Standaert and Smith, 1989; Taylor, 1988 cité par Lambert et al, 2006). L'analyse du ERS démontre que l'impact du CRP sur l'emploi est plus important dans les comtés à la vocation agricole plus importante, où se trouve un centre de service en agriculture et où les emplois en agriculture constituent une proportion importante de l'emploi global. Dans les comtés ayant un taux élevé de participation au CRP, on a observé une diminution plus marquée des établissements reliés à l'agriculture. Cette tendance a persisté au cours des années 1990. Cependant la croissance d'autres entreprises non agricole a atténué l'impact global sur ces comtés.

Une autre hypothèse testée dans l'étude est que le CRP réduit la quantité de terres disponibles, augmentant ainsi le taux de location et les prix d'achat. Ceci désavantagerait les nouveaux producteurs agricoles en créant des barrières à l'entrée. Cependant, on observe que les terres inscrites au CRP ont généralement un sol moins productif. Elles offrent donc moins d'intérêt d'un point de vue économique pour un nouveau producteur agricole. De plus il y a des limites sur la superficie des terres pouvant participer au programme par comté, ce qui contribue à atténuer cet effet. L'étude conclut que les

fermes entières inscrites au CRP sont associées à une accélération du déclin du nombre de nouveaux producteurs agricoles tandis que l'inscription partielle de la ferme est associée à un déclin moins marqué que ce qui se produirait en l'absence du CRP.

L'étude cherche d'autre part à évaluer si l'inscription d'une ferme entière réduit la disponibilité des terres au détriment des nouveaux producteurs agricoles ou si au contraire c'est l'absence de nouveaux producteurs agricoles qui encourage les producteurs agricoles retraités à inscrire le plus de terres possible au CRP. L'étude démontre qu'une faible croissance économique, associée à des taux de location peu élevés, encourage une forte inscription au CRP de l'exploitation agricole entière. Ceci semble avoir été le cas au début des années 1980, ce qui a nui à l'arrivée de nouveaux producteurs agricoles. Cependant il semble que l'inscription partielle de fermes au CRP atténue ce phénomène (en fournissant une aide financière). De plus, lorsque l'économie est florissante, la participation d'une partie de la ferme au CRP est attrayante car elle permet de diminuer le risque. Donc le CRP n'est pas a facteur majeur pour expliquer le déclin dans le nombre de nouveaux producteurs agricoles entre 1982 et 1997.

La seconde partie de l'étude du ERS aborde la question des effets potentiels d'une expiration sans renouvellement de tous les contrats du CRP. Celle-ci démontre que la fin du CRP pourrait avoir un impact sur l'économie rurale de différentes façons. Premièrement, les terres pourraient être remises en production, être transformées pour des utilisations non agricoles (site industriel, centre commercial...) ou encore être conservées. Deuxièmement, le CRP a engendré une augmentation des activités de plein air (chasse, pêche, observation de la faune et de la flore, etc.). Les dépenses pour ces activités ainsi que leur localisation géographique pourraient changer dépendamment des choix d'utilisation des terres du CRP. Troisièmement, ceux qui reçoivent des paiements pour le CRP modifieraient leur consommation, particulièrement si les nouveaux revenus générés étaient moindres que ceux provenant du CRP.

Un modèle économétrique basé sur des données de 1992-1997 a été utilisé afin de prédire les choix d'utilisation des terres dans l'éventualité où les contrats du CRP expireraient. Ce modèle permet d'estimer que 51 % des terres du CRP réintégreraient une production de culture sur une période d'une année si les contrats du CRP se terminaient tous à la fin de 2002. Ce pourcentage varie d'une région à une autre. Les études antérieures prédisent généralement un taux de retour à la production de culture plus élevé que ce modèle (De La Torre Ugarte et al., 1995; Nowak et al., 1990; Osborn et al., 1994, Sullivan et al 2004). Ceci peut être expliqué en partie par des différences dans les prix des cultures utilisés dans les modèles. Ces résultats suggèrent qu'il peut y avoir des bénéfices environnementaux à long terme associés avec le CRP qui survivraient au programme puisqu'une partie des terres ne seraient pas remises en production.

Dans un deuxième temps, l'impact de CRP sur les activités de plein-air est examiné selon deux modèles. Le premier modèle conclut que seulement 7 millions de dollars en retombées économiques pour ces activités peuvent être associées au CRP à l'échelle nationale. Ce faible montant est attribuable au fait que le modèle est basé sur les dépenses associées aux déplacements et qu'en l'absence du CRP ceux-ci auraient tout de même lieu mais à des endroits différents. Le second modèle est basé sur les reçus

d'activités de plein-air, et estime un montant beaucoup plus important, soit de 290 million de dollars en retombées. Cette estimation se rapproche plus des résultats obtenus dans les études antérieures (Bangsund et al., 2002 cité par Sullivan et al, 2004). Cependant, ce second modèle comprend des hypothèses très simplifiées. Des nouvelles sources de données ainsi que des modèles statistiques plus sophistiqués seraient nécessaires pour obtenir des résultats plus précis.

L'étude examine également les impacts sur les revenus de la remise en production de certaines terres dans le scénario où tous les contrats du CRP expireraient. Lorsque ces terres produisent de nouveau, l'offre des cultures agricoles augmente, réduisant ainsi les prix des produits agricoles. Cependant, il est estimé que l'effet sur les prix serait modeste et se situerait dans une fourchette d'entre 1 et 6 %. Pour ce qui est des dépenses pour les activités de plein-air à l'échelle nationale, le modèle basé sur les reçus de ces activités prévoit une diminution de 18 % des bénéfices économiques et emplois liés au CRP.

La remise en production des terres, à travers l'augmentation du nombre d'emploi et des revenus familiaux, favoriserait une augmentation de la consommation. Ceci est toutefois contrebalancé par la perte des paiements du CRP, une diminution des revenus de la ferme et possiblement par la diminution des revenus liés aux activités de plein-air. L'effet net de l'élimination du CRP serait vraisemblablement marginalement positif sur l'économie américaine mais pourrait varier à l'échelle des économies locales.

L'analyse portant sur trois régions présente un impact net positif sur l'économie globale, avec une augmentation de la production de 0,2 à 2 % et un accroissement de l'emploi de 0,4 à 3,7 %. Cependant, les revenus des producteurs diminuent jusqu'à 1,2 % suite à la cessation des paiements du CRP. Les pertes de revenus à la ferme pourraient atteindre 4 milliards de dollars en raison de la diminution des prix suite à l'augmentation de production. Cependant ces résultats doivent être interprétés avec prudence en tenant compte des hypothèses de base et des limites du modèle utilisé pour l'analyse.

Le sondage réalisé en 2001 par le FAS apporte aussi un éclairage différent sur les impacts socio-économique du CRP (cf section 4.6.2). Rappelons que ce sondage a consulté des participants au CRP afin d'obtenir de l'information sur ce qu'ils perçoivent comme les bénéfices environnementaux et socio-économiques du CRP.

Les principaux bénéfices économiques décrits par les participants au sondage sont : augmentation du prix du grain, aide pour payer les taxes, revenu assuré pour supporter la retraite, revenu additionnel pour le maintien en opération du reste de la ferme, une augmentation générale de la valeur de la propriété, stabilisation des revenus de la ferme et économies des coûts d'opération car le programme permet de ne pas devoir cultiver des petits terrains (Allen, 2005 b). Quelques répondants ont mentionné que le CRP a permis de retirer des terres de la production qui selon eux n'auraient jamais dû être cultivées.

Les bénéfices sociaux qui sont ressortis du sondage sont divers : « satisfaction de faire quelque chose de favorable pour l'environnement, avoir du foin pour donner au voisin lorsqu'il y a besoin, fournir un endroit pour les enfants pour jouer et un endroit pour les parents et amis pour socialiser ou chasser, fournit un endroit aux écoles pour donner un

cours sur la conservation ou l'écologie. Aussi, le programme est associé à une diminution de l'utilisation des produits agro-chimiques à une diminution du bruit des équipements et à un outil de contrôle de l'étalement et du développement urbain.

Cependant, certains effets du CRP sont perçus comme négatifs (voir Tableau 4.17). Ainsi, 29 % des répondants perçoivent les terres du CRP comme une source de mauvaises herbes et 19 % affirment que ces terres présentent un danger pour le feu. Aussi, 18 % des répondants indiquent que les terres ont attiré des demandes non souhaitées pour la chasse (Allen, 2005 b).

Tableau 4.17
Aspects négatifs du CRP identifiés par les participants au programme,
par région^{1, 2}

Negative effect	PAC	MTN	NP	SP	LAK	CB	DLT	SE	APL	NE	NATL
Source of weeds	34,5	23,7	29,7	22,8	32,2	33,6	14,1	13,6	26,3	21,1	28,8
Potential fire hazard	44,8	46,4	24,7	30,4	19,6	8,9	17,2	15,3	10,5	1,8	19,3
Attracts unwanted requests for permission to hunt	20,7	12,4	20,5	16,5	12,6	23,3	14,1	13,6	15,8	7,0	18,0
Makes farm appear unkept or poorly managed	12,1	9,3	6,2	11,4	18,7	14,2	18,7	8,5	22,8	14,0	13,1
Attracts unwanted wildlife	10,3	8,2	7,7	11,4	7,9	11,0	4,7	3,4	7,0	5,3	8,7
Negative effects on local economy	20,7	23,7	11,2	16,5	3,7	3,9	4,7	1,7	3,5	3,4	7,8
Too much cropland taken out of production	3,4	8,2	3,1	5,1	3,3	3,4	7,8	5,1	3,5	5,3	4,1
No negative effect	25,9	24,7	7,7	40,5	40,7	13,3	54,7	39,0	47,4	52,6	25,4

Note 1 : Les nombres représentent le %age des répondants par FPR et à l'échelle nationale (n= 1,412).

Note 2 : PAC = Pacific; MTN = Mountain; NP = Northern Plains; SP = Southern Plains; LAK = Lake States; CB = Corn Belt; DLT = Delta; SE = Southeast; APL = Appalachian; NE = Northeast; and NATL = National.

Source : Allen 2005 b.

4.6.5 BILAN

Le CRP a généré des bénéfices environnementaux significatifs à plusieurs niveaux (protection de la faune et de la flore, etc), débordant son objectif premier de diminution de l'érosion du sol. De manière générale, les impacts environnementaux sont multiples et pas encore tous connus. Compte tenu du taux d'inscription au programme qui représente moins du quart des terres HEL, le programme génère des résultats environnementaux positifs sur les terres participantes. L'efficacité économique du CRP demeure malgré tout

difficile à établir en raison du manque de données faisant état de l'ensemble des bénéfices environnementaux du programme ; l'analyse coût-avantage est par conséquent partielle.

La sélection des terres admissibles au CRP constitue un enjeu majeur pour l'efficacité environnementale et économique du programme et donc de son rapport coût/avantages. La force du CRP réside dans la combinaison d'un indice de bénéfices environnementaux combiné à un processus d'enchère qui permet de sélectionner les terres à la fois en fonction des bénéfices générés et des coûts associés.

À cet égard, l'introduction de l'IBE a augmenté le rapport efficacité-coût du programme, par rapport au mode de sélection initial des terres du CRP basé uniquement sur l'érosion. L'IBE a notamment permis de mieux cibler les paiements en fonction des bénéfices obtenus et du taux de location des terres. Cette innovation, combinée au système d'enchère a permis de minimiser les surpaiements sur les taux de location appliqués aux terres mises en réserve, augmentant ainsi l'efficacité du programme. À l'opposé, le système appliqué au CREP, soit des limitations géographiques comme critère d'éligibilité sans mécanisme de sélection compétitif des parcelles des terres ne garantit pas son efficacité-coût. Néanmoins, il apparaît que la combinaison de l'IBE et du système d'enchère présente encore certaines déficiences qui empêchent le programme d'être totalement efficace, tant sur le plan environnemental qu'économique.

Il convient de mentionner en conclusion les bénéfices liés au maintien d'un programme sur une longue période de temps, plus de vingt ans dans ce cas-ci. Ainsi ce programme a bénéficié d'une période d'application permettant de mieux mesurer ses impacts environnementaux et d'y effectuer les ajustements permettant une amélioration de son efficacité-coût.

ANNEXE 4.6.A ÉLÉMENTS PRIS EN COMPTE ACTUELLEMENT DANS L'IBE

Habitat de la faune et de la flore :

Bénéfices résultant des couvertures (enherbage, boisé) sur la superficie des contrats (N1). Les points alloués vont de 0 à 100 et se retrouvent dans 3 sous-catégories :

- N1a - Bénéfices de couverture pour l'habitat de la faune et de la flore (0 à 50 points)
- N1b - Amélioration de la faune et de la flore (0, 5, ou 20 points)
- N1c - Zones prioritaires pour la faune et la flore (0 ou 30 points)

Qualité de l'eau

Bénéfices découlant de la réduction de l'érosion, ruissellement et « lessivage » (N2). Les points alloués de 0 à 100 se répartissent en 3 sous-catégories

- N2a - Localisation (0 ou 30 points)
- N2b - Qualité de la nappe phréatique (0 à 25 points)
- N2c - Qualité des eaux de surface (0 à 45 points)

Erosion du sol

Bénéfices au niveau de la ferme (N3). Points alloués de 0 à 100.

Le facteur N3 est une évaluation du potentiel d'érosion dû au vent ou à l'eau. Ce facteur est mesuré par l'entremise d'un index d'érodibilité (IE).

Bénéfices à long terme

Bénéfices qui dureront au-delà de la durée du contrat (N4). Points alloués de 0 à 50.

Qualité de l'air

Bénéfices d'une réduction de l'érosion par le vent (N5). Points alloués de 0 à 45. Est constitué de 4 sous-catégories :

- N5a - Impacts de l'érosion du vent (0 à 25 points)
- N5b - Liste des sols atteints par l'érosion par le vent (0 ou 5 points)
- N5c - Zone de qualité de l'air (0 ou 5 points)
- N5d - Séquestration du carbone (3 à 10 points)

Coût

(N6) est constitué de 3 sous catégories :

- N6a - Coût (valeur des points est déterminé à la fin de la période d'inscription d'après les données disponibles)
- N6b - Partage des coûts (0 à 10 points)
- N6c - Offre moins que le taux maximum de paiement (0 à 15 points)

Source : FSA, 2006

BIBLIOGRAPHIE

Allen, Arthur W. 2005 a). The Conservation Reserve Enhancement Program, in *Fish and Wildlife Benefits of Farm Bill Conservation Programs: 2000-2005 Update*, NRCS.
<ftp://ftp-fc.sc.egov.usda.gov/NHQ/nri/ceap/fwbenefits7.pdf>

Allen, Arthur W. 2005 b). Participant Observations on Environmental and Social Effects of the Conservation Reserve Program: Results of a National Survey, in *Fish and Wildlife Benefits of Farm Bill Conservation Programs: 2000-2005 Update*, NRCS.
<ftp://ftp-fc.sc.egov.usda.gov/NHQ/nri/ceap/fwbenefits13.pdf>

Allen, Arthur W. and Mark W. Vandever. 2004. The Conservation Reserve Program-Planting for the Future: Proceedings of a National Conference, Fort Collins, Colorado, June 6-9, 2004, 252 pages, USG USDA. <http://www.fsa.usda.gov/pas/crpconf04/21490.pdf>

Allen, Arthur W. and Mark W. Vandever. 2003. A National Survey of Conservation Reserve Program (CRP) Participants on Environmental Effects, Wildlife Issues, and Vegetation Management on Program Lands, USG.
<http://www.fort.usgs.gov/products/publications/21075/21075.pdf>

Baerenklau, Kenneth A. 2005. Cost-Effectiveness Of The Conservation Reserve Program: Discussion. *Amer. J. Agr. Econ* 87 (Number 5): 1256-1257

Burger, L. Wes, Jr. 2005. The Conservation Reserve Program in the Southeast: Issues Affecting Wildlife Habitat Value, in *Fish and Wildlife Benefits of Farm Bill Conservation Programs: 2000-2005 Update*, NRCS
<ftp://ftp-fc.sc.egov.usda.gov/NHQ/nri/ceap/fwbenefits5.pdf>

Claassen, Roger, LeRoy Hansen, Mark Peters, Vince Breneman, Marca Weinberg, Andrea Cattaneo, Peter Feather, Dwight Gadsby, Daniel Hellerstein, Jeff Hopkins, Paul Johnston, Mitch Morehart, Mark Smith. 2001. Agri-Environmental Policy at the Crossroads: Guideposts on a Changing Landscape, Agricultural Economic Report No. (aer794) 72 pp, January.
<http://www.ers.usda.gov/Publications/aer794/>

Claassen, Roger and Richard D. Horan. 2000. Environmental Payments to Farmers: Issues of Program Design, Agricultural Outlook, USDA, ERS, June-July.
<http://www.ers.usda.gov/publications/agoutlook/jun2000/ao272g.pdf>

Clark, William R. and Kathleen F. Reeder. 2005. Continuous Enrollment Conservation Reserve Program: Factors Influencing the Value of Agricultural Buffers to Wildlife Conservation, in *Fish and Wildlife Benefits of Farm Bill Conservation Programs: 2000-2005 Update*, NRCS.
<ftp://ftp-fc.sc.egov.usda.gov/NHQ/nri/ceap/fwbenefits6.pdf>

Cooper, Joseph. 2005. US Agri-Environmental Programs and their Potential Implications for Agricultural Trade, Institute of Governmental Studies University of California, Berkeley, February. <http://repositories.cdlib.org/igs/WP2005-32/>

Farrand, D. Todd and Mark R. Ryan NRCS. 2005. Impact of the Conservation Reserve Program on Wildlife Conservation in the Midwest, in *Fish and Wildlife Benefits of Farm Bill Conservation Programs: 2000-2005 Update*, NRCS
<ftp://ftp-fc.sc.egov.usda.gov/NHQ/nri/ceap/fwbenefits4.pdf>

Feather, Peter, Daniel Hellerstein, and LeRoy Hansen. 1999. Economic Valuation of Environmental Benefits and the Targeting of Conservation Programs: The Case of the CRP. No. (AER778) 64 pp, USDA, ERS, April.
<http://www.ers.usda.gov/Publications/aer778/>

Feng, Hongli, Catherine L. Kling, Lyubov A. Kurkalova, Silvia Secchi, and Philip W. Gassman. 2005. The Conservation Reserve Program In The Presence Of A Working Land Alternative: Implications For Environmental Quality, Program Participation, And Income Transfer, *Amer. J. Agr. Econ* 87 (Number 5): 1231-1238.

Haufler, Jonathan B. 2005. Executive Summary, in *Fish and Wildlife Benefits of Farm Bill Conservation Programs: 2000-2005 Update*, NRCS.
<ftp://ftp-fc.sc.egov.usda.gov/NHQ/nri/ceap/fwbenefitssummary.pdf>

Heimlich, Ralph E. 2005. The Policy-Related Transactions Costs of Land Conservation in The United States: Evolution Over Time and Comparison between Programmes, *Workshop on Policy-Related Transaction Costs*, OECD.

Heimlich, Ralph E. 2002. The U.S. Experience With Land Retirement for Natural Resource Conservation , Beijing, Peoples Republic of China, April 22-23, 2002
http://igov.berkeley.edu/presentations/series1/No16_Cooper.pdf

Hellerstein, Daniel. 2005. Conservation Policy and Agriculture in the US: Valuing the Impacts of the Conservation Reserve Program, in *Evaluating Agri-Environmental Policies OECD, Design, Practice and Results*, Chapter 13.

Johansson, Robert. 2006. Conservation Program Design, Participant Bidding Enhances Cost Effectiveness, Economic Brief Number 3, USDA, ERS, March.
<http://www.ers.usda.gov/publications/EB3/EB3.pdf>

Johansson, Robert. 2006. Participant Bidding Enhances Cost Effectiveness, Economic Brief No. (EB3) 6 pp, USDA, ERS, March.
<http://www.ers.usda.gov/publications/EB3/EB3.pdf>

Johnson, Douglas, H. 2005. Grassland Bird Use of Conservation Reserve Program Fields in the Great Plains, in *Fish and Wildlife Benefits of Farm Bill Conservation Programs: 2000-2005 Update*, NRCS.
<ftp://ftp-fc.sc.egov.usda.gov/NHQ/nri/ceap/fwbenefits2.pdf>

Kirwan, Barrett, Ruben N. Lubowski, And Michael J. Roberts. 2005. How Cost-Effective Are Land Retirement Auctions? Estimating The Difference Between Payments And Willingness To Accept In The Conservation Reserve Program, *Amer. J. Agr. Econ* 87 (Number 5): 1239-1247.

Latacz-Lohmann, Uwe, Steven Schilizzi. 2005. Auctions for Conservation Contracts: A Review of the Theoretical and Empirical Literature, Scottish Executive Environment and Rural Affairs Department.
<http://www.scotland.gov.uk/Resource/Doc/93853/0022574.pdf>

Lambert, Dayton, Patrick Sullivan, Roger Claassen, and Linda Foreman. 2006. Conservation-Compatible Practices and Programs: Who Participates? Economic Research Report No. (ERR14) 48 pp, USDA, ERS, February.
<http://www.ers.usda.gov/Publications/err14/>

Lovejoy, S., and O. Doering. *Conservation and Environment Enhancement in the 2002 Farm Bill*. Purdue Agricultural Extension Bulletin CES-344, Purdue University, West Lafayette, IN, 2002, 10 pp.
www.ces.purdue.edu/farmbill/CES-344low.pdf

Reynolds, Ronald E. 2005. The Conservation Reserve Program and Duck Production in the U.S. Prairie Pothole Region., in *Fish and Wildlife Benefits of Farm Bill Conservation Programs: 2000-2005 Update*, NRCS.
<ftp://ftp-fc.sc.egov.usda.gov/NHQ/nri/ceap/fwbenefits3.pdf>

Smith, Marc. 2000. Agricultural Resources and Environmental Indicators: Land Retirement, Chapter 6.2, 20 p., USDA, December.
http://www.ers.usda.gov/publications/arei/ah722/arei6_2/AREI6_2landretire.pdf

Sullivan, Patrick, Daniel Hellerstein, Leroy Hansen, Robert Johansson, Steven Koenig, Ruben Lubowski, William McBride, David McGranahan, Michael Roberts, Stephen Vogel, and Shawn Bucholt. 2004. The Conservation Reserve Program: Economic Implications for Rural America Agricultural Economic Report No. (AER834) 112 pp, USDA, ERS, October.
<http://www.ers.usda.gov/Publications/aer834/>

USDA, FSA. 2003. Conservation Reserve Program, Fact Sheet, April.
<http://www.fsa.usda.gov/pas/publications/facts/html/crp03.htm>

USDA, FSA. CRP Enrollment and Statistical information
<http://www.fsa.usda.gov/dafp/cepd/statisti.htm>

FSA, 2006

Vukina, Tomislav, Armando Levy, Michele Marra. 2005. Do Farmers Value The Environment? Evidence from the Conservation Reserve Program Auctions, June
http://ag.arizona.edu/arec/dept/seminar%20series/CRP_EARE.pdf

Wu, JJ 2000. Slippage effects of the Conservation Reserve Program. American Journal of Agricultural Economics 82(4): 979-992.

Yang, Wanhong, Madhu Khanna, Richard Farnsworth. 2005. Effectiveness of Conservation Programs In Illinois and Gains From Targeting. Amer. J. Agr. Econ 87 (Number 5): 1248-1255.

Young, Edwin C and C. Tim Osborn. 1990. The Conservation Reserve Program: An Economic Assessment. Agricultural Economic Report No. (AER626) 40 pp, USDA, February
<http://www.ers.usda.gov/publications/aer626/>

4.7 TAXE SUR LES PESTICIDES, DANEMARK

4.7.1 CYCLE DE VIE

Contexte et objectif

Le Danemark a été un des premiers pays européens à mettre en place une taxe sur les pesticides d'usage agricole⁵⁰. Cette taxe faisait partie d'un plan d'action sur les pesticides comprenant aussi des mesures pour améliorer le contrôle et l'évaluation des pesticides mis sur le marché⁵¹, les services-conseils aux producteurs agricoles, et la recherche et développement sur les moyens de réduire la consommation de pesticides (Nielsen 2005). Ce premier Plan d'Action a été mis en œuvre de 1986/1987 à 1996/1997. Dans le cadre de ce premier Plan, la taxe sur les pesticides a été augmentée une première fois en 1996, puis une seconde fois en 1998. Cette augmentation de la taxe a été mise en place car les effets du 1^{er} plan d'action tardaient en partie à se matérialiser (Carpentier-Rainelli p.52).

L'objectif du premier plan d'action était de réduire la consommation de pesticide de 25 % à l'horizon 1990 et de 50 % au total en 1997, par rapport à la moyenne de 1981 à 1985 (ECOTEC 2001).

Le Comité Bichel a été mis en place en 1997 pour informer le gouvernement sur la possibilité de réduire voire d'éliminer totalement la consommation de pesticide. Le rapport issu de ce comité, publié en 1999, écartait la possibilité de la suppression des pesticides, mais faisait plusieurs recommandations sur les mesures à prendre (Bichel Committee 1999⁵²). Ces recommandations portaient sur les objectifs à atteindre, la désignation de zones sensibles, l'investissement en R&D, etc.

Après les travaux du Comité Bichel achevés en mars 1999 et un débat parlementaire au printemps 1999, le gouvernement danois a mis en œuvre un second plan d'action de 2000 jusqu'en 2004, puis un troisième visant la période 2004-2009. Cependant, le taux des taxes sur les pesticides ne semble pas avoir augmenté depuis 1998.

Les objectifs du second plan d'action étaient de réduire la fréquence annuelle des traitements de 30 à 40 % sur une période de 5 à 10 ans, sans perte de revenu.

⁵⁰ Une taxe sur les usages non-agricoles a également été introduite en 1997.

⁵¹ À titre informatif, mentionnons que cela a mené à la réévaluation de 213 ingrédients actifs, 105 d'entre eux n'ont pas été candidats à une réévaluation, une trentaine ont été interdits ou strictement réglementés et 78 ont eu une nouvelle autorisation (Jorgensen, http://www.agrsci.dk/afdelinger/forskningsafdelinger/pbs/medarbejdere/lnj/danish_pesticide_action_plans).

⁵² http://www.mst.dk/udgiv/Publications/1998/87-7909-445-7/html/kap08_eng.htm

Le Danemark apparaît comme un précurseur dans l'utilisation de taxes pour réduire la consommation de pesticides par le secteur agricole et l'Union Européenne envisage d'appliquer un tel système de taxe pour tous les pays membres

Fonctionnement

En 1987, le Danemark a d'abord introduit une taxe de 3 % pour tous les pesticides d'usage agricole ou non (Carpentier et Rainelli, 2002, p.52). Cette taxe servait notamment à financer les activités de conseil techniques et de recherche (ECOTEC 2001). En fait, selon Damgaard et al. (1995) in Skou Andersen et al. (2001, p.72), cette taxe était surtout un moyen de couvrir les coûts d'analyse et d'approbation des pesticides par le gouvernement. Cette taxe apparaissait comme un complément aux autres mesures sur l'approbation des pesticides, les activités de conseil, l'obligation de formation sur les pesticides pour les producteurs agricoles, etc. (Skou Andersen et al. 2001).

En 1994, il est apparu que l'objectif de réduction de la consommation totale de pesticides était en voie d'être atteint mais pas forcément celui de la baisse de l'intensité annuelle des applications. En 1996, le taux de taxe a donc été augmenté et différencié selon le type de pesticides (Tableau 4.18). Par exemple, les insecticides se sont vus imposer un taux de taxation de 27 %. Vers la fin de l'année 1998, une deuxième majoration a été appliquée aux montants de cette taxe, faisant grimper la taxe sur les insecticides à 35 % et celle sur les herbicides et fongicides à 25 %.

Malgré l'augmentation de la taxe, il semblerait qu'un niveau plancher ait été atteint pour la consommation de pesticides par le secteur agricole danois.

Tableau 4.18
Taux de taxe sur les pesticides, Danemark, 1996 et 1998

Taux en 1996	Taux en 1998	Nature des produits
27 %	35 %	Insecticides, insecticides vétérinaires, désinfectants du sol
17 %	25 %	Herbicides, fongicides, régulateurs de croissance, repoussants
3 %	3 %	Préservation du bois, rodenticides, autres produits

Source : Larsen 2005 in OCDE 2005

4.7.2 EFFICACITÉ ENVIRONNEMENTALE

Fréquence de traitement et quantités de pesticide vendues

Les objectifs des Plans d'action sont essentiellement fixés en termes de réduction de l'indicateur de fréquence de traitement. Celle-ci exprime le nombre de fois dans l'année, en moyenne, à laquelle une parcelle agricole peut être traitée avec les pesticides vendus, en supposant un usage «normal». La fréquence de traitement est considérée comme le meilleur indicateur des effets environnementaux (Carpentier et Rainelli 2002). Outre l'indicateur de fréquence de traitement, la consommation de pesticides est mesurée au moyen des quantités vendues. Notons qu'il n'y a pas d'indicateur de suivi sur la santé humaine, du moins dans le cadre des Plans d'Action. À ce sujet, le manque d'indicateurs sur la santé humaine est constaté dans le rapport du sous-comité Bichel sur l'environnement et la santé, il est possible que d'autres programmes/plan d'action gouvernementaux fournissent ces indicateurs (par exemple le Plan d'action sur l'environnement aquatique).

Les tableaux suivants rapportent l'évolution de la fréquence de traitement, par pesticide, ainsi que des quantités d'ingrédients actifs vendues pour des usages agricoles entre 1990 et 1996, en les comparant à la moyenne quinquennale 1981-85. Si on considère les deux indicateurs de consommation, on remarque que l'utilisation de pesticides était sur une pente descendante depuis l'imposition d'une taxe en 1987, quoique minime. La forte hausse en 1995 s'expliquerait par la constitution de stock en prévision de la majoration de la taxe annoncée pour l'année suivante, d'ailleurs les niveaux de consommation sont revenus à un niveau plus «normal» en 1996.

Ceci renforce l'idée que si la hausse de la taxe sur les pesticides a pu jouer un rôle sur la consommation de pesticides, elle doit être mise dans le contexte d'un plan global cohérent utilisant d'autres outils que l'effet prix (conseil, R& D, etc.).

Tableau 4.19
Fréquence de traitement, par type de pesticide et fréquence de traitement total, 1990 à 1996 (dose par hectare)

	Moyenne 1981-1985	1990	1991	1992	1993	1994	1995	1996	Moyenne 1995-1996
Herbicides	1,27	1,34	1,28	1,28	1,24	1,28	1,72	1,28	1,50
Fongicides	0,81	0,84	0,83	0,71	0,57	0,53	0,58	0,38	0,48
Insecticides	0,45	1,00	0,71	0,61	0,61	0,58	1,04	0,21	0,63
Régulateurs de croissance	0,14	0,38	0,09	0,13	0,15	0,12	0,15	0,04	0,10
Total	2,67	3,56	2,93	2,73	2,57	2,51	3,49	1,92	2,71

Source : OCDE in ECOTEC (2001)

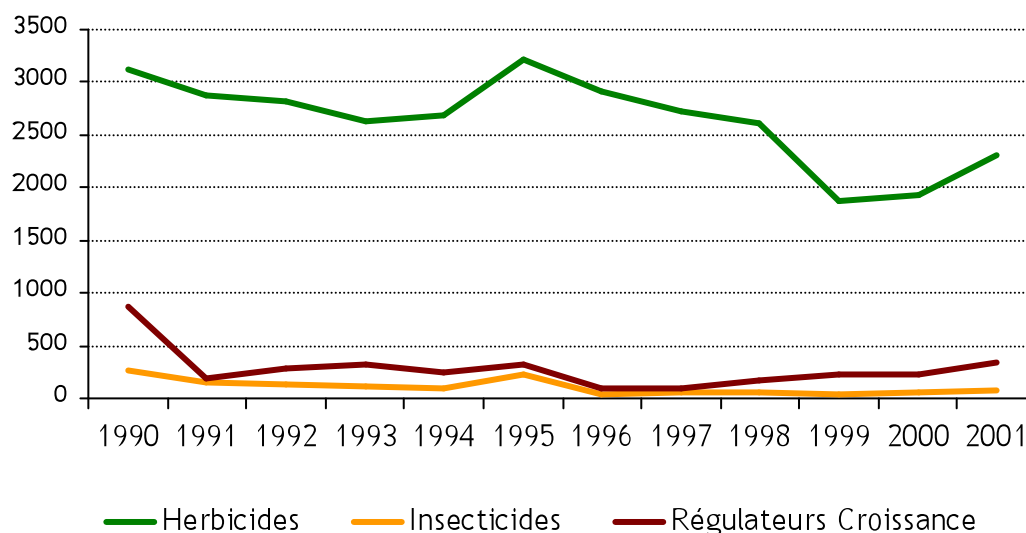
Tableau 4.20
Évolution des quantités vendues d'ingrédients actifs pour usages agricoles, 1990 à 1996 (tonnes)

	Moyenne 1981-1985	1990	1991	1992	1993	1994	1995	1996	Moyenne 1995-1996
Herbicides	4636	3128	2867	2824	3632	2685	3281	2915	3098
Fongicides	1779	1396	1426	1333	1033	892	1055	631	843
Insecticides	319	259	146	128	107	95	163	36	99
Régulateurs de croissance	238	867	189	281	331	247	310	87	198
Total	6972	5650	4628	4566	4103	3919	4809	3669	4238

Source : OCDE in ECOTEC (2001)

La Figure 4.12 rapporte elle aussi l'évolution de la consommation de pesticides d'usage agricole au Danemark pour toute la décennie 90, mais sans toutefois détailler les types de pesticides. Elle permet toutefois d'observer l'effet de la hausse des taux de taxation en 1996, qui s'est traduite par une nouvelle vague de diminution. L'efficacité de la taxe à réduire la consommation doit cependant être relativisée car après avoir connu une forte baisse après le pic de 1995, le niveau de consommation a connu des hauts et des bas. Cette appréciation est aussi confirmée par Larsen (2005). Jorgensen (1999) indique pour sa part que les réformes de la PAC ont sans doute joué un rôle plus important que la taxe sur les pesticides. On pourrait ainsi évoquer le rôle des diminutions du soutien aux productions céréalières suite aux réformes de 1992 et 1999. On peut aussi relever que globalement la superficie de terres arables danoises a diminué au cours des dernières périodes, comme on peut le voir sur la Figure 4.13. Ceci a sans doute facilité l'objectif de réduction de la consommation totale de pesticides. Enfin, sans négliger le rôle de la taxe sur les pesticides, on peut mettre en avant l'importance d'autres facteurs, tel que le prix des denrées agricoles. Ørum (2003) remarque qu'entre 1995/96, année de référence des calculs du Comité Bichel, le prix du maïs a diminué de 20 % tandis que celui des pesticides a augmenté de 12 %.

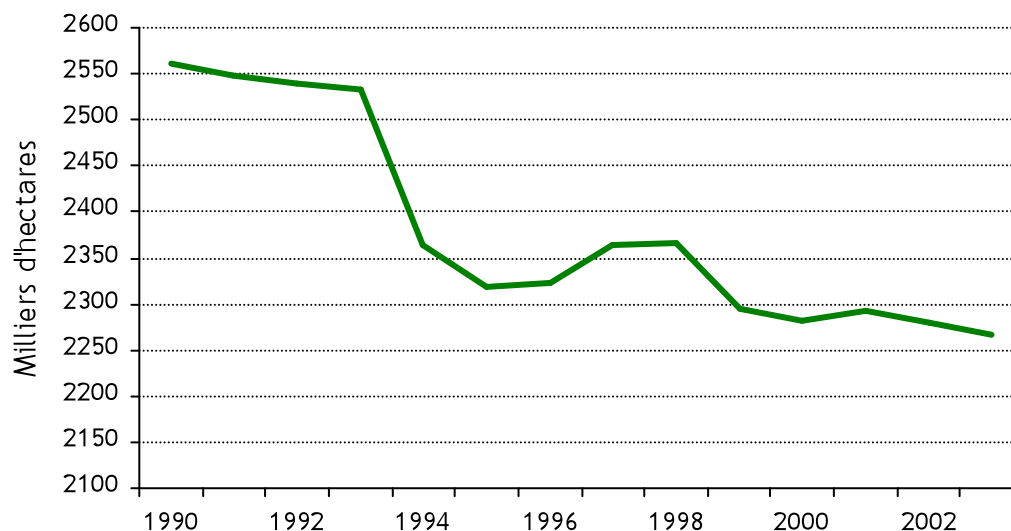
Figure 4.12
Consommation de pesticides, Danemark, 1990 à 2001, tonnes



Note : données disponibles jusqu'en 2000 seulement.

Source : Faostat, compilation Groupe AGÉCO

Figure 4.13
Évolution de la superficie de terres arables, Danemark, 1990 à 2003



Source : FAOSTAT

Impact sur la faune et la flore

Esbjerg et al. (2002) présentent les résultats d'une étude en relation avec le premier Plan d'Action sur les Pesticides (1986-1997). Du point de vue de la flore, il apparaît que la réduction du dosage des pesticides augmente la densité et l'abondance des différentes composantes de l'environnement étudiées (plantes, insectes et oiseaux). Selon le niveau trophique considéré, il semble cependant que la réduction de la moitié au quart de la dose habituelle ait un impact plus ou moins significatif. Parmi les limites évoquées dans cette étude, il est noté que l'augmentation du contrôle mécanique des mauvaises herbes pour compenser la réduction des pesticides peut avoir un impact négatif sur la faune (Esbjerg et al. 2002).

Scénario de taxation adapté aux objectifs

Si la taxe semble avoir eu un certain effet dissuasif sur la consommation de pesticides, certains auteurs se sont interrogés sur son utilisation la plus optimale, notamment en termes de taux de taxation, de type de produits et de sols visés. Les travaux de Jacobsen et al. (2004) examinent ainsi plusieurs scénarios pour réduire la consommation de pesticides :

- taux uniforme sur tous les pesticides de manière à réduire la consommation de 25 %;

- hausse du taux sur les herbicides, les taux pour les autres pesticides étant inchangés;

hausse du taux sur les herbicides, mais avec un taux plus élevé sur les sols argileux et un taux plus faible sur les sols sableux;
des zones-tampons sans pesticide.

De façon générale, Jacobsen et al. (2004) indiquent que le 1^{er} scénario est le moins coûteux pour générer une diminution de la consommation de pesticide en général. Cependant, si l'objectif est de réduire spécifiquement la consommation d'herbicides, une hausse de taxe sur les herbicides est le scénario le plus approprié. De même, la différenciation géographique de la taxe semble moins efficace pour réduire la consommation d'herbicides, mais ce résultat est à nuancer si on considère des impacts environnementaux différents selon des caractéristiques géographiques. Enfin, le dernier outil (zone-tampon) peut être considéré comme efficace si on considère que l'objectif n'est pas de réduire la consommation de pesticide mais d'améliorer les conditions naturelles pour la faune et la flore sauvage. D'autres études rapportent aussi que les variations de dissémination dans la nature des pesticides impliquent des dommages différents sur l'environnement et que des niveaux de taxes différents devrait être fixés en conséquence (Larsen 2005). Bref, il semble primordial de bien préciser l'objectif environnemental pour y associer le meilleur scénario de taxation.

À ce propos, certains auteurs affirment que les différents taux de taxes mis en place après 1996 entre insecticides, herbicides et autres pesticides ne reflètent pas forcément le risque environnemental, mais seraient plutôt motivés par l'évolution des intensités de traitement entre les différents types de pesticides avant 1995 (Schou 2003). Le gouvernement danois s'interroge sur la possibilité de différencier la taxe selon l'impact environnemental des pesticides. Il semble que jusqu'à présent, cette solution soit considérée trop compliquée et coûteuse à administrer et trop incertaine d'un point de vue scientifique (Schou 2003 et Larsen 2005).

Dans le même esprit, selon Jorgensen (1999), l'objectif du premier plan d'action n'était pas spécifiquement basé sur des connaissances scientifiques justifiant une diminution de 50 % de l'usage de pesticides en raison d'effets sur l'environnement ou la santé humaine. La détermination de cet objectif correspondait plutôt, selon elle, à une volonté politique de satisfaire la demande publique pour un changement des pratiques du secteur agricole et une inquiétude générale du public (Jorgensen 1999). Il est vrai que cette inquiétude a pu être alimentée par des contaminations de sources d'eau potable par les pesticides (cf Jorgensen⁵³).

À ce sujet, on peut rapporter les travaux de Traversi et al. (2006) qui, au cours d'une revue des études sur l'évaluation du risque lié aux pesticides, mettent en évidence des variations importantes de la volonté de payer pour réduire ce risque, selon le type de risque, la nature du scénario de risque testé et la perception du risque des gens. Des écarts importants apparaissent par exemple selon que l'on considère le risque pour l'environnement et de la santé humaine et même plus précisément la santé des producteurs agricoles ou celles des consommateurs.

⁵³ Cf http://www.agrsci.dk/afdelinger/forskningsafdelinger/pbs/medarbejdere/lnj/danish_pesticide_action_plans

4.7.3 EFFICIENCE ÉCONOMIQUE

Du point de vue gouvernemental, les revenus tirés de l'application d'une taxe permettent d'autofinancer, du moins en partie, la mise en œuvre de cette taxe et de ce qui l'accompagne (offre de conseils auprès des producteurs pour faciliter la transition, activités de R&D, etc.). Le Tableau 4.21 rapporte les revenus tirés de la taxe sur les pesticides entre 1994 et 2004. En 2004, ils s'élevaient à 70,6 millions de dollars US.

Tableau 4.21
Revenus tirés de la taxe sur les pesticides, Danemark, 1994 à 2004

Année	Montant (millions de US \$)	Montant (millions de DKK)
1994	6,8	44
1995	5,5	31
1996	48,6	282
1997	35,6	235
1998	44,8	300
1999	64,9	453
2000	46,4	375
2001	43,1	359
2002	47,1	371
2003	60,5	398
2004	70,6	423

¹ 1997, 1DKK = 0,21 C\$; 1998, 1DKK = 0,22 C\$; 1999, 1DKK = 0,21; 2000, 1DKK = 0,18 C\$; 2001, 1DKK = 0,19 C\$, 2002, 1DKK = 0,20 C\$; 2003, 1DKK = 0,21 C\$; 2004, 1 DKK = 0,22 C\$

Source : Compilation du Groupe AGÉCO à partir d'information des organismes suivants : OCDE, FAOSTAT.

Selon Schou (2003), environ 60 % des revenus tirés de la taxe en 1998 étaient retournés dans le secteur agricole à travers différentes subventions, entre autres au secteur biologique et pour des services-conseils. Il faut noter aussi que les producteurs agricoles ont été en partie compensés par l'introduction d'un rabais de taxe foncière appliqué aux terres agricoles⁵⁴. Les autres 40 % étaient alloués à la recherche publique et aux programmes de suivi des pesticides.

Il semblerait que les coûts d'administration de la taxe soient faibles, mais aucune donnée n'est disponible pour chiffrer ces coûts. Tel que mentionné, des travaux de recherche se sont intéressés à la possibilité de différencier le taux de taxe selon le type de sol et la possibilité d'introduire des taux différenciés selon le type d'ingrédient actif. Dans les deux cas, un tel système de taxation semble trop compliqué à mettre en place d'un point de vue administratif (Jacobsen et al. 2004).

⁵⁴ Pour approfondir sur ce thème, voir par exemple Daugbjerg et Svendsen (2001), *Designing green taxes in a political context : from optimal to feasible environmental regulation*.

Aucune donnée empirique ne permet de documenter les impacts économiques sur le secteur agricole suite à l'imposition de la taxe sur les pesticides. Par contre, quelques études ex-ante ont été effectuées pour appuyer l'élaboration des Plans d'action (voir Tableau 4.22). Le Comité Bichel annonçait par exemple une baisse du PNB de 0,4 % avec une diminution modérée de l'usage de pesticide et une diminution des revenus du secteur⁵⁵ de 8 % dans le secteur agricole. En comparaison, l'effet d'une suppression totale des pesticides était estimé à une diminution de 0,8 % pour le PNB et une diminution de 15 % pour les revenus du secteur agricole (Bichel Committee 1999b, p93-95).

Tableau 4.22
Impact de la réduction des pesticides sur l'agriculture et l'économie, Danemark

Niveau de la réduction	Fréquence des traitements	Réduction PNB (en %)	Réduction revenu agricole (en %)	Variation de l'emploi agricole
Réduction de 100 %	0	-0,8	15	-16 000
Réduction de 80 %	0,5	-0,4	8	-8000
Utilisation optimale (réduction 30 à 50 %)	1,4 à 1,7	Pas d'impact	Pas d'impact	?

¹ Source : Bichel Committee 1999b et Carpentier et Rainelli 2002.

Les travaux d'actualisation du rapport Bichel réalisés en 2004-2005 par Jacobsen et al. (2004, p.24) estiment qu'une hausse de la taxe sur les pesticides à un niveau permettant de réduire la quantité totale de pesticides de 25 % impliquerait une baisse de 0,04 % du PIB réel. Jacobsen et al. (2004) indiquent qu'une réduction de l'indice de fréquence de traitement d'un niveau de 2,0 (niveau actuel) à 1,7 serait financièrement optimal pour le secteur agricole danois. Une réduction à un indice de 1,4 serait même réalisable sans coût significatif par rapport au niveau actuel, une réduction allant au-delà deviendrait de plus en plus coûteuse selon les travaux d'Ørum (2003).

Effets de distorsion

L'imposition d'une taxe sur un produit n'est pas sans provoquer des ajustements sur le marché afin de compenser ses effets. Ces ajustements peuvent éventuellement être observés à travers le comportement des prix au détail des pesticides. Carpentier et Rainelli (2002) remarquent que « le fait que la taxe soit assise sur les prix de détail des produits phytosanitaires suppose un suivi attentif de ceux-ci ». Ceci passe par un système d'étiquetage indiquant le prix maximum de vente, qui est celui sur lequel la taxe est calculée. Si le détaillant vend en dessous de ce prix, il ne peut prétendre à un reversement du différentiel de taxe (Carpentier et Rainelli, 2002, p. 52). Bref, la question de la transmission de la taxe par les commerçants est un enjeu important de cette taxe. Par contre, certains auteurs affirment qu'il n'y a pas eu de jeu sur le prix des

⁵⁵ Les auteurs incluent la rémunération du facteur foncier, le capital, la main-d'œuvre et les quotas, (Bichel Committee 1999b, p71-72)

pesticides (Ørum 2006)⁵⁶. Selon Ørum (2003), malgré les hausses de taxes sur les pesticides de 25 et 50 % en 1998, le prix des pesticides n'a augmenté que de 4 % entre 1997 et 2003. Le prix des insecticides aurait même diminué de 6 % alors que cette catégorie de pesticide a connu la plus forte hausse de taux de taxe.

Un autre enjeu est la possibilité de s'approvisionner dans un pays (le cas échéant une région) où n'existe pas une telle taxe. Il a par exemple été remarqué que certains producteurs danois se sont approvisionnés en Pologne et en Allemagne, où les pesticides sont moins chers (ECOTEC 2001, p. 348). Il n'a pas été possible de trouver de statistiques sur l'ampleur de ce phénomène car il s'agit d'une pratique illégale. On peut retrouver le même type de problème lorsqu'on tente de différencier le taux de taxe selon le type de sol, ou les enjeux environnementaux d'une région.

Enfin, la notion d'élasticité-prix doit également être soulignée. En effet, la quantité de pesticides qui peut être utilisée par un producteur agricole demeure limitée par plusieurs facteurs reliés notamment à des considérations agronomiques. Ainsi, l'effet prix perd de son efficacité (c'est-à-dire dissuader l'achat avec une variation à la hausse du prix par une taxe) lorsqu'un certain niveau de consommation est atteint.

4.7.4 BILAN

D'apparence simple, l'application d'une taxe comme MAE représente néanmoins un certain défi de conception. En effet, il a été constaté que la fixation du niveau optimal de taxation représente un certain défi. Aussi, il apparaît primordial de concevoir un scénario de taxation (taux différent selon les types de produits phytosanitaires ou selon les types de sols) cohérent avec les objectifs environnementaux. Toutefois, plus le scénario de taxation est élaboré, plus il implique un travail de mise en œuvre complexe.

Bien qu'une diminution de la consommation de pesticides ait été observé, l'efficacité de la taxe, seule, est à relativiser car elle est comprise au sein d'un ensemble de mesures cohérentes : cette taxe a été accompagnée d'activités de formation auprès des producteurs pour leur permettre de réduire leur utilisation de pesticides. Des efforts de R&D ont aussi été mis en œuvre. Compte tenu de ces mesures complémentaires, il peut être difficile d'attribuer les effets environnementaux à cette seule mesure.

De plus, parallèlement à la mise en place de la taxe sur les pesticides, le gouvernement danois a réduit les impôts fonciers sur les terres agricoles. Bien que ces deux instruments soient légalement et financièrement indépendants, la réduction des impôts fonciers agit comme une forme de compensation pour les producteurs agricoles.

⁵⁶ «Jens Erik Ørum responded that the prices on pesticides have been almost constant before and after the introduction of pesticide taxes so the farmers are may not even aware of the introduction of taxes» communication personnelle, Tove Christensen 2006.

Enfin, un des avantages qui caractérise une mesure qui repose sur l'imposition d'une taxe est sans contredit la possibilité d'ainsi auto-financer, en totalité ou en partie, sa mise en œuvre.

BIBLIOGRAPHIE

- Bichel Committee. Report to the Minister for Environment and Energy. 1999
http://www.mst.dk/udgiv/Publications/1998/87-7909-445-7/html/default_eng.htm
- Bichel Committee. *Report from the sub-committee on production, economics and employment*. 1999b
- BIPRO. *Assessing economic impacts of the specific measures to be part of the Thematic Strategy on the Sustainable Use of Pesticides*. Report for the European Commission. 2004. 428 pages.
http://europa.eu.int/comm/environment/ppps/pdf/bipro_ppp_final_report.pdf
- Christensen Tove et Henrik Huusom. *Survey of economic analyses of pesticide use in agriculture in OECD countries - A background paper for the November 2001 OECD workshop on the economics of pesticide risk reduction in agriculture*. The Danish Institute of Agricultural and Fisheries Economics. 2001. 143 pages
- COWI Consulting Engineers and Planners AS. *Economic instruments in environmental protection in Denmark*. Danish Environmental Protection Agency.
http://www.mst.dk/default.asp?Sub=http://www.mst.dk/udgiv/publications/2000/87-7909-568-2/html/kap05_eng.htm
- DAUGBJERG Carsten et SVENDSEN Gert Tingaard, Aarhus School of Business. *Designing green taxes in a political context : from optimal to feasible environmental regulation*. Working Paper 01-17, 23p, 2001
http://www.hha.dk/nat/wper/01-17_gts.pdf
- ECOTEC. *Study on the economic and environmental implications of the use of environmental taxes and charges in the European Union and its member states*. Avril 2001.
http://europa.eu.int/comm/environment/enveco/taxation/ch8_pesticides.pdf
http://europa.eu.int/comm/environment/enveco/taxation/ch17_pesticides.pdf
- EIM. *Study on a European Union wide regulatory framework for levies on pesticides. Report for the European Commission/DG XI*. 1999. 102 pages.
- ESBJERG Peter et Bo Svenning PETERSEN (eds.) *Effects of reduced pesticide use on flora and fauna in agricultural fields*. Danish Environmental Protection Agency, 2002, 203p.
<http://www.mst.dk/udgiv/publications/2002/87-7972-111-7/pdf/87-7972-112-5.pdf>
- ØRUM Jens Erik, Danish Research Institute of Food and Economics. Bichel Committee farm economic analyses-updated calculations. 2003, online publication.
<http://www.mst.dk/publica/projects/2004/87-7972-764-6.htm>

Nielsen Hans. *Danish pesticide use reduction programme*. Pesticide Action Network (PAN) Europe. Juin 2005. 16 pages.

<http://www.pan-europe.info/downloads/DanishPURE-EN.PDF>

CARPENTIER Alain et Pierre RAINELLI. *Mise en œuvre de la fiscalité environnementale au niveau de l'agriculture dans différents pays européens*. 2002, 67p.

http://www.agriculture.gouv.fr/spip/IMG/pdf/rapport_final_fiscalite.pdf

SKOU ANDERSEN Mikael, Niels DENGSE et Anders BRANTH PEDERSEN. *An evaluation of the impact of green taxes in the Nordic Countries*. TemaNord 2000:561, 2001, 111p.

Wattiez Catherine et Stephanie Williamson. *Pesticide use reduction is working: an assessment of national reduction strategies in Denmark, Sweden, the Netherlands and Norway*. PAN Europe. Décembre 2003. 19 pages.

<http://www.pan-europe.info/downloads/PureWork.pdf>

4.8 AUSTRALIAN NATIONAL MARKETS BASED INSTRUMENTS PILOT PROGRAM

4.8.1 CYCLE DE VIE

Le « National MBIs Pilots Program » vise à soutenir des activités de recherche et développement en vue d'augmenter la capacité des australiens, tant décideurs politiques que simples citoyens, à utiliser des instruments de marché (Market-Based Instrument) dans la gestion des ressources naturelles, plus particulièrement pour intervenir adéquatement face aux problèmes reliés à la salinité et à la qualité des eaux. Le programme a été établi dans le cadre du National Action Plan for Salinity and water Quality (NAP) et est un exemple des projets actuellement en cours en Australie qui visent à tester la mise en application d'instruments de marché sur des problèmes environnementaux.

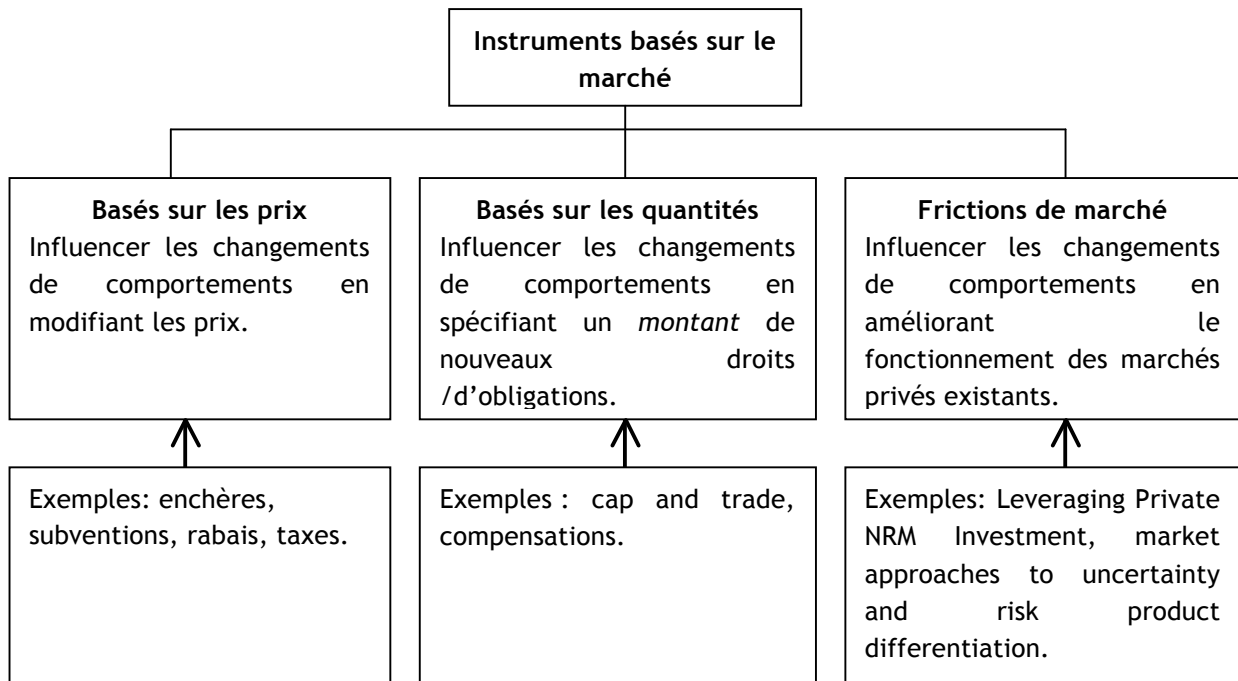
Pour la première phase du programme qui a commencé en avril 2003 et s'est terminée en avril 2006, 5 millions de dollars australiens ont été alloués. Le même budget est prévu pour la deuxième phase du programme. Les projets-pilotes seront sélectionnés durant l'année 2006. Le financement provient de l'état fédéral Australien et des gouvernements d'États.

Les instruments de marché constituent une approche qui vise à intervenir sur les problématiques environnementales par l'entremise des signaux du marché plutôt qu'à travers des directives ou contrôles explicites (Grafton, 2005 b). Outre les prix, ces instruments s'appuient sur les quantités ou encore sur les frictions du marché (« market friction ») (voir Figure 4.14)(Australian Government, 2004 a)).

Les instruments basés sur les prix ajustent les prix pour refléter leur impact relatif sur l'environnement. Ainsi, ils fournissent une certitude à l'industrie sur les coûts reliés à la conformité pour atteindre un objectif environnemental. Par contre, les gains environnementaux résultants pour la communauté sont incertains. Les systèmes d'enchères, les subventions et les taxes sont des exemples d'instruments basés sur les prix.

Les instruments basés sur les quantités contrôlent quant à eux la « quantité de biens et services environnementaux au niveau désiré socialement » (Australian Government, 2004 a). Dans ce cas il y a certitude sur les résultats environnementaux, mais pas sur les coûts assumés par l'industrie pour atteindre ce résultat. Des exemples de ces instruments sont l'approche par plafond (« cap and trade ») et les mécanismes de compensation.

Figure 4.14
Typologie des instruments de marché



Source : Australian Government, 2004 a.

Les instruments qui visent à diminuer les frictions du marché stimulent pour leur part le marché pour produire le résultat environnemental désiré en améliorant le fonctionnement des marchés actuels, en réduisant les coûts de transaction, ou en améliorant l'échange d'information. Les résultats ont tendance à être moins certains et être plus orientés sur le long terme (Australian Government, 2004 b). Les fonds à effet de levier ainsi que les approches de différenciation des produits (par exemple, les certifications) sont des exemples de ces instruments (Australian Government, 2004 a).

L'approche des instruments de marché diffère de celle des systèmes de contrainte et contrôle pour résoudre les problèmes environnementaux car elle :

- fournit des incitatifs pour les individus, les entreprises et les utilisateurs des ressources afin qu'ils se comportent de manière à retirer des bénéfices pour eux-mêmes, mais aussi pour la société;
- offre une flexibilité pour les individus sur les moyens d'atteindre les objectifs environnementaux souhaités (Grafton, 2005 b).

Cette approche permet d'encourager l'innovation, de contribuer à des solutions à long terme et relativement indépendantes, d'attirer des fonds d'investissements privés et de corriger les défaillances du marché (« market failures », Australian Government, 2004 a). Les instruments de marché permettent en outre d'internaliser l'environnement dans le

système économique actuel (Australian Government 2005). Dans le cadre de la première phase du National MBI Pilot Program, onze projets-pilotes ont été sélectionnés suite à un appel d'offre public. Les projets-pilotes ont permis de tester l'utilisation des enchères (4 projets), l'approche par plafond (3 projets), les mécanismes de compensation (« offsets », 2 projets), le fonds à effet de levier (« leverage fund », 1 projet) et l'assurance conservation (1 projet).

Le Tableau 4.23 présente un aperçu des projets-pilotes qui ont été sélectionnés pour la première phase. Une évaluation intérimaire détaillée des résultats a été réalisée en décembre 2005. Les rapports finaux de dix des onze projets-pilotes sont en ce moment disponibles sur le site du gouvernement australien. L'étude sur le fonds à effet de levier n'est pas encore disponible (la date prévue du rapport final était avril 2006). La présente étude se limite donc aux projets-pilotes traitant des enchères, de l'approche par plafond, des mécanismes de compensation et de l'assurance conservation.

Tableau 4.23
Caractéristiques des projets-pilotes

Type de MBI	Méthode		Priorité de gestion ressources naturelles				Financement (% du total)
	Projet-pilote	Atelier-expérimental	Salinité	Qualité de l'eau	Biodiversité	Carbone	
Enchères	4	1	X	X	X	X	33
Plafond	1	3	X	X			17
Compensation	1		X				12
Marché du risque	1						2
Effet levier	1		X	X	X	X	36
Total	7	4					100

¹ La cible du projet-pilote sur le marché du risque était l'érosion éolienne et il s'agissait d'un « desk-based » pilot. Un des « cap and trade » pilot incluait à la fois une composante expérimentale et une composante appliquée sur le terrain.

Source : Grafton 2005 a.

Une brève description des types d'instruments de marché qui sont testés dans le cadre des projets-pilotes est présentée ci-dessous :

Enchères

Une enchère est un mécanisme conçu pour maximiser la valeur créée par l'attribution de ressources (habituellement un actif ou un contrat) pour des entreprises ou individus placés en concurrence. Ceci est fait par la création d'un marché à court terme dans lequel l'interaction entre les acheteurs et les vendeurs est réglementée (Australian Government, 2005). Les gains environnementaux associés aux systèmes d'enchères sont incertains, mais les coûts qui y sont associés sont déterminés. Des enchères bien conçues fournissent au gouvernement l'information sur les coûts d'opportunité des producteurs pour obtenir certains résultats environnementaux. Cette information permet au gouvernement de poursuivre les contrats qui fournissent la plus grande valeur relative et le plus grand bénéfice à la société (Australian Government, 2005). Une étude préalable au National MBI

Pilot Program, l'enchère sur les contrats de conservation BushTender, a permis de tester l'application des enchères à un problème environnemental unique, soit la pollution diffuse (Stoneham et al., 2003).

Quatre des projets-pilotes utilisent l'enchère comme instrument de marché :

Catchment Care - Developing an Auction Process for Biodiversity and Water Quality Gains

Establishing East-west Landscape Linkage in the Southern Desert Uplands

EcoTender: Auction for multiple environmental outcomes

Auction for Landscape Recovery (Southwest Australia)

Approche par plafond

L'approche par plafond crée un marché en plaçant une limite globale sur un certain impact environnemental. Les droits de production de cet objectif environnemental sont alloués aux propriétaires et peuvent être échangés sur ce marché. Les propriétaires ne doivent donc pas tous atteindre les mêmes objectifs environnementaux. La vente de ces droits procure un revenu qui incite les participants à diminuer les impacts environnementaux et donc à améliorer leur efficacité à long terme (Grafton, 2005 a). Les gains environnementaux sont encore plus élevés lorsque le programme instaure un plafond ou une limite qui est graduellement réduite. Ceci est le cas dans la mise en application de l'approche par plafond pour le dioxyde de soufre pour les centrales électriques au charbon aux États-Unis (Grafton, 2005 a).

L'approche par plafond consiste donc à établir un niveau maximal d'émissions dans l'environnement, c'est-à-dire que « les propriétaires ne peuvent pas émettre ou déverser des charges polluantes à un niveau supérieur au plafond établi par les autorités, à moins qu'ils achètent des droits de propriété additionnels au prix du marché » (United States Environmental Protection Agency 2003, cité par Grafton, 2005 a). Des marchés peuvent aussi être créés pour des sources ponctuelles en plaçant un plafond sur la production d'un résultat environnemental. Des permis d'émissions (c'est-à-dire une part de la limite établie) sont alors distribués entre les propriétaires. Ces permis sont échangés sur un marché où les objectifs sont de maximiser les bénéfices environnementaux et de minimiser les coûts (Australian Government, 2005). Ainsi, « le prix du droit de propriété fournit un signal au sein du marché pour contrôler les émissions de polluants ». Cette approche est habituellement appliquée pour des sources ponctuelles de pollution (Grafton, 2005 a).

Trois des projets-pilotes analysent l'utilisation de l'approche par plafond comme instrument de marché :

Cap and Trade for Salinity: Property Rights and Private Abatement Activities, a Laboratory Experiment Market

Dryland salinity credit trade

Tradable recharge credits in Coleambally Irrigation Area: Experiences, Lessons and Findings

Mécanisme de compensation

Un système classique de contrainte et contrôle consiste à interdire une action, sachant que celle-ci mène à une situation (pollution) que l'on souhaite éviter. Les mécanismes de compensation permettent une telle action, mais sous la condition qu'un acte de compensation soit entrepris afin que les impacts environnementaux deviennent neutres au minimum. L'activité compensatoire pour annuler les effets négatifs sur l'environnement peut être entreprise par le pollueur même, ou encore par une organisation/personne tierce financée par le pollueur. Les mécanismes de compensation partagent des similitudes avec l'approche par plafond. Ces deux mécanismes limitent un type particulier de dommage à l'environnement, mais ils procurent une grande flexibilité sur la manière dont cette limite sera atteinte. Par exemple un mécanisme de compensation permet d'échanger un contrat une fois, tandis que l'approche par plafond permet un échange régulier entre les participants (Australian Government, 2005).

Deux des projets-pilotes examinent l'utilisation d'un mécanisme de compensation afin de traiter des problèmes de qualité de l'eau soit :

Green Offsets for Sustainable Regional Development
Establishing the potential for offset trading in the lower Fitzroy River
research reports

Assurance conservation

Une assurance conservation suppose que certains propriétaires hésitent à adopter des nouvelles pratiques agricoles favorables à l'environnement car ces pratiques peuvent créer un risque pour les revenus de leur ferme. L'objectif d'une assurance conservation est de réduire ce risque en le partageant entre un grand nombre d'individus qui contribuent à un fonds commun par l'entremise d'une prime d'assurance. Ce fonds commun est utilisé pour couvrir au moins une partie des pertes d'un individu (Australian Government, 2005).

Un des projets pilote teste une assurance conservation :

Adoption of New Land Management Practices through Conservation
Insurance

Fonds à effet de levier

Les fonds à effet de levier utilisent les fonds publics pour influencer les fonds sur le marché des capitaux. L'hypothèse dans ce cas est que le mauvais fonctionnement du marché des capitaux cause une production sous-optimale de biens environnementaux. Un fonds à effet de levier financé par l'État peut dans ce contexte corriger ce problème en mobilisant du financement additionnel sur le marché des capitaux pour financer des projets dont les bénéfices environnementaux sont prometteurs. Il doit exister un nombre appréciable de projets qui fournissent à la fois des bénéfices environnementaux et des bénéfices aux producteurs pour permettre au fonds à effet de levier d'attirer suffisamment d'investissement privé. Les fonds à effet de levier requièrent également la capacité d'estimer et de mesurer les bénéfices environnementaux, de même que la conception de contrats assurant la production de ces bénéfices.

Un projet pilote teste un fonds à effet de levier :

Farming Finance: Creating positive land use change with a Natural Resource Management Leverage Fund⁵⁷

Le Tableau 4.24 présente un aperçu des différents facteurs à considérer lors de l'utilisation d'un système d'enchère, d'une approche par plafond ou d'un mécanisme de compensation. Ce tableau synthèse permet de comparer ces instruments de marchés (Australian Government, 2005, p.52).

Enfin, une description des onze projets-pilotes est présentée dans le tableau suivant.

⁵⁷ Cette étude n'est cependant pas encore disponible (la date prévue du rapport final était avril 2006).

Tableau 4.24
Facteurs à considérer lors de l'utilisation de certains mécanismes de marché

	Cap-and-Trade	Enchères	Compensations
Conditions politiques et niveau d'incertitude	Nécessite l'acceptabilité de la communauté + base réglementaire pour le plafond.	Nécessite des paiements aux propriétaires fonciers pour la fourniture de BSE.	Nécessite des moyens réglementaires pour empêcher les actions dommageables sans compensation.
Connaissance des actions pour produire des BSE de la part des propriétaires fonciers	Propriétaires fonciers doivent avoir une bonne connaissance pour savoir quand acheter/vendre des permis.	Gouvernement a une bonne compréhension, celle-ci doit être transmise aux propriétaires lors des visites de sites.	Système pour faire correspondre l'offre et la demande. Doit prendre en compte si les propriétaires ou l'agence ont cette connaissance.
Coût de développement des règles et échanges de contrat/permis	Doit être faible comme beaucoup d'échanges peuvent intervenir (et multiplier les coûts.)	Peut être plus élevé puisque chaque échange intervient une seule fois.	Généralement peut être plus élevé (échange unique); dépend du système de compensation.
Différence dans une unité de bien environnemental produite par un propriétaire foncier et un autre	Faible degré de différence nécessaire pour échanges « like for like » ; règles d'échanges simples.	Peut être plus élevée, mais la mesure métrique définissant une unité du bien doit avoir des pondérations pour tenir compte des préférences.	Nécessite échanges « like for like », mais si échanges moins fréquents (ex : achat unique de compensations pour développement), le coût net pour assurer de rencontrer cette condition est moindre que si échanges fréquents (coût multiplié par nombre d'échanges).
Nombre de joueurs nécessaires pour participer	Assez pour concurrence de l'offre et la demande de permis.	Assez pour concurrence de la fourniture de biens environnementaux.	Faible nombre OK, mais le système de « matching » des compensations doit être à faible coût.

Source : Australian Government, 2005, p.52.

Tableau 4.25
Description of Round One MBI Pilots

Pilot Name, Lead Organisation & Region	MBI	NRM Issues Investigated	Brief Description
<u>Multiple-outcome auction of land use change</u> (DPI Victoria) Goulburn-Broken Vic. ID20 Interim Report Available	Auction	Biodiversity Salinity Water Quality Carbon	Extension of the Bush Tender auction approach to include salinity, water quality, water quantity and biodiversity in a field pilot. Involved developing and implementing the Catchment Management Framework Model. Designed to address the <i>missing market for environmental goods</i> .
<u>Tradeable net recharge contracts in Coleambally</u> Irrigation Area (CSIRO Sustainable Ecosystems Canberra) Lachlan-Murrumbidgee NSW ID33 Interim Report Available	Cap & Trade	Salinity	Research, economic modelling and experiments with landholders conducted to assess the potential effectiveness of trading schemes for managing salinity in the Coleambally irrigation area with support of Coleambally Irrigation Cooperative. Designed to address the <i>missing salinity market</i> .
<u>Creating positive land use change with a Natural Resource Management Leverage Fund</u> (Greening Australia) Lachlan-Murrumbidgee, NSW/South Coast ID46 No Report Available	Interaction with Leverage Fund	Salinity Water Quality Biodiversity Carbon	A field pilot to investigate a fund that leverages private sector investment to deliver natural resource management outcomes and private returns to investors. Allows comparison between leverage fund and multiple outcome auction to achieve the same end. Designed to address <i>an inefficient capital market and a missing market for environmental goods</i> .

Pilot Name, Lead Organisation & Region	MBI	NRM Issues Investigated	Brief Description
<u>Auction for landscape recovery</u> (WWF Australia) Avon. WA ID21 Interim Report Available	Auction	Salinity Biodiversity	Field pilot to assess an auction providing incentives for diffuse source salinity and biodiversity outcomes where bids are assessed based on the progress that they make towards achieving a regional biodiversity target considering the impact that other bids have on these targets (sub-additivity is accounted for). Designed to address <i>the missing market for environmental goods</i> .
<u>Adoption of New Land Management Practices through Conservation Insurance</u> (Dept Water, Land & Biodiversity Conservation) Lower Murray SA ID8 No Report Available	Interaction with Insurance Market	Wind Erosion	Desktop study of the use of insurance as a means of supporting changes in farming practices in the Mallee cropping regions. Conditions under which such a scheme may be successful were investigated and the need for and role of government involvement is also examined. Designed to assess potential <i>missing insurance market</i> to address increased yield risk faced by those who adopt conservation farming systems.
<u>Cap and trade for Salinity: Property Rights and Private Abatement Activities, a Laboratory Experiment</u> Market (DPI Vic) Lower Murray, Vic/SA ID10 Final Report Available	Cap & Trade	Salinity	This pilot uses experimental economics to examine a tax/levy system. It investigates the use of experiments to test a cap and trade approach to the salinity problem and the use of experimental economics in policy design. Designed to <i>address missing market for salinity</i> .
<u>Catchment Care-Developing an auction process for biodiversity gains and water quality outcomes</u> (Onkaparinga CWMB) Mt Lofty-Kangaroo Island SA ID26 Final Report Available	Auction	Water Quality Biodiversity	Field pilot tests auction tool for use by regional natural resource management bodies. Also tests how measures for risk reduction and actions that cross property boundaries can be included in assessing bids. Designed to address <i>missing market for environmental goods</i> .

Pilot Name, Lead Organisation & Region	MBI	NRM Issues Investigated	Brief Description
<i>Green Offsets for Sustainable Regional Development</i> (NEW EPA) Namoi-Gwydir/Macquarie_Castlereagh/Murray NSW ID16 Final Report Available	Offsets	Salinity	Pilot involves three field-based salinity offset schemes. Point source polluters are able to offset their salt emissions into stressed rivers in the Murray Darling Basin by investing in works that reduce salinity from diffuse sources. Designed to address <i>missing market for salinity</i> .
<i>Establishing East-West Landscape Corridors in the Southern Desert Uplands</i> (Desert Uplands Build-up & Devt Comm.) Burdekin-Fitzroy Qld ID18 Final Report available	Auction	Biodiversity	Uses experimental workshops (with landholders) to investigate the design of auctions to create biodiversity corridors. Uses payments distributed via an auction mechanism and accounts for the interdependence between bids (super-additivity problem). Designed to address <i>missing market for biodiversity</i> .
<i>Establishing the potential for offset trading in the lower Fitzroy River</i> (Central Queensland University) Burdekin-Fitzroy Qld ID53 Final Report Available	Offsets/ Cap & Trade	Salinity	Uses experimental workshops with landholders and choice modelling to examine how a salinity trading scheme might work in new and developing irrigation areas in the Fitzroy River. Designed to address <i>missing market for salinity</i> .
<i>Recharge Credit Trade in Bet Bet</i> (CSIRO Land and Water) Avoca-Loddon-Campaspe Vic ID57 Interim Report Available	Cap & Trade	Salinity	Uses landholder experiments and a field pilot to investigate a credit trading approach to diffuse sources of dryland salinity. Involves investigating the use of group incentives to achieve individual targets where trading credits is allowed. Designed to address <i>missing market for salinity</i> .

Source: Draft Overview Report of the MBI Pilot program Round One (National MBI Working Group)

4.8.2 ANALYSE DES PROJETS-PILOTES SÉLECTIONNÉS

Dans les prochaines sections, quatre projets-pilotes sont revus en détails, soit un par catégorie d'instrument de marché :

- **Enchère:** Catchment Care - Developing an Auction Process for Biodiversity and Water Quality Gains
- **Approche par plafond :** Dryland salinity credit trade
- **Mécanisme de compensation :** Green Offsets for Sustainable Regional Development
- **Assurance conservation :** Adoption of New Land Management Practices through Conservation Insurance

4.8.2.1 CATCHMENT CARE - DEVELOPING AN AUCTION PROCESS FOR BIODIVERSITY AND WATER QUALITY GAINS⁵⁸

La biodiversité et la qualité de l'eau des terres du bassin versant de l'Onkaparinga sont fortement menacées par des activités d'exploitation des terres. Le Onkaparinga Catchment Watercourse Management and Assistance Program (WMAAP) est le principal agent de distribution de fonds public et d'assistance technique pour améliorer la gestion des ressources naturelles dans le bassin versant. Or, il a été constaté que les décisions de distribution du financement dans le cadre de WMAAP ne sont pas prises dans un cadre « systématique, compréhensif, transparent et défendable ». Par conséquent, les objectifs de l'étude du Catchment Care sont (Brett et al., 2005):

- « d'améliorer les aspects du processus de priorisation de WMAAP et de fournir une base pour prendre les décisions de financement des travaux sur le terrain des propriétaires ».
- « d'évaluer le processus d'enchère pour augmenter l'efficacité/coût des paiements pour la gestion des ressources naturelles par les propriétaires ».

Les propriétaires proposent des sites pour la restauration environnementale et pour des travaux de protection qui peuvent inclure des cours d'eau, des rives et des bassins versants. Catchment Care est une enchère discriminative de type « first-price sealed bid procurement » où les offres avec la plus grande efficacité/coût sont achetées. L'enchère est fermée (« sealed ») ce qui signifie que les offres ne sont pas divulguées. Elle est discriminative puisque les participants ne reçoivent pas un financement uniforme, mais plutôt un montant équivalent à leur offre. Il s'agit du même type d'enchère utilisée dans le cadre du CRP aux États-Unis, du NSW Environmental Services Scheme en Australie et du BushTender en Australie. Une analyse du risque est développée pour attribuer des points,

⁵⁸ L'Information sur ce cas provient de Brett et al., 2005

classer et sélectionner les offres avec le plus grand bénéfice pour la biodiversité et la qualité de l'eau, jusqu'à l'épuisement d'un budget fixe établi à l'avance.

Les principales étapes du Catchment Care sont les suivantes :

- 1) **Promotion de Catchment Care** - On annonce la disponibilité de financement pour des travaux de restauration et de protection de terrains dans le cadre du programme. Les propriétaires intéressés reçoivent de l'information par courrier. L'information fournie vise à permettre aux participants de prendre connaissance des priorités du comité et de soumettre des offres valables. Cependant l'information fournie au sujet de la sélection des offres n'est pas suffisante pour entraîner la recherche de rente (« rente seeking »).
- 2) **Visite du site et évaluation** - Les propriétaires intéressés reçoivent une visite d'un agent où l'on discute d'une gamme d'actions et de priorités. La valeur environnementale de la géomorphologie, de l'hydrologie et de la végétation présente sur le site, ainsi que les menaces qui y sont associées se voient accorder des points qui sont alors inscrits dans le document d'évaluation du site. Les valeurs environnementales ainsi que les menaces sont décrites pour ce projet dans le tableau de l'annexe 4.9.a.
- 3) **Développement d'un plan d'action sur le site** - Le comité revoit les actions possibles pour chaque site et fait des recommandations aux propriétaires. Ceux-ci développent alors un plan d'action pour le site où sont décrites les actions proposées pour mettre fin aux menaces, la superficie couverte, les techniques utilisées et le financement requis. Aussi, le partage des coûts pour les travaux proposés y est indiqué.
- 4) **Soumission d'offres et enchères** - Les propriétaires soumettent le plan d'action du site au comité en tant qu'offre d'enchère pour obtenir du financement de Catchment Care.
- 5) **Evaluation de l'offre** - Des points de bénéfices environnementaux sont calculés pour chaque offre dans un cadre d'analyse du risque. Afin de mesurer les bénéfices environnementaux les valeurs suivantes sont calculées :
 - Niveau de risque (risk scores) : basé sur la valeur environnementale et le niveau de la menace.
 - Niveau d'impact (impact score) : niveau du risque multiplié par le niveau de réduction de la menace qui résulterait des actions du propriétaire.
 - Bénéfices environnementaux : niveau d'impact multiplié par la superficie couverte par les actions.
- 6) **Sélection des offres et établissement d'un contrat** - Les offres sont classées d'après leur bénéfice environnemental par dollar de financement. Le comité sélectionne celles présentant la plus grande efficacité/coût. L'efficacité/coût est

calculée en divisant les bénéfices environnementaux par le montant de financement requis.

Un contrat de trois ans est établi pour les propriétaires sélectionnés. Les actions proposées ainsi que le versement de paiements lors de l'atteinte de certains objectifs sont spécifiés dans le contrat.

Les points alloués aux offres et le cadre d'analyse du risque de Catchment Care ont été testés par des simulations de Monte Carlo⁵⁹ et raffinés avant d'être mis en essai sur le terrain. Par la suite, un système d'enchère complet a été mis à l'essai dans le bassin de l'Onkaparinga. 52 candidats ont montré de l'intérêt pour participer à l'enchère desquels 42 sites ont été évalués et 29 offres soumises. La limite de financement a été établie à 150 000 \$A, ce qui a permis de financer les 17 offres ayant la plus grande efficacité/coût.

a) Efficacité environnementale

Compte tenu de la mise en œuvre récente du projet, ses impacts environnementaux ne sont pas évalués en détail dans le rapport produit par le gouvernement australien. Ainsi, on peut présumer que comme dans le cas du CRP américain, l'efficacité environnementale du programme sera liée à la précision de l'instrument de calcul des points de bénéfice environnemental. D'autre part, puisque les bénéfices environnementaux sont mis en relation avec le coût des mesures proposées pour leur atteinte, il est probable que des mesures rapportant des bénéfices environnementaux se voient exclues du programme en raison de leur coût.

b) Efficience économique

L'enchère de Catchment Care fournit un mécanisme au comité qui semble permettre d'atteindre des bénéfices environnementaux à un rapport efficacité/coût élevé. L'efficacité/coût de Catchment Care a été comparée avec le programme précédent du comité, le Watercourse Management and Assistance Program (WMAp). En prenant en considération les coûts de développement, de mise en application ainsi que le financement du programme, Catchment Care est environ entre 23 à 34 % plus efficace que le WMAp, du point de vue des coûts. Cependant cette estimation est sujette à des incertitudes et nécessiterait une méthodologie plus robuste⁶⁰. Le Tableau 4.26 présente les données utilisées pour le calcul de l'efficacité/coût du programme, soit les bénéfices environnementaux divisés par le total des coûts et financement (EB/\$). On constate notamment que strictement du point de vue des bénéfices environnementaux générés, le WMAp (21,8 millions de \$A) performe légèrement mieux que le Catchment Care

⁵⁹ Les méthodes Monte Carlo consistent en des simulations expérimentales ou informatiques de problèmes mathématiques ou physiques, basées sur le tirage de nombres aléatoires.

⁶⁰ Il est difficile en effet de porter des conclusions. Les auteurs notent que l'analyse coût/bénéfice dans le cas du WMAp est compliquée et est basée sur plusieurs hypothèses dont celle, pour fin de comparaison avec le Catchment Care, que 29 projets sont financés, ce qui n'est pas le cas. Certaines des hypothèses augmenteraient et d'autres diminueraient les coûts bénéfiques du WMAp, mais les auteurs ne connaissent pas la magnitude de chacune. Dans les faits, les 2 projets sont difficilement comparables d'un point de vue coût/bénéfice.

(20,8 millions de \$A), ce qui illustre d'autant plus l'importance d'évaluer un programme dans son ensemble.

Tableau 4.26
Comparison of the cost effectiveness of Catchment Care and WMAP accounting for both funding and implementation costs.

	WMAP	Catchment Care	
		Assuming board officer only	Assuming 50/50 board offices to contractors
Total Hours	416	443	443
Labour costs \$	12 470	13 275	24 338
Materials costs \$	458	2789	2789
Total costs \$	12 928	16 064	27 126
Costs/property \$	923	945	1596
Total Funds \$	202 951	139 278	139 278
Total (Funds+ costs) \$	215 879	155 341	166 404
Total Environmental Benefits	21 835 533	20 873 972	20 873 972
Cost Effectiveness (EB/\$)	101	134	125

Source : Brett et al. 2005

c) Bilan

Le projet-pilote de Catchment Care a permis de développer et tester un système d'enchère basé sur le risque pour l'environnement et le niveau d'impact d'une pratique ou gestion environnementale. Voici une liste de leçons tirées de cette mise en application de l'enchère pour la résolution de problèmes environnementaux :

- **Promotion de Catchment Care** : les activités de promotions auprès de la clientèle cible (producteurs agricoles) ont permis de générer un grand intérêt. La promotion la plus efficace s'est avérée être la communication par courrier postal. L'atteinte d'un équilibre entre l'information fournie et celle qui n'est pas partagée est un processus qui demande du temps mais qui est très important pour éviter la recherche de rente par les participants (« rent seeking »).
- **Visite du site et évaluation** : l'essai sur le terrain suggère qu'une révision majeure des paramètres d'évaluation du site serait bénéfique. Par exemple, afin de favoriser les offres qui visent à éliminer les mauvaises herbes, le rapport du projet-pilote suggère de combiner le paramètre de la superficie recouverte de mauvaises herbes avec celui du risque d'invasion de mauvaises herbes. Aussi, on suggère que les paramètres d'évaluation du site prennent en compte d'autres objectifs tels que les flux environnementaux et la recharge des eaux souterraines.
- **Développement d'un plan d'action sur le site** : les propriétaires ont la possibilité de modifier les actions proposées par le comité dans la soumission de leur offre. Cette trop grande flexibilité a mené à l'intégration d'actions jugées non-prioritaires ou dont la séquence ou

la localisation étaient incorrectes dans les plans d'actions proposés par les propriétaires.

- **Soumission d'offres et enchères** : l'enchère « first priced sealed bid » fonctionne bien et a permis une très bonne efficacité/coût. Il apparaît que les offres présentées n'étaient pas gonflées et qu'il n'y a pas eu de collusion entre les propriétaires.
- **Évaluation de l'offre** : le processus d'évaluation des offres est jugé « flexible et extensible » et peut donc facilement être adapté à une complexification du programme. Il est également possible d'incorporer des offres combinées ou coopératives pour favoriser les synergies entre les offres. Ceci permettrait notamment de mieux couvrir certaines zones ou d'atteindre des économies d'échelle.
- **Sélection des offres et établissement d'un contrat** : le fait que les paiements soient émis à diverses étapes au cours du déroulement du programme lorsque certains objectifs sont atteints a été un aspect important. Cela a permis d'éviter une sous-performance en multipliant les points de contrôle.

L'étude mène à conclure qu'un système d'enchère permet de générer des bénéfices environnementaux économiques pour les producteurs. Il s'agit plus particulièrement de bénéfices qui requièrent peu de financement pour la mise en application de modes de gestion environnementale sur le terrain. Cependant, l'enchère ne permet pas de capturer les bénéfices environnementaux dont le prix serait élevé. On note toutefois dans le cadre de ce projet-pilote que les modes de gestion plus coûteux produisent généralement moins de bénéfices environnementaux.

4.8.2.2 DRYLAND SALINITY CREDIT TRADE⁶¹

Les charges de sel causées par le drainage des terres dans le sous-bassin du Upper Bet de la rivière Loddon dans la région du North Central Victoria sont très élevées. Pour cette raison, une revégétation fait partie des priorités de la région au plan des politiques agroenvironnementales. Une revégétation substantielle, mais insuffisante, a déjà eu lieu dans la région. Ainsi, en 2004, en échange de paiements, seulement 5 hectares ont été remis en végétation, d'où la nécessité de développer un nouveau programme qui relancera la participation à l'établissement d'une gestion de la salinité.

L'objectif premier de ce projet est d'établir un seuil pour le volume de recharge de la nappe phréatique pour chaque participant. Dans le cadre d'un contrat, les participants s'engagent à réduire la recharge de salinité d'après un seuil minimal convenu basé sur l'utilisation actuelle de la terre.

Dans le cadre de ce projet, la recharge de la nappe phréatique est utilisée en tant que mesure de la salinité. Le niveau de recharge peut être estimé sur la base des résultats

⁶¹ L'Information sur ce cas provient de Connor et al., 2005

observables sur le terrain. Ce niveau est fonction de deux facteurs, soit les différences biophysiques du terrain et les techniques de gestion de la terre (Clifton, 2004 cité par Connor, 2006).

Les participants peuvent atteindre l'objectif de recharge fixé en appliquant des techniques de gestion des sols qui permettent de réduire la recharge, ou encore en échangeant un crédit avec d'autres participants au projet. Les participants peuvent établir trois types de gestion des sols pour se conformer à leur objectif : un nouveau couvert végétal, un reboisement ou une restauration de la végétation indigène. Les participants qui n'atteignent pas le seuil de recharge fixé reçoivent des crédits de recharge de salinité et peuvent les vendre à ceux qui dépassent ce seuil. Ceci permet l'atteinte à moindre coût de l'objectif environnemental fixé.

Préparation à la mise en application de l'approche par plafond

Plusieurs étapes ont été entreprises afin de déterminer les conditions de succès de la mise en application de l'approche par plafond sur le terrain.

Dans un premier temps, on a identifié les obstacles qui pourraient empêcher l'atteinte des objectifs environnementaux et de l'efficacité/coût recherchée lors de la mise en œuvre du projet. Six obstacles principaux ont été identifiés :

- des droits de propriétés non entièrement définis et/ou applicables;
- un manque d'incitatif basé sur la performance pour réduire les recharges;
- des contraintes de capital, de liquidité et des préférences pour des retours rapides sur l'investissement;
- une information coûteuse;
- un marché où il n'y a pas assez de participants;
- des motivations qui ne sont pas liées au marché.

L'économie expérimentale a été ensuite utilisée pour tester ces obstacles potentiels. Ceci a mené à la conception de politiques qui permettent de surmonter ces obstacles (voir Tableau 4.27). Cette information est importante pour la mise en application de l'approche par plafond sur le terrain.

Tableau 4.27
Impediments addressed by recommended design features

Impediments/Design features	Property rights	Lack of performance incentive	Capital/time preference/risk constraints	Thin market/rent seeking	Costly information	Non-market motivations
Payments to establish obligations	X					
Performance based payment		X				
Multiple year agreement with establishment and annual performance payments		X	X			
Higher payment for more permanent change		X				
Uniform price auction				X	X	
Group performance component of payment to establish initial obligations				X		X
Group incentive payment for reconciliation of credit/debits positions					X	X

Source : Connor et al. 2006

Enfin, un sondage a été réalisé afin de déterminer les motivations des propriétaires pour participer à un projet-pilote d'échange de crédit de recharge et les types d'approche les plus efficaces compte tenu des caractéristiques sociales des communautés. Les principaux résultats du sondage sont les suivants :

- Les producteurs des régions ciblées sont peu ouverts au changement. Ils utilisent pour la plupart des systèmes d'entreprise basés sur les besoins en pâturage des troupeaux ovins, ont peu recours aux ordinateurs comme outil de gestion et peu d'entre eux font appel à des méthodes de vente non traditionnelle ou à des plans d'affaires plus formalisés. Bref, la majorité des propriétaires ne possèdent pas les aptitudes et la connaissance du marché en général pour participer efficacement à un mécanisme d'échange individuel.
- Les motivations les plus probables des producteurs pour participer au projet-pilote sont, d'une part, l'esprit de communauté et la préoccupation pour l'entretien du paysage, et d'autre part la reconnaissance du problème de salinité et la possibilité de pouvoir y intervenir sur l'entreprise.

Ces caractéristiques révélées par le sondage indiquent que les motivations éthiques influencent fortement la décision de participer au programme et qu'une information coûteuse constituerait un obstacle à la mise en application d'une approche par plafond.

Approche de la mise en application

La mise en application du projet-pilote sur le terrain comprend trois principaux éléments : un système d'évaluation d'impact sur la recharge, des protocoles pour comptabiliser les crédits et un contrat pour formaliser les engagements. En ce qui concerne l'impact sur la recharge des gestes posés par les agriculteurs, il est mesuré par une évaluation de la couverture de sol à l'aide d'échantillon du terrain. Cette information permet à l'aide de tableaux de références d'estimer la réduction de la recharge en fonction du type de culture et de la localisation. Le contrat consiste en un engagement d'atteindre certains objectifs de recharge de salinité, soit par la mise en application de nouvelles approches de gestion de la terre ou encore en compensant les excès de recharge par l'achat des crédits de recharge de salinité échangeables. Le contrat comprend les éléments suivants :

- 1) Un accord volontaire de plusieurs années dans le cadre duquel les propriétaires changent leur gestion de la terre afin de réduire la « recharge » à un niveau déterminé en échange d'un paiement. En général, les participants s'engagent à réduire la recharge de salinité pour une période de trois ans.
- 2) L'établissement d'un paiement qui varie et qui est basé sur le niveau estimé de recharge annuelle, la permanence des changements entrepris et leur localisation. Le paiement de base est fixé à 32 \$A par crédit de recharge de salinité.
- 3) Les paiements annuels sont également basés sur la performance, mesurée par une évaluation de la couverture du sol et l'estimation de la réduction de la recharge à l'aide de tables de références. Des paiements de performance, au taux de 3,20 \$A par crédit, sont fournis à la fin de la deuxième et troisième année, mais seulement aux participants qui atteignent leurs obligations.
- 4) L'estimation du niveau de recharge atteint est comparée aux objectifs de recharge du contrat. Les participants se voient ensuite distribuer des crédits équivalents aux objectifs atteints. Pour se qualifier pour des paiements annuels de performance, il est nécessaire d'avoir un nombre de crédits égal ou excédant à l'objectif de niveau de recharge.
- 5) L'emprunt et la mise de côté de crédits est permis afin de permettre leur utilisation une autre année.
- 6) Un accord visant à atteindre un objectif collectif de recharge et qui prévoit que le financement sera retenu jusqu'à ce que ce minimum soit atteint. Si les changements de gestion et les échanges permettent d'atteindre cet objectif collectif de réduction de la « recharge », tous les participants reçoivent alors un paiement bonus. Un montant de 15 000 \$A est prévu à cette fin.

Résultats préliminaires de la mise en application

La mise en œuvre du projet sur le terrain a débuté en 2005 et a bénéficié d'un haut taux de participation. Les inscriptions au projet se résument comme suit :

- 22 sites totalisant un peu plus de 103 hectares pour établir une végétation indigène;
- 12 sites totalisant 257 hectares pour établir une couverture d'herbage pérenne.

Une vérification qui a eu lieu à la fin de 2005 et au début de 2006 a permis de prédire les résultats suivants sur les crédits. Globalement, on arrive à un surplus net probable de 78,4 crédits en surplus pour les sites de végétation indigène et de 8,2 crédits en surplus net pour les sites d'herbage. Pendant les trois années d'implantation, les participants ont le droit de participer à des échanges à n'importe quel moment. A ce jour, il n'y a pas eu d'échange. Etant donné que certains sites sont en déficit et d'autres en surplus et que les producteurs qui atteignent leur obligation environnementale reçoivent un paiement incitatif, les échanges sont probables pendant les deux années à venir.

a) Efficacité environnementale

Afin d'assurer l'atteinte des objectifs environnementaux plusieurs incitatifs sont utilisés. D'abord, le projet-pilote comprend des incitatifs dynamiques pour maintenir la motivation (Yount 1997, Tietenberg and Johnstone, 2004 cité par Connor et al. 2006). On utilise pour cela une approche par contrôle : un contrôle de performance répété à intervalle, et des paiements répétés pour contrôler les résultats. Dans le cadre du projet-pilote, les incitatifs dynamiques sont fournis pendant la seconde et la troisième année du projet de trois ans, conditionnellement à l'atteinte des niveaux de crédits qui sont obtenus suite à la surveillance des résultats et/ou l'échange de crédit.

Aussi, un incitatif collectif pour la performance est inclus dans le projet-pilote sur le terrain. C'est-à-dire qu'une partie du paiement total est distribué aux participants seulement si la somme des résultats individuels atteint un montant pré-spécifié. Cet incitatif collectif est intéressant dans les cas où les actions environnementales sont de grande priorité, mais où la participation volontaire est faible.

b) Efficience économique

Une analyse a démontré que le coût des dommages causés par la salinité est substantiel, soit de 246 334 \$A sur une base de valeur actualisée nette. En comparaison, le coût des paiements dans le cadre du projet-pilote est de 119 775 \$A. Ce coût est basé sur l'hypothèse qu'un surplus net de crédits sera réalisé à la fin du projet. Il est donc supposé que les participants recevront tous les paiements individuels possibles ainsi que le paiement communautaire (bonus de 15 000 \$A). S'ajoutent à cela les frais de 210 000 \$A pour le développement du projet, ainsi que les coûts associés à l'administration du programme MBI de façon générale. Ces coûts ne sont toutefois pas inclus dans l'analyse coût/bénéfice et sont considérés comme des biens publics d'investissement de recherche.

Ce qui complexifie également l'analyse de l'efficacité économique est que l'on prévoit que la revégétation résultant du projet-pilote aura aussi comme effet une réduction du courant de certaines rivières avoisinantes, ce qui signifierait une diminution du niveau de l'eau pour des fins d'irrigation. Dans le cas où des coûts d'opportunité élevés sont associés à ces effets néfastes sur les rivières, le projet-pilote résulterait alors en un coût net au lieu d'un bénéfice.

Il est à noter que dans le cadre du projet-pilote, l'utilisation de contrats a permis de conserver les coûts à un niveau raisonnable. Les politiques d'échange de crédits ou l'approche par plafond nécessitent qu'une limite soit établie sur les émissions permises par les individus. Or, il n'y a généralement pas de limite existante pour les émissions de sources diffuses. Définir ces limites par la législation impliquerait des changements fondamentaux aux définitions des politiques légales ainsi que des droits de propriété environnementaux. L'utilisation du contrat permet d'établir une limite d'émissions plus simplement que par l'entremise d'une législation et à moindre coût.

c) Bilan

La mise en application du projet-pilote sur le terrain a permis de tirer certaines conclusions générales qui s'appliquent plus largement à l'approche par plafond :

- Le projet-pilote a permis de démontrer qu'il est possible d'utiliser des contrats juridiques dans le cadre d'une politique d'échange de crédit.
- Des incitatifs dynamiques et collectifs peuvent être incorporés dans les politiques de crédit.
- Les résultats du projet-pilote indiquent que l'incitatif collectif a permis d'augmenter l'inscription volontaire au projet. Le succès de cet incitatif collectif semble reposer en partie sur un haut taux de cohésion sociale, le fait que plusieurs participants soient membres de l'organisation qui conduit le projet-pilote, et la forte croyance que les actions sur la ferme peuvent améliorer les problèmes de salinité. Ces résultats ne se répliqueraient peut-être pas en l'absence de ces conditions réunies.

4.8.2.3 GREEN OFFSETS FOR SUSTAINABLE REGIONAL DEVELOPMENT⁶²

Le projet-pilote « Green Offsets for Sustainable Regional Development » examine les mécanismes de compensation environnementale dans une région très industrielle de l'Australie afin de diminuer les problèmes de salinité causés par des sources de pollution diffuses ou ponctuelles dans le bassin de certaines rivières. À l'origine, ce projet-pilote comprend trois participants :

⁶² L'information sur ce cas provient de NSW Environment Protection Authority 2005

- une mine de charbon (Macquarie and Hunter catchments) ;
- une papetière (Murray catchment);
- une station thermique (Gwydir catchment).

Contrairement au projet-pilote précédent, une approche législative a été ici utilisée pour établir des limites de salinité pour les participants qui désiraient augmenter leurs opérations, et donc les décharges de sel dans l'environnement, ou encore lorsque la charge actuelle était trop élevée pour l'environnement.

Pour l'instant, le mécanisme de compensation a été mis en œuvre seulement dans le cas de la mine de charbon Ulan. Les deux autres participants (papeterie et station thermique) en sont encore au stade de formulation des programmes de compensation⁶³.

Un financement de 400 000 \$A a été accordé dans le cadre de ce projet sur une période de deux ans (Tableau 4.28). Puisque deux des trois participants au projet ne sont pas encore actifs, les déboursés ne sont pas complets.

Tableau 4.28
Project Expenditure

Specified pilot activities	Breakdown proposed in Deed of Grant	Total expenditure
1 Preparing offset programs	120 000	84 729
2 Scientific assessment of offsets	200 000	102 075
3 Mainstreaming offsets	40 000	36 254
4 Knowledge transfer	20 000	11 537
5 Project management	20 000	14 637
Total	400 000	249 232

Source : NSW Environment Protection Authority, 2005

Mécanisme de compensation Ulan Coal Mine

La modélisation a permis de prédire que 280 tonnes par année de résidus de sel peuvent potentiellement s'infiltrer dans la nappe aquifère de surface. Un mécanisme a alors été développé pour compenser progressivement l'impact environnemental de ces 280 tonnes de sel. Ce mécanisme de compensation implique des changements dans l'utilisation et la gestion d'autres terres pour réduire l'exportation de sel. Ces terres appartiennent également à la mine et couvrent une superficie de 4460 hectares. Les changements impliquent notamment le reboisement et l'ensemencement de terres en couverture de pâturage pérenne.

⁶³ La papeterie Norske Skog a investi un effort significatif dans le développement d'un programme de compensation, mais la modélisation n'a pas confirmé les bénéfices anticipés pour la rivière, ce qui a retardé sa mise en œuvre. Les dirigeants de la station thermique ont toujours de la difficulté à identifier des options de compensation. Pour surmonter ce manque d'information et d'expérience le Département of Environment and Conservation (DEC) a demandé une étude coût-bénéfice afin de comparer les alternatives pour réduire la salinisation.

Les résultats attendus de la compensation sont une amélioration de la forêt naturelle et des terres de pâturage dégradées, ainsi qu'une diminution de l'exportation du sel de ces terres, le couvert végétatif augmentant la consommation d'eau. Plusieurs années seront nécessaires avant que la végétation, donc le mécanisme de compensation, devienne mature.

Pour ce mécanisme de compensation, un ratio d'échange de 1:1,5 devrait être appliqué. C'est-à-dire que la mine doit compenser 1,5 tonnes de sel pour chaque tonne de sel déversée dans l'aquifère. Un système de surveillance et de rapport des résultats a été développé. Il est en outre important d'assurer que ce système soit efficace d'un point de vue des coûts.

a) Efficacité environnementale

Le mécanisme de compensation présente plusieurs avantages pour l'environnement. Il permet notamment de fournir du financement pour la lutte aux pollutions diffuses qui n'aurait pas été disponible autrement. Il démontre également l'efficacité de nouvelles techniques et modes de gestion pour réduire les sources de pollution et favorise leur acceptation plus large.

L'atteinte des objectifs environnementaux dans le cadre du projet repose sur certains principes de base qui assurent que l'impact environnemental des mécanismes de compensation soit au minimum neutre. Ces principes sont rapportés dans le tableau suivant.

Tableau 4.29
Principles for applying offsets

- On-site pollution reduction should be optimised : environmental impacts must be avoided first by using all cost-effective prevention and mitigation measures. Offsets are then used only to address the remaining environmental impacts.
- Offsets must not reward poor environmental performance.
- Offsets must be consistent with and complement board environmental objectives.
- The pollutant must be suitable for an offset, and the offset must be for the same pollutant being discharged.
- They must offset the impact in the same area.
- They must offset the impact of the development for the period that the impact occurs.
- The pollution impacts and offset benefits must be reliably estimated.
- The offset should result in a net environmental improvement.
- The offset must be enforceable using licence conditions.
- Design of an offset should maximise community acceptance and environmental benefit.

Source : NSW Environment Protection Authority, 2005

Dans le cas de la mine, une alternative au mécanisme de compensation aurait été l'installation d'un équipement de désalinisation. Cependant, les coûts d'implantation et de fonctionnement, de même que la gestion des déchets générés auraient probablement rendu la compagnie non compétitive. À l'heure actuelle, il est difficile de déterminer l'efficacité

du programme de compensation. Cependant, il apparaît être une option avantageuse autant pour la mine, l'environnement que les gouvernements. Du point de vue environnemental, le mécanisme de compensation a notamment entraîné des bénéfices multiples en plus de réduire la salinité :

- réduction de l'érosion du sol;
- réduction de l'écoulement des nutriments;
- réduction de l'inondation par la diminution de l'écoulement et une libération plus graduelle de l'eau dans les voies d'eau;
- augmentation de la couverture de la végétation native;
- maintien de la biodiversité;
- séquestration du carbone.

b) Efficience économique

Les participants au projet-pilote font face à des coûts de transaction élevés en raison de la complexité de trouver une activité de compensation appropriée et des coûts associés au développement d'un système de surveillance et de suivi des résultats. Cependant, les trois participants ont mentionné qu'ils croient pouvoir atteindre les résultats environnementaux à des coûts moindres que par des mesures de mitigation sur le site seulement.

D'ailleurs, le projet-pilote de la Mine Ulan a permis de constater que le mécanisme de compensation était efficace sur le plan des coûts, comparativement à l'approche de contrainte et contrôle qui requerrait l'installation d'une usine de désalinisation (Australian Government, 2005). À ce jour, les coûts du mécanisme de compensation (décrit en détail en annexe 4.9.b) sont de 1,3 million de dollars australiens auxquels s'ajoutent des frais d'opération annuels d'environ 94 000 \$A. Il permet d'éviter l'installation d'un plan de désalinisation dont le coût en infrastructure atteindrait les 15 millions de dollars australiens avec des frais d'opération annuels s'élevant à 6 millions de dollars australiens (Grafton, 2005 a)⁶⁴. Du côté du gouvernement, il est difficile d'estimer les ressources qui auraient été requises pour remédier à cette problématique par une approche traditionnelle de contrainte et contrôle. Bien que l'établissement d'un mécanisme de compensation implique des coûts et du temps pour informer la population et s'assurer les services de divers expert-conseils, ils sont appelés à diminuer avec le temps.

c) Bilan

Une des conclusions principales issue du projet-pilote est que les mécanismes de compensation ne peuvent généralement pas être mis en oeuvre rapidement, tel que démontré par le fait que deux des trois participants n'ont pas été en mesure à ce jour d'implanter leur programme. Le Tableau 4.30 présente les raisons de ce retard, de même que les attentes face à ces diverses contraintes au fur et à mesure que les mécanismes de compensation deviendront plus familiers et mieux rodés.

⁶⁴ La valeur actualisée nette de l'épargne se chiffre à 91 millions \$A en se basant sur une période de 20 ans, un coefficient d'actualisation de 7 % et un taux d'inflation de 2,4%.

Tableau 4.30
Raisons des retards de mise en œuvre et attentes face à ces contraintes

Time is needed to:	We expect this need to:
Educate people about the way the approach works and ensure that they have a reasonable level of comfort with it.	Be reduced over the medium term as the community becomes more familiar with offsets.
Engage a wide range of stakeholders (licensees, councils, the general public, Catchment Management Authorities, technical experts).	Continue to be true into the foreseeable future. However, as for the point above, this need may be streamlined over time.
Potentially deal with complex expansion plans, which may have complex issues in addition to environmental ones and are potentially subject to changing company priorities (e.g. in the case of the proposal to expand Norske-Skog paper mill).	Remain for sites that have complex processes. On-site measures will still need to be investigated first, before offsets are considered.
Seek our information on possible options; there is currently limited information available on the options that may be used to reduce salt loads.	Reduce as we gain more experience with offsets. The UNE advise will help here. Offset scheme managers and CMAs are likely to become storehouses of information on offset options.
Investigate a number of different offset measures that may be used, each with their own set of pros and cons. Proper investigation and analysis of these options plus the development, negotiation, consultation, design and implementation of an offset proposal (that may involve a number of options) takes time.	Remain the case for site-specific offset programs (outside a formal scheme). However, this would be streamlined if offset banks and/or offset schemes were established. CMAs and similar bodies could source offset measures and on-sell them in whole or as credits to operators that need to fulfill offset obligations.
Engage a number of potential offset providers, since there is currently no mechanism to easily bring buyers and sellers together.	Reduce as mechanisms, such as offset schemes (with Scheme Managers) and offset banks, are established.
Seek expert advise (such as groundwater expertise), since there is only a small pool of such experts available; they are in high demand and have limited availability.	Remain in the short-term. However, this is likely to be reduced as we gain more experience with offset measures.

Source : NSW Environment Protection Authority, 2005

On remarque également que les mécanismes de compensation impliquent des incertitudes qui rendent leur élaboration laborieuse. Ainsi, les mécanismes de compensation sont souvent introduits dans le contexte de sources de pollution diffuses. Parmi les défis et imprévus identifiés, on remarque que :

- il est difficile de prédire et de mesurer la pollution ou les décharges de sources diffuses;
- les mesures des mécanismes de compensation basés sur la réduction des sources diffuses sont moins développées que celles des sources de pollution ponctuelles;
- l'environnement est une série de systèmes complexes et l'interaction entre eux n'est pas entièrement comprise;

- il n'est pas possible d'isoler le système qui est étudié des systèmes environnants (c'est-à-dire les changements de la salinité peuvent être causés par d'autres sources);
- il peut s'écouler plusieurs années (parfois des décennies) avant que les bénéfices environnementaux ne se confirment suite à des changements dans l'utilisation de la terre.

Notons que ces difficultés sont rencontrées pour l'implantation et l'évaluation de la plupart des MAE. Par contre, elles semblent ici exacerbées par le fait qu'on s'attaque à un problème de pollution diffuse.

Dans le cadre du projet-pilote, l'apport de conseils techniques apparaît également névralgique, et cela autant pour fournir de l'expertise au gouvernement que pour appuyer les participants dans l'identification et la conception de leur mécanisme de compensation. À ce propos, plusieurs entreprises n'ont pas les ressources et l'expertise requises pour effectuer cette démarche. Cette difficulté pourrait être contournée en formant des gestionnaires de mécanismes de compensation qui seraient en mesure d'identifier différentes options pour une gamme de secteurs industriels potentiellement visés par l'obligation de réduction de pollution. Les gestionnaires pourraient proposer leurs services aux entreprises intéressées à participer au programme. Des fonds ou des banques pour les mécanismes de compensation pourraient également être créés pour financer les projets.

4.8.2.4 ADOPTION OF NEW LAND MANAGEMENT PRACTICES THROUGH CONSERVATION INSURANCE⁶⁵

Le risque fait partie intégrante de la gestion de l'agriculture et de l'environnement. Une motivation pour le projet-pilote sur l'assurance conservation de EconSearch (2006) provient du fait que les études aux États-Unis et en Australie ont identifié le risque comme une barrière principale à l'adoption de pratiques de gestion de conservation pour les producteurs des terres arides. Habituellement, pour les propriétaires, le risque associé à de nouvelles pratiques de gestion se traduit par une diminution potentielle de la production et donc des revenus. Une assurance conservation permettrait de diminuer le niveau de risque et ainsi d'inciter l'adoption des pratiques de gestions perçues risquées, mais bénéfiques pour l'environnement.

L'objectif principal de ce projet était donc d'étudier l'utilisation d'une assurance conservation pour supporter les changements dans la gestion des terres lorsque le risque est perçu comme une barrière majeure. L'étude de cas porte sur la région de Lower Murray dans le sud de l'Australie.

⁶⁵ L'Information sur ce cas provient EconSearch., 2006

L'assurance en agriculture

Des assurances récoltes existent déjà et couvrent des risques multiples tels que la grêle, le gel, le vent et la sécheresse. Cependant, aucun de ces programmes n'est commercialement viable et ils font donc tous l'objet d'importantes subventions gouvernementales. Contrairement aux pays d'Europe, d'Amérique du Nord et au Japon, l'Australie ne fournit pas de subvention de ce type.

En fait, pour qu'un risque soit commercialement assurable, deux situations doivent être évitées :

- La présence d'information asymétrique : l'acheteur potentiel de l'assurance et le vendeur n'ont peut-être pas la même information sur la probabilité de pertes. En agriculture, l'assureur ne connaît pas le rendement moyen ainsi que la variabilité du rendement de chaque ferme. Plus spécifiquement, le problème peut résulter des facteurs suivants :
 - le risque moral (*moral hazard*) : lorsqu'un propriétaire change sa production ou ses pratiques de gestion afin d'augmenter les probabilités de pertes;
 - la sélection adverse : lorsque ceux qui achètent l'assurance font face à un plus grand risque que ceux qui ne l'achètent pas. En conséquence, les primes d'assurance payées ne sont peut-être pas suffisantes pour couvrir les pertes encourues. Trouver un moyen de différencier les individus selon la probabilité qu'ils subissent une perte permettrait de remédier à ce problème.
- La présence d'un risque systémique : il s'agit de situations où les individus font face à une perte de façon simultanée. En conséquence, la prime d'assurance peut ne pas être suffisante pour couvrir l'ensemble des pertes. Dans un contexte agricole courant, le prix et le rendement sont des risques systémiques.

En raison de la présence fréquente de ces éléments, les assurances récoltes sont reconnues pour être une des formes d'assurance la plus difficile (Hertzler 2003, p. 3 cité par EconSearch, 2006).

L'assurance conservation

Une assurance conservation a potentiellement plusieurs avantages en comparaison à des moyens alternatifs de compensation pour les dommages. Par exemple, l'assurance présente :

- une gestion du risque privée - les assureurs ont un incitatif à diminuer le niveau de risque des participants à l'assurance;

- un moyen efficace de contrôle car le risque est disséminé parmi un large nombre de personnes;
- une assurance peut modifier le comportement des participants en augmentant ou diminuant les primes ce qui est un objectif dominant dans le cas de réglementation environnementale.

Dans l'optique d'une meilleure gestion environnementale des terres agricoles, l'incertitude par rapport au rendement des cultures lors de l'introduction de techniques de conservation suggère un rôle pour une assurance conservation dans la réduction du risque associé à leur introduction.

a) Efficacité environnementale

La modélisation au niveau de la ferme dans la région étudiée a montré que les producteurs perçoivent un niveau de risque plus élevé lorsqu'ils adoptent un système agricole amélioré de « cropping » intensif et de travail réduit du sol. D'après l'étude, les bénéfices retirés de l'adoption de ces pratiques seraient notamment une amélioration de la fertilité du sol, une réduction notable de l'érosion du vent, un meilleur contrôle sur la période d'ensemencement, ce qui permet d'améliorer l'utilisation efficace de l'eau et donc de diminuer la recharge de l'eau de surface. Enfin, on note en moyenne une amélioration de la rentabilité par l'augmentation de l'intensité des cultures⁶⁶.

Cependant, la modélisation a permis de déterminer certains risques qui y sont associés :

- risque financier lié à une plus grande dépendance des revenus de la ferme (intensification d'une culture plutôt que diversification);
- risque financier lié à l'acquisition de nouvelles machineries - endettement plus élevé ;
- variabilité des coûts causée par une intensification de l'agriculture ;
- augmentation des besoins de capacité de gestion et de personnel.

b) Efficience économique

Afin d'être financièrement viable, une assurance conservation doit couvrir ses coûts d'opération et fournir un profit pour l'assureur. À moins qu'un producteur agricole soit très réfractaire au risque, il est peu probable qu'il soit intéressé à l'assurance à moins que celle-ci soit subventionnée.

Les coûts de transaction associés à cette assurance peuvent également être importants. Des contrats sont nécessaires et le contrôle de la conformité peut être coûteux surtout dans un contexte de risque moral et de sélection adverse. Aussi, pour que l'assurance soit profitable ou du moins rentable, le marché doit être de grandeur raisonnable et étendu géographiquement.

⁶⁶ Bien que cela puisse surprendre dans un contexte d'intervention agroenvironnementale, l'objectif du projet australien est d'atteindre une efficacité environnementale par une intensification de l'agriculture.

c) Bilan

Du point de vue de la demande pour une assurance conservation, l'étude du gouvernement australien indique que le taux de participation à cette assurance serait probablement bas. Les producteurs de la région participant à l'étude de cas ont mentionné qu'il est difficile de comprendre le concept de l'assurance conservation. Aussi, sans même considérer les primes d'assurances, le sondage indique que le niveau d'intérêt pour une assurance conservation est bas. Les producteurs ont d'autres options pour gérer le risque dont la diversification, l'épargne et la marge de crédit et le report de certaines dépenses.

Pour ce qui est de l'offre d'une assurance conservation, des problèmes potentiels identifiés dans l'étude de cas indiquent qu'il s'agit d'un produit peu attrayant à ajouter dans le portfolio de l'assureur :

- Risque moral : il n'y a pas de donnée historique sur les pertes potentielles lors de l'adoption de pratique de gestion de conservation.
- Sélection adverse : le sondage a démontré un risque de sélection adverse étant donné que certains producteurs ont déjà adopté des pratiques de conservation et ne sont pas intéressés à une assurance conservation. Aussi, au fur et à mesure que les nouvelles pratiques agricoles se diffusent et deviennent familières, le nombre d'assurés pourrait diminuer alors que la perception de risque s'atténue.
- Risque systémique : il est probable qu'une assurance conservation serait spécifique à une région ou industrie, ce qui augmente les risques systémiques.

Bref, une assurance conservation ne semble pas répondre aux conditions d'un risque assurable et il est peu probable qu'une telle assurance soit viable commercialement. Ceci soulève la question du rôle du gouvernement dans le cadre d'une assurance conservation. Une intervention gouvernementale semble en effet nécessaire pour le succès d'une assurance conservation, comme dans le cas des assurances récoltes traditionnelles. Dans un tel contexte, il apparaît peu probable qu'il s'agisse d'une approche économiquement avantageuse pour le gouvernement.

Le sondage réalisé dans le cadre de l'étude a démontré que les raisons qui poussent les producteurs à ne pas adopter des pratiques de conservation sont liées au manque d'information et aussi à un risque financier (frais d'intrants et investissement en machineries et techniques de gestions) plutôt qu'à un risque lié au rendement. Dans ce cas le rôle du gouvernement pourrait être mieux ciblé en fournissant des incitatifs fiscaux pour la machinerie nécessaire aux pratiques de conservation. L'intervention gouvernementale pourrait également être efficace dans l'organisation de campagnes de sensibilisation ou en soutenant la recherche et le développement.

4.8.3 EFFICACITÉ ENVIRONNEMENTALE DU NATIONAL MBIs PILOTS PROGRAM

Sur le plan environnemental, en général, la première phase du programme a permis de constater que l'utilisation des enchères, de l'approche par plafond pour les sources ponctuelles et des mécanismes de compensation peut répondre avec succès à un grand éventail de problèmes environnementaux, dont la qualité de l'eau et la salinité (Grafton, 2005 b). Les projets-pilotes ont aussi démontré qu'il n'y a pas d'approche générique et uniforme pour tous les problèmes de salinité et de qualité de l'eau ; une variété de mécanismes peut être utilisée et ceux-ci doivent être conçus sur mesure pour traiter les problèmes environnementaux spécifiques (Grafton, 2005 a et b).

Les instruments de marché ont été appliqués fréquemment pour intervenir sur des sources de pollution ponctuelles (par exemple, pour les émissions de dioxyde de soufre) ou des quantités échangeables précises (par exemple pour les ressources halieutiques). Cependant, l'utilisation des instruments de marché pour contrôler la pollution diffuse et les changements d'usage du territoire est très récente. Ces nouveaux instruments doivent être conçus avec prudence afin de s'assurer que les bons signaux parviennent aux utilisateurs (Grafton, 2005 b). À ce propos, Grafton (2005, b) souligne que « Plus la source de dommage environnemental est diffuse, plus le risque imposé sur les propriétaires et l'incertitude sur les liens biophysiques est grand, et plus le niveau d'adoption des MBIs par les propriétaires est bas ».

Le programme australien a également permis d'analyser l'efficacité environnementale spécifique de divers instruments de marché testés. En premier lieu, les projets-pilotes australiens confirment que les systèmes d'enchères sont prêts à être appliqués sur une large gamme de paysages et à grande échelle. Les systèmes d'enchères sont ceux qui se rapprochent le plus des systèmes actuels de réglementation; cette similitude n'est sûrement pas étrangère à leur adhésion plus rapide par la communauté visée (Grafton, 2005 b).

Afin d'atteindre leurs objectifs environnementaux, les responsables de l'enchère doivent être en mesure de (Australian Government, 2005):

- définir et mesurer les biens et services environnementaux, ou une approximation de ces biens et services, que l'enchère doit permettre d'atteindre (par exemple un index environnemental des bénéfices);
- modéliser ou estimer les résultats environnementaux anticipés d'une action de gestion environnementale;
- écrire des contrats efficaces pour se procurer les biens et services environnementaux concernés afin que le gouvernement devienne un « acheteur intelligent » et que le propriétaire devienne un fournisseur concurrentiel;
- surveiller et appliquer le contrat négocié dans l'enchère.

Du côté de l'approche par plafond, elle réussit à atteindre ses objectifs environnementaux dans le cas des sources de pollution ponctuelles ou de décharges qui peuvent être

identifiées et surveillées. Traditionnellement, elle n'a pas été utilisée pour traiter des problématiques environnementales diffuses, telle que la salinité, car elle requiert des unités de mesure spécifiques. Ceci pourrait changer avec le développement de nouveaux modèles biophysiques ainsi qu'une meilleure compréhension scientifique des phénomènes de dégradation environnementale. Pour l'instant, ces limites suggèrent l'utilisation de mécanismes de compensation ou autres alternatives dans le cas des pollutions diffuses (Grafton, 2005 a).

Finalement, l'offre des systèmes de compensation doit être basée sur une réglementation par laquelle les normes environnementales peuvent être appliquées. Sans cette réglementation, le système de compensation repose sur une base d'action volontaire et il ne générera pas le volume de transactions nécessaire pour atteindre les objectifs environnementaux voulus (Australian Government, 2005).

Tel que mentionné, les mécanismes de compensation offrent une alternative à l'approche par plafond dans le cas où il y a peu de participants au marché ou qu'il existe des incertitudes considérables quant à l'impact des pollutions diffuses sur l'environnement. Aussi, les mécanismes de compensation pourraient permettre des échanges entre les sources de pollution ponctuelles et diffuses, alors que la chose serait difficile à réaliser dans le cadre d'une approche par plafond. Ainsi, le mécanisme de compensation pourrait permettre une augmentation d'une source ponctuelle causant de la salinité, mais globalement améliorer la situation environnementale en diminuant les dommages environnementaux causés par une source diffuse. Un tel mécanisme de compensation est certainement intéressant à approfondir, mais n'est pas encore au point pour une mise en application (Grafton, 2005 a).

4.8.4 EFFICIENCE ECONOMIQUE DU NATIONAL MBIs PILOTS PROGRAM

Le lancement du « National MBIs Pilots Program » a été motivé en partie par une préoccupation liée au fait que les coûts des programmes actuels sont trop élevés relativement aux bénéfices environnementaux obtenus, ce qui les rend inefficients au niveau des coûts.

Un des attraits principaux des instruments de marché est précisément leur efficacité économique comparativement aux approches traditionnelles de protection de l'environnement. En effet, ils atteignent généralement des bénéfices environnementaux plus élevés à coût égal (Grafton, 2005). Les instruments de marché reconnaissent que les propriétaires « possèdent de l'information, individuellement et collectivement, qui peut être utilisée pour produire plus efficacement des résultats environnementaux et améliorer la gestion des ressources naturelles » (Grafton, 2005). Les propriétaires ont notamment une excellente connaissance du terrain et des marchés. Ils sont aussi prêts à essayer des approches innovatrices qui rapportent des gains financiers ou autres. Bref, en participant aux instruments de marché, les producteurs fournissent de l'information pertinente qui devrait mener à une utilisation plus efficace, sur le plan des coûts et des fonds destinés à la conservation des ressources naturelles.

L'efficacité des instruments de marché dépend toutefois de plusieurs facteurs : le bénéfice environnemental souhaité, le terrain où ils sont appliqués, les variations des coûts de conservation entre les propriétaires et la structure institutionnelle des autorités d'état ou régionales (Grafton, 2005 a). Sans l'ensemble de ces conditions réunies, l'efficacité économique des instruments de marché pourrait être compromise. De même, l'efficacité économique est variable selon l'instrument de marché privilégié.

Les projets-pilotes montrent notamment que les enchères apportent des avantages évidents en termes d'efficacité/coût. Celles-ci permettent de diminuer les coûts de transaction du côté de l'offre du marché, c'est-à-dire qu'elles permettent d'assurer que les biens environnementaux soient produits au coût le plus bas possible en mettant les producteurs en concurrence. En effet, les propriétaires proposent différents projets permettant l'atteinte de gains environnementaux divers à des coûts pouvant varier selon les projets. Cette hétérogénéité est prise en considération par les enchères.

D'autre part, les enchères qui visent à générer des bénéfices environnementaux multiples ont le potentiel d'améliorer l'efficacité/coût des enchères à dimension simple en maximisant le bénéfice environnemental total par dollar dépensé (Australian Government, 2005). Ces enchères diminuent notamment les coûts de transaction en intégrant plusieurs problématiques environnementales au sein d'un seul mécanisme, diminuant ainsi les coûts d'adhésion à plusieurs mécanismes de manière concurrente (Eigenraam et al., 2005 cité par Australian Government (2005)).

Quant aux avantages économiques de l'approche par plafond, ils viennent du fait que les propriétaires devant supporter des coûts élevés pour atteindre leurs objectifs environnementaux puissent acheter le droit de pollution de propriétaires qui atteignent leurs objectifs à moindres coûts (Grafton a, 2005). Ce système permet donc globalement de limiter les impacts environnementaux de manière plus économique que si tous les propriétaires devaient atteindre le même objectif environnemental.

Dans les cas où les dommages environnementaux peuvent être surveillés ou modélisés comme sources ponctuelles, l'approche par plafond a démontré par de nombreux exemples être une alternative supérieure en termes d'efficacité/coût aux approches de contrainte et contrôle, de taxes ou d'approches volontaires. Cependant, pour assurer le succès de cette approche, un système réglementaire semble devoir être mis en place afin d'assurer le respect du plafond fixé (Australian Government, 2005). Plus précisément, l'approche par plafond requiert certains éléments clés (Grafton, 2005 a) :

- Les propriétaires doivent présenter des coûts différents pour atteindre leurs objectifs d'émissions; les échanges dans l'approche par plafond permettent aux participants qui sont confrontés à de moindres coûts (+ grande efficacité/coût) d'atteindre de plus importants objectifs environnementaux que ceux qui sont confrontés à des coûts élevés.
- Il doit y avoir un contrôle et une mise en application efficace afin d'assurer que les propriétaires n'émettent pas plus que ce qu'ils prétendent et que les mesures environnementales soient enregistrées avec précision.

- Il doit exister une relation claire et compréhensible entre la quantité émise et l'impact sur l'environnement.
- Le marché pour les droits d'émission doit être compétitif afin que le prix des droits reflète le coût marginal de réduction des émissions.
- Les coûts des droits d'échanges doivent être suffisamment bas afin qu'ils soient profitables pour la majorité des propriétaires de participer au marché.

Enfin, dans le cadre d'une évaluation de l'efficacité d'un mécanisme de compensation, il est important de s'attarder aux coûts de transaction impliqués, tel que l'indique le gouvernement australien (2005) :

« L'efficacité d'un mécanisme de compensation dépend des coûts de transactions impliqués. Les coûts de transaction d'un système de compensation dépendent largement du système choisi pour faire correspondre l'offre et la demande. Le choix de ce système peut varier considérablement et peut nécessiter la prise en considération de facteurs importants tels que le nombre de participants, la possibilité d'utiliser la science et la modélisation pour représenter correctement les résultats environnementaux impliqués, la sensibilisation des participants au problème environnemental et l'habileté de lier le mécanisme de compensation avec d'autres instruments de marché. » (Australian Government, 2005).

De manière générale, l'efficacité/coût relative des différents instruments de marché n'apparaît pas clairement dans l'analyse des projets-pilotes. À ce propos, Grafton (2005 a) suggère que les projets-pilotes futurs testent l'efficacité de politiques mixtes, par exemple d'instruments basés à la fois sur les prix (enchères) et sur les quantités (mécanisme de compensation). Par exemple, les enchères peuvent permettre d'identifier les participants au mécanisme de compensation, alors que la demande et l'offre pour ce mécanisme peuvent être créés par l'approche par plafond (Australian Government, 2005). Les politiques mixtes pourraient possiblement fournir un meilleur rapport coût/efficacité qu'une seule approche. Grafton (2005 b) observe également qu'afin de minimiser les coûts, les instruments de marché doivent avoir d'abord été testés de façon appropriée.

Coûts liés à la formation et à la conformité

Les coûts liés à la mise en application, à la formation et à la conformité des instruments de marché peuvent être considérables. D'abord, comme pour d'autres MAE qui demandent à ce que soient sélectionnées des terres admissibles ou soient déterminés des degrés de dégradation environnementale (salinité, érosion, etc.), la conception des instruments de marché peut s'avérer coûteuse. C'est notamment le cas pour l'élaboration des contrats pour les enchères, l'établissement d'une approche par plafond efficace ou pour établir des ratios d'échange entre les sources de pollution ponctuelles et diffuses dans le cadre de mécanismes de compensation » (Grafton, 2005 a et b).

Comme il l'a également été souligné dans d'autres MAE étudiées, les coûts reliés à la promotion des nouvelles mesures ne sont pas à négliger. Les projets-pilotes australiens ont démontré qu'une bonne stratégie de communication est nécessaire pour assurer la

participation des propriétaires (Grafton, 2005 a). Cette communication est un facteur clé dans le cas de l'approche par plafond car celle-ci impose des pénalités pour continuer la gestion actuelle au lieu de fournir une récompense pour adopter de nouvelles techniques de gestion. La confiance des participants doit donc être gagnée. La mise en application de l'approche par plafond sera donc plus longue que celle d'une enchère par exemple (Whitten et al. 2005). Les systèmes d'enchères semblent d'ailleurs déjà être acceptés comme une alternative aux approches actuelles (Grafton, 2005 a).

De plus, tel que mentionné, les instruments de marché requièrent à être testés avant leur mise en application. Bien que la théorie économique des instruments de marché soit bien développée, les mécanismes doivent être « faits sur mesure » : l'approche doit être bien adaptée au terrain, au problème environnemental visé et à la capacité institutionnelle (Grafton, 2005 a, b). Les projets-pilotes démontrent que les laboratoires économiques, les ateliers et les essais pilotes sur le terrain sont des outils utiles pour tester et ajuster les instruments de marché aux besoins particuliers du terrain (Grafton, 2005 a). Les projets-pilotes sur le terrain sont généralement coûteux. Il est alors préférable d'évaluer d'abord le taux de succès potentiel des instruments de marché par l'entremise d'analyses économiques expérimentales. Aussi des séances de formation peuvent s'avérer moins coûteuses pour certains objectifs qu'un projet-pilote sur le terrain (Australian Government (2005).

Une fois les instruments de marché établis, il est nécessaire de s'assurer de la conformité des participants par une surveillance et une mise en application soutenue, ce qui engendre des coûts. Selon Grafton (2005 a), simplement créer un marché pour les actions de conservation n'est pas suffisant. Il convient d'adopter des mesures complémentaires sans lesquelles les instruments de marché pourraient être inefficaces. Par exemple, dans le cas de l'approche par plafond, des réglementations doivent être établies afin d'assurer le respect du plafond.

4.8.5 BILAN GÉNÉRAL DU NATIONAL MBIs PILOTS PROGRAM

Le « National MBIs Pilots Program » a permis de tirer certaines conclusions générales. D'après Grafton (2005), les enchères, l'approche par plafond et le mécanisme de compensation peuvent répondre à une large variété de problèmes environnementaux. L'auteur note que les enchères ont une grande efficacité/coût en comparaison des méthodes traditionnelles de gestion des ressources naturelles. Cependant, l'assurance conservation s'est montrée inefficace de ce point de vue.

Toujours selon Grafton (2005), le succès des instruments de marché repose sur une bonne modélisation bio-physique au niveau de la ferme ainsi que sur un bon système de surveillance des résultats et des actions des producteurs. De plus afin d'atteindre une bonne efficacité/coût, les instruments de marché doivent être suffisamment testés avant leur mise en œuvre et une stratégie de communication doit être élaborée pour maximiser la participation. Finalement, les instruments de marché doivent être adaptés à chaque problème environnemental et contextes environnemental et socio-économique dans lequel ils sont mis en œuvre.

Certaines questions n'ont pas été répondues dans le cadre de la première phase du programme et mériteraient d'être abordées dans le cadre de la seconde phase du programme. Par exemple, dans le cas des enchères, on pourrait évaluer si une enchère spécifique est requise pour chaque problématique environnementale ou si une enchère globale peut intervenir sur plusieurs problématiques. Aussi, il serait pertinent de voir s'il est préférable d'établir des contrats basés sur des résultats environnementaux plutôt que sur des techniques de gestion. Il serait également intéressant de comparer l'efficacité environnementale des instruments basés sur les prix en comparaison à ceux basés sur les quantités. Finalement, on pourrait évaluer si l'utilisation de plusieurs instruments de marché en combinaison offre une meilleure performance du point de vue des coûts.

Par ailleurs, Grafton (2005) fait des recommandations intéressantes pour la seconde phase du programme. Tout d'abord, un autre projet-pilote sur les mécanismes de compensation serait utile pour explorer les possibilités d'échange entre les sources ponctuelles et les sources diffuses et les possibilités de banques de compensation. Deuxièmement, le processus de sélection des projets-pilotes devrait prendre en considération les différences de paysages, la capacité des milieux récepteurs et les différentes autorités de conservation. Finalement, un financement devrait être fourni pour établir un comité de soutien technique afin d'améliorer les techniques de suivi des résultats des projets-pilotes et de s'assurer qu'ils répondent aux questions identifiées à l'intérieur des temps impartis.

ANNEXE 4.8.A SYNTHÈSE DES VALEURS ET MENACES ENVIRONNEMENTALES DU CATCHMENT CARE

Environmental Values	Threats	Description
Geomorphology	Bed Instability Bank Instability	<ul style="list-style-type: none"> ▪ Value is described by rarity, intactness and the role of the stream form in catchment wide ecological processes. It is measured in terms of stream style category. The stream style category is an indicator of the reach's capacity to change. ▪ In this project the impact of bed and bank erosion is seen to be the most useful and easiest measure of threat for this assessment process and threats are often of a nature and size that can be tackled by landholder actions.
Hydrology	Dams and Off-Takes	<ul style="list-style-type: none"> ▪ Undisturbed natural base flow is considered to be healthy and valuable. Threats are defined as the presence of water storages and of artificial discharges affecting the flow of stream water.
Remnant Vegetation*	Patch Size Invasive Weed Presence Weed % Cover Grazing Pressure	<ul style="list-style-type: none"> ▪ Value is described by presence of remnant native riparian vegetation, its conservation significance, condition, and connection to other stands of remnant vegetation. These characters are particularly important for creating biodiversity corridors in the Board's catchments. ▪ Level of threat is indicated by the presence of factors such as percentage and type of weed infestation, absence of fencing from stock size of the remnant.

* note that the Remnant Vegetation environmental value is not scored directly but is calculated as a weighted sum from the Conservation Significance, Condition and Landscape Connectivity characters.

Source : Brett et al. 2005

ANNEXE 4.8.B COÛTS D'IMPLANTATION ET COÛTS D'OPÉRATION ANNUELS DU MÉCANISME DE COMPENSATION

Activités de développement	Coûts (\$A)
Initial licence and pollution reduction program negotiations with EPA	5000
Scoping of available modelling, initial and supplementary modelling	5500
Assessment of available lands for use changes and definition of their current condition	5500
Design and set-up of monitoring regime	150 000
Negotiation and implementation of offset program land lease arrangements/changes	755 000
Total	921 000

Note that over 80% of these transactions costs were a result of the decision to change lease arrangements on the offset lands.

Source : NSW Environment Protection Authority, 2005

Activités en cours	Coûts (\$A/année)
Ongoing licence and PRP negotiations with EPA	500
Annual implementation and maintenance of land-use changes	73 000
Annual running costs of monitoring	20 000
Total	93 500

Source : NSW Environment Protection Authority, 2005

BIBLIOGRAPHIE

Australian Government. National Market-based Instruments Pilots Program.
<http://www.napswq.gov.au/mbi/index.html>

Australian Government. National Market-based Instruments Program Projects - Round 1
<http://www.napswq.gov.au/mbi/round1/index.html>

- Brett Bryan, Steve Gatti, Jeff Connor, Michael Garrod and Darran King. 2005. Catchment Care - Developing an auction process for biodiversity gains and water quality outcomes. Final Report to the National Market Based Instruments Pilot Program, CSIRO Land and Water Onkaparinga Catchment Water Management Board, July.
- Connor, Jeffery D, Craig Clifton, John Ward, Paul Cornow. 2006. Dryland Salinity Credit Trade, CSIRO Land and Water, March.
- Duke, Charlotte. 2005. Cap and Trade for Salinity: Property Rights and Private Abatement Activities, a Laboratory Experiment Market. Final Report to the National Market Based Instruments Pilot Program, Department of Primary Industries, Victoria, December.
- EconSearch. 2006. Adoption of New Land Management Practices through Conservation Insurance. Final Report to the National Market Based Instruments Pilot Program, Department of Water, Land and Biodiversity Conservation, SA, January.
- Eigenraam, Mark, Loris Strappazzon, Nicola Lansdell, Arthur Ha, Craig Beverly, James Todd. 2006. EcoTender: Multiple-outcome auction of landuse change. Final Report to the National Market Based Instruments Pilot Program, Department of Primary Industries, Victoria February.
- Gole, Cheryl, Michael Burton, Kristen J. Williams, Helena Clayton, Daniel P. Faith, Ben White, Andrew Huggett and Chris Margules. 2005. Auction for landscape recovery (Southwest Australia). Final Report to the National Market Based Instruments Pilot Program, WWF Australia, October.
- Greening Australia. Farming Finance: Creating positive land use change with a Natural Resource Management Leverage Fund. Final report: due April 2006
- NSW Environment Protection Authority. 2005. Green Offsets for Sustainable Regional Development. Final Report to the National Market Based Instruments Pilot Program, August.
- Rolfe John, Juliana McCosker and Jill Windle. 2005. Establishing East-west Landscape Corridors in the Southern Desert Uplands. Final

Report to the National Market Based Instruments Pilot Program, February,

- Whitten Stuart M., Shahbaz Khan, Drew Collins, David Robinson, John Ward and Tariq Rana. 2005. Tradable net recharge contracts in Coleambally Irrigation Area. Final Report to the National Market Based Instruments Pilot Program, CSIRO & BDA Group, July.

Australian Government. 2005. National Market Based Instrument Pilot Program Round One. An Interim Report By the National Market Based Instrument Working Group December. <http://www.napswq.gov.au/mbi/round1/pubs/interim-report.pdf>

Australian Government. 2004 a). Managing Our Natural Resources: Can Markets Help? Investigating Market Based Instruments in NRM, July. <http://www.nrm.gov.au/publications/nrm-mbi/pubs/nrm-mbi.pdf>

Australian Government. 2004 b). Market-based tools for environmental management, Proceedings of the 6th annual AARES national symposium 2003, <http://www.rirdc.gov.au/reports/AFT/04-142.pdf>

Australian Government. 2002. Investigating new approaches - The National Action Plan on Salinity and Water Quality. A Review of Natural Resource Management Pilots and Programs in Australia that Use Market-based Instruments, June. <http://www.napswq.gov.au/mbi/pubs/review.pdf>

Grafton, R. Quentin. 2005 a). Evaluation of round one of the Market-based Instruments Pilots Program. <http://www.napswq.gov.au/mbi/round1/pubs/round1-evaluation.pdf>

Grafton, R. Quentin. 2005 b). National Markets Based Instruments Pilot Program, Presentation, Policy Choices for Salinity Mitigation: Bridging the Disciplinary Divides, 1-2 December. http://www.caer.unsw.edu.au/salinity_workshop/Papers_05/Grafrton_MBI_rev1.ppt

Ha, Arthur, Terry O'Neill, Loris Strappazon and Gary Stoneham. 2003. Bush Tender Participation in the First Bidding Round: What are the Characteristics of Rural Landholders who Participated? Paper presented at the 47th Annual Conference of the Australian Agricultural and Resource Economics Society, Fremantle.

Stoneham, Gary. 2006. Policies and Experiences from Australia, présentation au Symposium national sur les biens et services écologiques (BSE) en agriculture tenu à Winnipeg en février 2006

Stoneham, Gary. 2000. Policy mechanism selection for environmental management, Second Environmental Economics Round Table Proceedings, Canberra, 5 July. <http://www.deh.gov.au/about/publications/economics/round2/stone.html>

Stoneham, Gary; Vivek Chaudhri, Arthur Ha and Loris Strappazon. 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. Whitten, Stuart and Mike Young. Market-Based Tools for Environmental Management: Where do they fit and where to next?

http://www.ecosystemsproject.org/html/publications/docs/MBIs_conclusion.pdf

5. BILAN GENERAL

L'objectif de la présente étude était de fournir une analyse détaillée de six mesures agroenvironnementales mises en œuvre dans des pays de l'OCDE en fonction de quatre grands critères, soit :

- l'atteinte des objectifs environnementaux ;
- l'analyse coûts-avantages ;
- l'appui institutionnel et financier requis et
- les effets collatéraux.

L'étude visait également à tirer de l'analyse de ces six mesures des conclusions générales pour le développement et la mise en œuvre de mesures agroenvironnementales au Canada.

L'étude comporte deux principales contraintes méthodologiques qu'il convient de souligner avant d'en présenter les conclusions. Tout d'abord, l'analyse en soi des mesures agroenvironnementales se heurte à des difficultés identifiées par l'OCDE et présentées à la section 4 de la présente étude. Rappelons notamment les suivantes :

- manque d'information sur les impacts environnementaux des diverses mesures ;
- connaissances incomplètes sur les liens entre les actions prises par les agriculteurs et les effets environnementaux ;
- difficulté d'isoler l'impact d'une mesure des autres facteurs qui influencent l'environnement et
- décalage entre l'introduction d'une mesure et l'apparition des changements environnementaux.

Plusieurs des limites des mesures agroenvironnementales analysées dans ce rapport sont reliées à ces contraintes d'ordre méthodologique. Ainsi, l'évaluation des retombées environnementales est un défi majeur principalement pour deux raisons : l'expérience est trop récente pour que l'on puisse bien apprécier les résultats (France, Australie et Angleterre), ou encore il s'avère difficile d'attribuer les retombées strictement au programme, même si le projet est implanté depuis un certain temps comme aux Etats-Unis: que serait-il arrivé en l'absence du programme, qu'en est-il de la conscientisation environnementale qui est survenue en général dans la population et qui a pu entraîner à elle seule des changements de comportements et de pratiques agricoles, quels autres facteurs ont pu influencer l'état des ressources environnementales, etc. Autrement dit, le « toute chose étant égale par ailleurs » n'existe pas.

Quant au calcul des retombées économiques, plus qu'un défi, il apparaît quasi impossible à effectuer. D'une part, les bénéfices de préserver la faune et la flore ne se mesurent pas en dollars, malgré les tentatives de faire avancer les méthodes en ce sens. L'estimation par contingence, qui implique des coûts majeurs, n'apparaît pas comme une façon adéquate et pertinente de chiffrer les bénéfices environnementaux. D'autre part, l'estimation des coûts

de mise en œuvre, de fonctionnement et de suivi d'une MAE semble extrêmement difficile, comme plusieurs programmes gouvernementaux d'ailleurs. En effet, plusieurs dépenses reliées à l'implantation et au maintien d'un programme, tels que les coûts administratifs, sont capturées dans des dépenses budgétaires globales, par exemple celles d'un ministère. De plus, il arrive souvent que des MAE soient implantées à la suite de programmes précédents (CTE vers CAD en France, CSS et ESAS vers ESS en Angleterre), impliquant une période de transition où la distinction entre les coûts des programmes n'est pas très nette. De même, un programme qui prend la relève d'un autre bénéficie d'une certaine expérience et de structure déjà en place, par exemple si des outils informatiques ont été développés, qui viennent alléger d'autant les coûts de mise en œuvre du nouveau programme.

Face à ces difficultés rencontrées, il semble utile de rappeler quelques-unes des recommandations de l'OCDE à l'endroit des concepteurs de MAE afin d'améliorer l'évaluation des mesures agroenvironnementales, et éventuellement leur conception :

- développer des indicateurs environnementaux et économiques utilisés pour l'évaluation ;
- renforcer la collecte de données permettant une analyse coûts/bénéfices pour fin d'évaluation de la mesure ;
- développer les connaissances en matière d'estimation des bénéfices environnementaux;
- privilégier une approche multidisciplinaire ;
- déterminer des jalons afin de constater les progrès accomplis, avec des objectifs principaux et des cibles intermédiaires et
- bâtir un cadre générique des enjeux/questions à considérer lors des évaluations.

Sans une amélioration des méthodes d'évaluation et de suivi des mesures agroenvironnementales, il apparaît difficile d'en améliorer l'efficacité et le rapport coût-avantages.

D'autre part, le format même de la présente étude, c'est-à-dire la diversité des mesures et des contextes étudiés, permet difficilement de réaliser une analyse comparative ou de dégager des conclusions significatives autres que générales. Rappelons en effet que l'étude couvre trois types de mesures agroenvironnementales, soit les incitatifs économiques, les instruments contraignants et l'approche consultative. De plus, les mesures analysées ont été mises en œuvre dans cinq pays (France, Angleterre, Danemark, Australie, États-Unis) dont les pratiques et politiques agricoles, de même que les contextes socio-économiques diffèrent notablement.

L'étude permet néanmoins de tirer des enseignements riches pour guider le choix des interventions agroenvironnementales qui seront éventuellement mises en place dans le contexte canadien. La présente section tire les principaux constats qui se dégagent de l'analyse des six mesures agroenvironnementales étudiées, notamment en ce qui a trait à

leurs facteurs de succès et d'insuccès. Le Tableau 5.1 à la fin de la présente section présente une synthèse des six mesures étudiées, en rappelant les caractéristiques des différentes mesures et leur performance selon divers aspects (taux de participation, coûts administratifs, innovation, etc.).

Une première conclusion qui se dégage à la lumière de la présente étude est qu'aucun type de mesure agroenvironnementale ne s'impose comme solution à privilégier pour l'atteinte d'objectifs environnementaux. Le choix du type de mesure à mettre en place doit être guidé par un certain nombre de considérations, incluant la nature de l'objectif environnemental visé, les ressources humaines et financières disponibles, le type d'agriculture pratiquée et le contexte socio-économique dans lequel la mesure sera mise en œuvre.

En second lieu, on peut conclure de l'analyse réalisée dans le cadre cette étude que la détermination d'objectifs clairs et précis est une condition fondamentale de réussite des MAE. Il s'agit dans ce cas de préciser l'objectif environnemental visé et de l'accompagner de cibles détaillées, tant sur le plan quantitatif que géographique, notamment de clarifier si les objectifs sont pertinents à l'échelle locale, régionale ou nationale. Le cas de l'Angleterre paraît exemplaire sur ce point. En effet, le ESS, bénéficiait certes du vécu des programmes qu'il remplaçait, mais dès le départ des objectifs clairs et des indicateurs de mesures ont été établis. À l'opposé, l'approche de développement durable assortie d'objectifs généraux multiples mise de l'avant par les CTE français a certainement contribué aux résultats limités du programme et à ses dépassements de coûts.

L'adéquation entre les objectifs visés et les instruments déployés est une autre condition de succès des mesures agroenvironnementales. L'approche privilégiée dans les MAE analysées dans cette étude est la contractualisation, à l'exception de la taxe danoise sur les pesticides. Or, les critères d'attribution des contrats et les conditions qui y sont rattachées peuvent être très variés et avoir un impact important sur l'efficacité et l'efficacité-coût d'une MAE. Par exemple, l'introduction de l'IBE et son resserrement graduel dans le cadre du CRP ont permis d'améliorer l'efficacité de la mesure en ciblant les paiements sur les terres générant les bénéfices environnementaux les plus élevés. À cet égard, l'IBE a permis de rapprocher les contrats des objectifs visés. Cependant, on note que certaines terres se retrouvent toujours couvertes par le programme alors que leur retrait ne répond pas nécessairement à ses objectifs. Dans l'ensemble, on constate que les paiements ciblés génèrent de meilleurs résultats à moindre coût que les paiements fondés sur des objectifs généraux à grande échelle.

On constate par ailleurs lors de l'analyse des MAE que plusieurs objectifs coexistent souvent de manière implicite dans leur conception et leur mise en œuvre. Parmi ceux-ci, mentionnons les suivants :

- maximiser l'efficacité environnementale de la MAE ;
- optimiser le rapport coût-avantage de la MAE ;
- minimiser coûts administratifs pour l'état et/ou les producteurs ;
- rehausser les revenus des producteurs ;
- contrôler l'offre de produits agricoles ;

- favoriser certaines cultures ;
- mettre en œuvre un cadre de politique agricole (par exemple la PAC) ;
- se conformer aux accords de l'OMC ;
- améliorer les perceptions du public ;
- etc

Bien que plusieurs de ces objectifs soient complémentaires, des compromis sont fréquemment nécessaires et ceux-ci peuvent affecter l'efficacité de la MAE. La coexistence d'objectifs explicites et implicites peut créer des interférences qui nuisent à la conception et aux résultats des mesures.

Par exemple, les CTE français ont été conçus à la fois pour orienter l'agriculture française vers le développement durable, pour mettre en œuvre une directive européenne et probablement aussi pour soutenir les revenus des agriculteurs. De la même façon, on se questionne sur les objectifs réels du CRP américain : mise en réserve des terres pour réduire l'érosion du sol, préserver la qualité de l'eau et de l'habitat sauvage, ou plutôt instrument de gestion de l'offre ? Les objectifs et cibles sont-ils le résultat d'un optimum économique/environnemental (optimum de protection des terres vs coûts de les protéger) ou le résultat d'une négociation politique (groupes de pression environnementaux, producteurs, consommateurs, gouvernements, etc.) ?

L'étude a aussi permis de dégager certaines conclusions quant aux compromis qui doivent être faits dans la conception et la mise en œuvre des MAE. Une des tensions qui ressort se retrouve entre, d'une part, la précision et le ciblage des MAE - qui sont reliés à leur efficacité - et d'autre part leur flexibilité, qui est directement reliée à l'adhésion des producteurs lorsqu'il s'agit de mesures volontaires. Le compromis optimal demeure difficile à atteindre : trop de flexibilité risque de diminuer l'efficacité environnementale de la mesure alors qu'un ciblage trop rigide risque de diminuer l'adhésion des producteurs, la superficie couverte par la mesure et donc son impact environnemental. D'autre part, des contrats trop détaillés peuvent augmenter les coûts administratifs et décourager la participation des producteurs. La plupart des mesures contractuelles étudiées ont fait face à ces difficultés.

Par ailleurs, on note que certaines mesures environnementales ciblent dans les faits certaines catégories de producteurs alors qu'elles visent une adhésion plus générale. Par exemple, bien que des mesures d'éco-conditionnalité, comme le Conservation Compliance américain, soient accessibles à l'ensemble des producteurs agricoles, elles entraînent dans les faits la participation d'une clientèle particulière : celle qui dépend des soutiens gouvernementaux. De manière similaire, on constate que la participation au CRP est plus commune parmi les entreprises de plus petite taille, exploitée davantage pour un mode de vie que pour en retirer un revenu. La majorité des autres participants sont des entreprises agricoles de plus grande taille qui ne mettent en réserve qu'une portion de leur terre. La participation plus faible de ce dernier groupe de producteurs agricoles est sans contredit une limite à l'efficacité environnementale du programme.

La question de l'adhésion aux programmes volontaires est donc intimement liée à l'efficacité des MAE. En présence de contractualisation sur base individuelle, une MAE peut

n'être qu'une « goutte d'eau dans un bassin versant ». Cependant, les problèmes environnementaux ont généralement des causes sur lesquelles il faut agir collectivement. L'approche volontaire peut donc s'avérer insuffisante pour intervenir sur des problématiques précises qui nécessitent un changement de comportement à grande échelle. La contractualisation collective de groupes de producteurs peut s'avérer efficace pour répondre à cette problématique.

Parmi les autres facteurs de succès des MAE, la mise en place d'outils d'accompagnement apparaît essentielle pour assurer une bonne participation des producteurs agricoles, notamment lors de l'introduction de mécanisme de marché complexes. Bien que des mesures de formation, de renforcement des connaissances et de diffusion d'information puissent être coûteuses lors de la mise en œuvre d'une mesure, il s'agit d'un investissement qui peut améliorer l'efficacité et l'efficience de la mesure de manière significative en plus de susciter l'adhésion d'un plus grand nombre de producteurs.

Un autre facteur de succès est l'inclusion de jalons dans les contrats et le versement de paiements lors de l'atteinte d'objectifs précis. Ceci permet de s'assurer de l'efficacité environnementale de la mesure. De plus, les paiements aux producteurs peuvent être conçus de manière à favoriser l'amélioration continue, ce qui implique que ceux-ci soient basés non seulement sur les coûts assumés par les producteurs mais aussi sur les bénéfices environnementaux générés. Par contre, les paiements s'effectuent à court terme, alors que les bénéfices environnementaux s'obtiennent généralement à moyen et long terme. Enfin, un plafond sur les paiements peut limiter les risques de dépassement des coûts de mise en œuvre de la mesure mais également constituer un frein à la performance.

Dans la conception du programme, la rémunération des bonnes pratiques de gestion de l'environnement déjà appliquées par les producteurs (sans incitation particulière) se pose. Les CTE français et le ESS britannique rémunèrent de telles pratiques, bien que cela n'était peut-être pas un choix des décideurs publics mais soit survenu de manière imprévue. Ceci permet de maintenir des pratiques qui sans rémunération risqueraient de disparaître et/ou de diffuser à plus large échelle des bonnes pratiques; l'inconvénient de ce choix étant un coût budgétaire plus important, à court terme du moins. Dans le cas contraire, la conception du programme demande à connaître de façon précise le portrait des pratiques agroenvironnementales déjà adoptées par les producteurs afin de ne rémunérer que de nouvelles pratiques ou des pratiques encore trop peu répandues. Ce faisant, cela peut également avoir pour effet de discriminer des producteurs qui ont adopté de bonnes pratiques plus rapidement que la majorité.

Parmi les facteurs qui limitent l'efficacité des MAE, on retrouve celui de l'interférence parfois créée par d'autres politiques agricoles ou par des conditions du marché qui créent des contre incitatifs à l'atteinte d'objectifs environnementaux. Le retrait ou des réformes aux politiques existantes peuvent parfois être nécessaires au succès d'une MAE. Par ailleurs, l'évolution des prix des productions agricoles sur les marchés peut rendre les incitatifs économiques d'une MAE inefficaces. Il est donc essentiel de bien analyser l'évolution des marchés agricoles lors de la conception et de la mise en œuvre de MAE.

Bien que l'analyse des MAE demeure une science imparfaite reposant sur des données incomplètes ou parfois inexistantes, le développement de la littérature et la multiplication des expériences positives et négatives permettent de mieux comprendre ces mesures. La présente étude a permis de dresser un tableau de l'état des connaissances de six mesures représentant trois catégories identifiées par l'OCDE. Ces connaissances pourront alimenter le développement de MAE efficaces et efficientes dans le contexte canadien.

Tableau 5.1
Synthèse des mesures agroenvironnementales étudiées

	CTE/CAD	ESS		ECC	CRP	Taxe sur pesticides	MBI - pilots
		ELS	HLS				
Caractéristiques du programme							
- Type de programme	Paiement	Paiement	Paiement	Éco-conditionnalité	Paiements	Taxe	Enchère, approche par plafond, mécanisme de compensation, assurance conservation.
- Problématiques environnementales ciblées	Peu ciblées sauf pour certaines régions (ex. fertilisants effluents d'élevage)	Conservation biodiversité, maintien du paysage, protection de l'environnement patrimonial,	Conservation biodiversité, maintien du paysage, protection de l'environnement patrimonial,	Érosion des sols et terres humides	Érosion des sols, qualité de l'eau, habitats	Contamination eau, sol ; santé humaine	Salinité, qualité de l'eau, biodiversité, carbone
- Autres problématiques ciblées	Agriculture durable et multifonctionnelle, équité territoriale	Conservation patrimoine génétique et gestion des inondations	Conservation patrimoine génétique et gestion des inondations	Non	Aide au revenu, diminution de la production agricole	Non	Innovation dans les MAE pour améliorer l'efficacité-coûts.
- Concertation avec différents groupes pour priorités	Oui	Oui	Oui	Non	Dans le cas du CREP, les Etats déterminent les priorités.	Comité d'experts	Oui
- Projet pilote	Non (mais phase de préfiguration/consultation préalable)	Oui	Oui	Non	Non	Non	Oui
- Adaptation régionale/locale	Oui	Oui	Oui	Non	Non pour le CRP Oui pour le CREP	Non	Oui
- Flexibilité dans le choix de pratiques	Oui	Oui	Oui	Oui	Oui	Non	Oui
- Signature d'un contrat	5 ans	5 ans	10 ans	Non	10-15 ans	Non	Habituellement Oui

- Participation volontaire	Oui	Oui	Oui	Obligatoire pour admissibilité	Oui	Non	Oui
- avec des mécanismes obligatoires	Dans certaines régions (ex. Bretagne)	Non	Non	Non	Non pour le CRP Oui pour le CREP	n.a	Non
- Participation individuelle	Oui (avec possibilité de démarches collectives)	Oui	Oui	Oui	Oui	Oui	Oui
- avec des mécanismes territoriaux	Dans certaines régions (ex. Bretagne)	Non	Non	Non	Non pour le CRP Oui pour le CREP	n.a	Dans certains cas pour créer des corridors environnementaux.
- Compensation				admissibilité à des programmes			
- montant	Variable	Taux de paiement unique fixe/ha	Taux de paiement unique fixe/ha	n.a.	Variable	n.a.	Variable selon les projets
- base du paiement	Surcoût + incitation	Surcoût	Surcoût	n.a.	CRP : prix de Location CCRP : prix de location maximal + incitatifs CREP : prix de location maximal (environ double du taux de CRP)+incitatifs	Rabais sur taxe foncière	Variable selon les projets
- varie selon les régions	Oui (mais les cahiers des charges varient pour une même mesure)	Non	Non	n.a.	CRP : varie selon les caractéristiques géographiques (i.e. type de sol) CREP : varie selon les Etats	Non	Variable selon les projets
- Paie pour pratiques existantes	En théorie non, en pratique parfois	Oui	Oui	n.a.	Oui	Non	Non

- Méthode de sélection des candidats	Dans certaines régions, participation obligatoire à des filières qualité pour le volet économique	Evaluation par pointage	Oui	n.a.	CRP : IBE CCRP : basé sur des pratiques de conservation spécifiques CREP : par les Etats basé sur des délimitations géographiques et des pratiques de conservation spécifiques et sur une base de premier arrivé	Non	n.a.
- Méthode d'optimisation des bénéfices/coûts	Non	Non	Oui	n.a.	Enchère	Non	Enchère, mécanisme de compensation, approche par plafond, assurance conservation
- Existe des indicateurs de suivi	Définition du référentiel au moment de l'évaluation	National	Nationaux et Individualisés	Non	Non	Oui	Variable selon les projets
- Soutien technique	Important	Important	Important	Important	Important	Important	Important

Analyse critique	CTE	CSS/ESAS	ECC	CRP	Taxe sur pesticides	MBI - pilots
Taux de participation	Variable selon région	Élevé	Très élevé	Élevé		n.a.
Acceptabilité par le secteur agricole	Bonne malgré réticence initiale	Élevé	Bonne malgré réticence initiale	Bonne	Bonne	Variable en fonction des projets pilotes
Efficacité environnementale						
- Points forts	Possibilité de cibler les objectifs environnementaux par région	Maintien de l'environnement patrimonial	Diminution de l'érosion par des techniques agricoles simples. Prévient l'exploitation des milieux humides et des terres susceptibles à l'érosion	Bénéfices environnementaux multiples (érosion du sol, séquestration du carbone, faune et flore)	Réduction de la consommation de pesticides	Obtention de résultats environnementaux collectivement et de façon innovatrice
- Points faibles	Approche volontaire et individuelle		La définition de HEL limite la superficie des terres couvertes par les programmes	Amélioration possible du système de sélection des terres par l'enchère et l'IBE		Projets- pilotes à petite échelle
Efficacité économique						
- Points forts			De manière générale, les bénéfices excèdent les coûts	Enchère et IBE favorisent l'efficacité économique	Peu coûteuse à mettre en place	Les MBI offrent en général une meilleure efficacité-coût que l'approche de directive ou contrôle.

Efficacité économique (suite)						
- Points faibles	Pas de plafond par contrat (dépassement de coûts)		Pour certains producteurs, objectif environnemental non rentable au plan des coûts.	Amélioration possible du système de sélection des terres soit l'enchère et l'IBE	Risque de contournement de la mesure	Exception : assurance conservation n'offre pas une bonne efficacité-coût
Coûts administratifs	Oui, élevé	Oui	Coûts liées à l'assistance technique, à la surveillance et à la mise en application	Coût d'assistance technique et de support administratif peu élevés		Les coûts liés à la mise en application, à la formation et à la conformité des instruments de marché peuvent être considérables.
Support institutionnel nécessaire	Oui	Oui	Oui support technique mais pas financier	Oui	Oui	Oui support technique
Changement d'attitude	Oui		Non déterminé	Non déterminé	Oui	Oui
Aspect innovant	Oui		Oui	Oui		Très innovant
Permanence des changements (si le programme cessait)	Études en cours sur le transfert CTE vers CAD	Analyse du transfert vers ESS	Conservation Compliance : Permance de certaines pratiques de conservation seulement. Retrait de Swampbuster et Sodbuster pourraient mettre en péril les terres.	Environ 51% des terres du CRP réintégreraient une production de culture sur une période d'une année		Non déterminé
Impacts socio-économiques	Emploi	Emploi	Non	Emploi		Non déterminé

Autres impacts environnementaux			Qualité de l'air et de l'eau, productivité		
Correctifs apportés	CAD vs CTE	ESS vs CSS/ESAS	Aucun correctif majeur.	Plusieurs modifications au niveau de la sélection au fil des années (introduction de l'IBE)	Correctifs multiples proposés suite aux résultats de l'économie expérimentale et à la mise en application sur le terrain des projets pilotes