Paiements pour services environnementaux et méthodes d'évaluation économique

Enseignements pour les mesures agro-environnementales de la politique agricole commune.

Rapport final

Juin 2016

Etude n°SSP-2014-017

Etude financée par le programme 215 du ministère de l'Agriculture, de l'Agroalimentaire et de la Forêt. Ce document n'engage que ses auteurs et ne saurait être considéré comme la position du ministère.

Oréade-Brèche
ENVIRONNEMENT & DEVELOPPEMENT

64 chemin del prat - 31320 AUZEVILLE TOLOSANE
Téléphone 33 (0)5.61.73.62.62 –
Télécopie 33 (0)5.61.73.62.90
– *http://www.oreade-breche.fr* –
S.A.R.L. au capital de 500 000 € - R.C.S. Toulouse 385 117 023 – SIRET 385 117 023 00049 - APE 7112B

Auteurs : Lise Duval, Thomas Binet, Pierre Dupraz, Solenn Leplay, Claire Etrillard, Michel Pech, Elise Deniel, Marie Laustriat

Avec l'appui de : Cannelle Clément et Charlotte Chartier

Nous remercions l'ensemble des experts consultés, qui ont fourni la bibliographie et des contacts dans leur pays respectif et ont permis d'enrichir cette étude (voir la liste en annexe A1).

Merci de citer ce document de la façon suivante :

Duval L., Binet T., Dupraz P., Leplay S., Etrillard C., Pech M., Deniel E., Laustriat M., 2016. *Paiements pour services environnementaux et méthodes d'évaluation économique. Enseignements pour les mesures agro-environnementales de la politique agricole commune.* Etude réalisée pour le ministère en charge de l'agriculture. Rapport final.

SOMMAIRE

1 Introduction 6

1.1. Contexte 6

1.2. Le questionnement de l'étude 7

1.3. Approche 9

2 Cadre juridique de l'Organisation mondiale du commerce (OMC) et définitions des services écosystémiques et environnementaux 11

2.1. Accord sur l'agriculture de l'OMC et règlementation européenne : quel encadrement ? 11

2.1.1 Accord sur l'agriculture et programmes environnementaux 11

2.1.2 Règlementation européenne des aides publiques en matière d'environnement 13

2.1.3 Evolutions majeures du cadre réglementaire des MAE depuis 2007 15

2.2. Services écosystémiques, services environnementaux : quelles définitions? 18

2.2.1 Les services écosystémiques 18

2.2.2 Les services environnementaux 22

3 L'évaluation économique et les méthodes de monétarisation des services écosystémiques et environnementaux 26

3.1. Impact des pratiques agricoles sur les services écosystémiques 27

3.1.1 Impacts à l'échelle de la parcelle 27

3.1.2 Impacts à l'échelle de l'exploitation 27

3.1.3 Impacts à l'échelle régionale 28

3.1.4 Bilan des services écosystémiques fournis par l'agriculture 28

3.2. Evaluation économique des services écosystémiques 31

3.2.1 Evaluation directe par les prix du marché 32

3.2.2 Méthodes basées sur les préférences révélées 34

3.2.3 Méthodes basées sur les préférences déclarées 36

3.2.4 Transferts de bénéfices 39

3.2.5 Synthèse 40

3.3. Evaluation économique des services environnementaux 42

3.3.1 Du service écosystémique au service environnemental : le bénéfice engendré par une pratique agricole vertueuse 42

3.3.2 Méthodes opérationnelles d'évaluation du service environnemental 44

4 Mesures agro-environnementales (MAE) et marges de manœuvre dans le cadre de l'OMC 54

4.1. Analyse des faiblesses des MAE sur la période 2007-2013 54

4.1.1 Un calcul prenant insuffisamment en compte les coûts de transaction et du changement 54

4.1.2 Des paiements homogènes ne reflétant pas les disparités de coûts d'opportunité 56

4.1.3 Des contrats agro-environnementaux basés fréquemment sur une obligation de moyens 59

4.1.4 Une articulation insuffisante des MAE avec d'autres instruments de politiques publiques 60

4.2. Les approches dans l'UE permettant de mieux rémunérer les services environnementaux 61

4.2.1 Calcul des coûts d'opportunité et de transaction : ajuster les montants pour s'approcher du consentement à recevoir des agriculteurs 61

4.2.2 Des innovations pour abaisser le consentement à recevoir des agriculteurs et améliorer l'efficience des paiements agro-environnementaux 70

4.3. Réflexions sur les marges de manœuvre dans le cadre de l'accord sur l'agriculture de l'OMC 76

5 Analyse de politiques publiques de paiements pour services environnementaux (PSE) hors MAE 78

5.1. Paiement pour service environnemental : quelle définition ? 78

5.2. Paiements pour services environnementaux : cas d'études au sein d'Etats membres et non membres de l'Union européenne 89

5.2.1 Présentation des cas étudiés 90

5.2.2 Les méthodes pour ajuster le paiement au consentement à payer des bénéficiaires et au consentement à recevoir des agriculteurs 94

5.2.3 Les dispositifs « hors rémunération » pour garantir l'efficience économique mais également l'efficacité environnementale 108

6 Conclusions et recommandations 110

6.1. Quels enseignements de l'approche par les « services » ? 110

6.1.1 Les MAE sont un type de PSE 110

6.1.2 La question centrale de la fixation du montant de rémunération 110

6.1.3 Estimer la valeur des services environnementaux rendus 111

6.2. Optimiser les MAE dans le cadre actuel de l'OMC 112

6.2.1 Les principales faiblesses des MAE 112

6.2.2 La contrainte OMC laisse des marges de manœuvre 113

6.2.3 Les adaptations possibles du mode de calcul des montants d'aides 114

6.3. Améliorer la conception des différents volets des MAE 114

6.3.1 Ajuster le ciblage des mesures aux enjeux environnementaux et au territoire 115

6.3.2 Adapter le financement et les outils mobilisés à l'ambition environnementale 116

6.3.3 Proposer un paiement réellement incitatif au regard des engagements 117

6.3.4 Diminuer les freins « non monétaires » à l'adoption de MAE 118

Liste des sigles et des abréviations

AB :	Agriculture Biologique
BCAE :	Bonnes Conditions Agricoles et Environnementales
CAB :	Conversion à l'Agriculture Biologique
CDB :	Convention sur la Diversité Biologique
CDC :	Caisse des dépôts et consignations
CE :	Commission européenne
CEMAGREF :	nouvellement IRSTEA
CEP :	Centre d'Etudes et de Prospective
CGDD :	Commissariat Général au Développement Durable
CIPAN :	Culture Intermédiaire Piège à Nitrates
COPIL :	Comité de Pilotage
DCE :	Directive Cadre sur l'Eau
DG :	Direction Générale
DOCOB :	Document d'Objectifs des sites Natura 2000
EFESE :	Evaluation françaises des écosystèmes et des services écosystémiques
EQIP :	Environmental Quality Incentives
FAO :	Food and Agriculture Organisation
FEADER :	Fonds Européen Agricole pour le Développement Rural
GIEE :	Groupement d'Intérêt Economique et Environnemental
ICHN :	Indemnité Compensatoire de Handicap Naturel
IEEP :	Institute for European Environmental Policy
IPBES :	Intergovernmental Panel on Biodiversity and Ecosystem Services
MAAF :	Ministère de l'Agriculture, de l'Agroalimentaire et de la Forêt
MAB :	Maintien en Agriculture Biologique
MAE :	Mesure Agro-Environnementale
MAEC :	Mesure Agro-Environnementale et Climatique
MAEt :	Mesure Agro-Environnementale Territorialisée
MDP :	Mécanisme de Développement Propre
MEA :	Millenium Ecosystem Assessment
NESE :	Notes et Etudes Socio-Economiques
NRCS :	Natural Resources Conservation Service
OCDE :	Organisation de Coopération et de Développement Economique
OCM :	Organisation Commune de Marché
OMC :	Organisation Mondiale du Commerce
ONF :	Office National des Forêts
ONU :	Organisation des Nations Unies
PAC :	Politique Agricole Commune
PAE(C) :	Programme Agro-Environnemental (et Climatique)
PDR :	Programme de Développement Rural
PDRH :	Programme de Développement Rural Hexagonal
PHAE :	Prime Herbagère Agro-Environnementale
PIB :	Produit Intérieur Brut
PSE :	Paiement pour Service Environnemental
PPSE :	Paiement pour Préservation de Service Ecosystémique
REDD :	Réduction des Emissions liées à la Déforestation et la Dégradation des forêts tropicales
SAU :	Surface Agricole Utile
SCOT :	Schéma de COhérence Territorial
SFEI :	Système Fourrager Econome en Intrants
SIG :	Système d'Information Géographique
TEEB :	The Economics of Ecosystem and Biodiversity
TFUE :	Traité sur le Fonctionnement de l'Union Européenne
UE :	Union Européenne
UGB :	Unité Gros Bétail
UNESCO :	Organisation des Nations unies pour l'éducation, la science et la culture
WRP :	Wetland Reserve Program

1 INTRODUCTION

1.1. Contexte

L'agriculture doit faire face à un défi majeur : produire sur des surfaces agricoles restreintes pour nourrir une population mondiale en croissance, tout en répondant aux préoccupations de la société civile, des consommateurs, des législateurs concernant l'environnement, le climat et la santé. Dans le courant des années 1990, la prise de conscience progressive de ce défi s'est traduite par des travaux sur les mécanismes juridiques et économiques à mettre en place pour y répondre, sachant que les marchés avaient montré leurs limites et défaillances sur ce point.

Au niveau européen, la politique agricole commune (PAC) est aujourd'hui l'outil principal permettant d'articuler les objectifs de production de l'agriculture avec ceux de protection de l'environnement et de la santé humaine. L'une des avancées majeures de la PAC en la matière a été l'introduction des mesures agro-environnementales (MAE). Les MAE consistent à offrir une compensation financière aux agriculteurs contre un engagement volontaire de leur part, sur plusieurs années, portant sur la mise en œuvre des pratiques ou des systèmes de production considérés comme favorables à l'environnement. Dès 1992, des MAE figuraient en tant que mesures d'accompagnement de la réforme de Mac Sharry. Elles ont par la suite été intégrées au second pilier de la PAC et ont connu plusieurs évolutions au fil des réformes, dont les dernières datent de 2013[1], durant laquelle les MAE[2] ont été élargies aux enjeux climatiques.

Cependant, dans de nombreux Etats membres, et notamment en France, les résultats observés des MAE sont mitigés, à la fois en termes de nombre d'agriculteurs les adoptant et de leur efficacité environnementale (Cour des Comptes européenne, 2011). Plusieurs raisons peuvent être avancées et l'une d'entre elles serait que les MAE, en tant qu'instrument de la politique agricole, sont soumises au respect de l'annexe 2 de l'accord sur l'agriculture de l'Organisation Mondiale du Commerce (OMC). Ce dernier impose que les soutiens publics en matière de protection de l'environnement soient limités à des compensations des coûts supplémentaires ou des pertes de revenus générés par les changements de pratiques. Les MAE ne peuvent donc pas, théoriquement, comporter de composante incitative qui rémunérerait la valeur des efforts fournis par les agriculteurs pour améliorer l'état de l'environnement au bénéfice de la société dans son ensemble ou encore la valeur du « service environnemental » rendu par l'agriculteur.

En parallèle de ces évolutions de la PAC, des réflexions et des expérimentations sur la rémunération des services environnementaux produits par l'agriculture se sont développées. Cependant, **ces travaux sur les services écosystémiques, les services environnementaux et leur paiement ont été jusqu'à présent très peu mis en perspective des réflexions sur les MAE et la politique agricole commune.**

Ces constats ont conduit le Centre d'Etudes et de Prospective (CEP) du Ministère en charge de l'agriculture à lancer une étude qui doit permettre dégager les modalités d'une meilleure rémunération des services environnementaux rendus par l'agriculture et d'élaborer des propositions pour améliorer l'incitation économique des exploitants à adopter des MAE efficaces d'un point de vue environnemental, tout en respectant les règles de l'OMC et celles de la PAC.

[1] Les mesures agro-environnementales sont établies par le règlement du développement rural (règlement du Parlement européen et du Conseil 1305/2013) et sont détaillés dans chacun des programmes de développement rural.

[2] Dans ce document, les mesures agro-environnementales (MAE) désignent de manière générique toutes les mesures basées sur des engagements environnementaux pluriannuels par des agriculteurs volontaires, qui bénéficient alors de paiements de la politique agricole commune dédiés à ces engagements.

Le CEP entendait explorer plusieurs pistes de réflexions pour aboutir à ces résultats :

- analyser les marges de manœuvre existantes dans le cadre de l'accord sur l'agriculture sur l'OMC pour introduire un terme incitatif au paiement des MAE : la mise en œuvre des MAE étant à la charge des Etats membres, dans le cadre de leurs Programmes de développement rural (PDR), une grande diversité d'approches a été développée et des innovations, instructives pour la mise en œuvre en France, ont pu être produites ;

- étudier en quoi les méthodes existantes pour monétariser les services écosystémiques rendus par l'agriculture pourraient être mobilisées dans le cadre d'une politique publique de rémunération des services environnementaux de l'agriculture ;

- analyser des politiques publiques, hors UE, mobilisant des outils de types paiement pour services environnementaux : il s'agit ici tout d'abord de rappeler les débats existant sur ce concept et les interventions de terrain, puis d'analyser des cas de politiques publiques pertinents pour l'étude en particulier des dispositifs s'approchant de PSE qui pourraient servir de référence.

1.2. Le questionnement de l'étude

Cette étude propose de croiser deux champs conceptuels, celui de l'économie agricole et celui de l'économie de l'environnement appliquée aux paiements pour services environnementaux ou encore écosystémiques. Les termes employés dans ces domaines sont parfois similaires mais revêtent des sens différents. Par ce croisement, cette étude traduit clairement une évolution historique des réflexions sur les liens entre agriculture et environnement dans le cadre de la PAC, qu'il nous paraît utile de rappeler.

Des années 60 au milieu des années 80, la PAC et l'agriculture européenne ont visé avant tout une amélioration de la productivité agricole et la baisse des coûts de production par l'intégration de progrès techniques, afin de garantir la stabilité de l'approvisionnement du marché agricole communautaire à bas prix. A partir du milieu des années 80, mais surtout de la réforme de la PAC de Mac Sharry en 1992, une prise de conscience des effets de ces orientations sur la dégradation de l'environnement (qualité de l'eau, qualité des sols, risque de santé pour les agriculteurs et les consommateurs, etc.) s'est opérée. Un objectif secondaire de la PAC a alors été d'internaliser des externalités positives ou négatives de l'agriculture dans la fonction de production, autrement dit celui de parvenir par divers mécanismes (réglementaires, taxes, subventions) à ce que les impacts positifs et négatifs sur l'environnement joints à la production agricole marchande, soient au moins partiellement pris en compte dans les actes de production des agriculteurs. Différents outils de type réglementaire (les bonnes conditions agricoles et environnementales (BCAE), directives cadre sur l'eau, etc.) ont été introduits, mais aussi des outils de subventions pour inciter aux changements de pratiques, dont font partie les MAE.

Par la suite, d'autres approches plus larges sur la multifonctionnalité de l'agriculture ont ouvert la réflexion sur les autres fonctions de l'agriculture, au-delà de sa fonction de production de biens agricoles. La multifonctionnalité a été, dans une certaine mesure, prise en compte dans la PAC, notamment dans son second pilier concernant le développement rural. L'orientation de la réforme de la PAC de 2003 allait d'ailleurs dans le sens d'attribuer des subventions aux revenus des agriculteurs, et non plus pour les fonctions de production de l'agriculture, et ainsi de rétribuer les autres fonctionnalités de l'agriculture.

Actuellement, les réflexions sur la multifonctionnalité de l'agriculture croisent des réflexions sur les services environnementaux rendus par l'agriculture. Elles rejoignent en cela les réflexions sur les paiements pour services environnementaux, qui ont émergé à partir d'un tout autre champ de réflexion portant sur les services rendus par les écosystèmes.

Les MAE peuvent être définies comme des paiements visant à engager les producteurs à fournir des services environnementaux contribuant à protéger les services écosystémiques liés à l'agriculture. Leur efficacité est fortement conditionnée par l'ampleur de l'adoption de ces mesures par les agriculteurs à l'échelle géographique pertinente pour l'enjeu environnemental ciblé. En raison **d'effets de seuil et de continuité** du service écosystémique, ces « effets de masse » sont primordiaux pour obtenir des résultats significatifs en termes de préservation des paysages, conservation de la biodiversité, réduction de la pollution diffuse, gestion quantitative de l'eau, etc. (Dupraz et al., 2009). L'amélioration du taux de contractualisation à l'échelle géographique pertinente, au cœur de cette étude, est donc un objectif primordial pour les pouvoirs publics.

L'étude part de l'hypothèse de travail que l'une des raisons principales est « la contrainte OMC » et sa traduction dans la PAC qui impose que le calcul du paiement des MAE soit basé sur le coût d'opportunité (ce à quoi renonce l'agriculteur en adoptant une nouvelle pratique ou un nouveau mode de production et qui, dans la pratique est évalué par les surcoûts et les manques à gagner entre la situation de référence et la situation de l'engagement donnant droit au paiement agro-environnemental). En effet une des raisons souvent avancées dans les évaluations au manque d'attrait des MAE est que **les paiements sont jugés insuffisants pour inciter les changements de pratiques attendus** (Lubowski et al. 2008, Guion, 2013 et Detaille, 2014 dans Missirian, 2014). Ce constat est valable en France, mais aussi dans de nombreux autres Etats membres. Ainsi selon l'évaluation d'Oréade-Brèche (2005), en Belgique, le montant de l'aide de certaines MAE ne couvre pas l'ensemble des coûts et des pertes portés par l'agriculteur ; en Finlande les MAE ne tiennent pas suffisamment compte de l'évolution des coûts dans le temps ainsi que de la situation des petites exploitations rencontrant des coûts fixes très élevés ; en Grèce ce sont les coûts régionaux spécifiques qui ne sont pas assez considérés ; enfin, en Irlande, le programme vise les exploitations extensives et par conséquent la méthode de calcul des montants n'est pas adaptée à toutes les exploitations.

L'enjeu de l'étude est donc d'identifier des méthodes qui parviennent à ajuster ce qui est qualifié en termes économiques du consentement à payer des bénéficiaires du service environnemental associé, i.e. de l'amélioration ou la préservation attendue des services écosystémiques, et d'autre part le consentement à recevoir des agriculteurs pour changer leurs pratiques. Dans le cas des MAE, les bénéficiaires sont représentés par leurs élus et les budgets votés peuvent être considérés comme un consentement à payer collectif. L'étude insiste principalement sur l'enjeu de mieux prendre en compte le consentement à recevoir des agriculteurs et son hétérogénéité. L'hypothèse sous-jacente de l'étude est que les MAE proposent des montants en deçà du consentement à recevoir des agriculteurs pour modifier leurs pratiques et qu'**il manque une partie incitative qui permettrait de faire basculer le système actuel de dédommagement vers un système de rémunération pour fourniture de service environnemental** (Thoyer et Saïd, 2003 ; Oréade-Brèche, 2005 ; Baschet, 2009).

L'étude se propose d'avancer sur cette question de la manière suivante :

- le chapitre 1 examine le cadre juridique de l'OMC en matière d'aides publiques à l'agriculture et en faveur de la protection de l'environnement, il rappelle les bases scientifiques des concepts de services écosystémiques et environnementaux, et propose une définition de ces derniers dans le cadre de cette étude ;
- le chapitre 2, analyse les méthodes qui peuvent être mobilisées pour évaluer la valeur des services écosystémiques et la valeur du service environnemental, cette partie explore l'intérêt de ces approches pour construire une politique publique basée sur la rémunération des services environnementaux et plus concrètement pour les MAE ;
- le chapitre 3 évalue les innovations produites sur ce sujet dans l'UE, dans le cadre de la PAC et des politiques nationales ou régionales : l'étude cherche à identifier et décrire des mises en œuvre innovantes, c'est-à-dire qui créent une incitation économique telle qu'elle suscite une adhésion forte des agriculteurs pour des contrats agro-environnementaux visant à adopter des pratiques ou des systèmes de production générateurs de services environnementaux significatifs. Ce chapitre s'intéresse tout particulièrement aux modalités des incitations monétaires et à la manière dont les paiements sont calculés. Elle permet également d'évaluer les marges de manœuvre dans le cadre des contraintes de la PAC et de l'OMC pour améliorer l'incitation monétaire des agriculteurs à adopter des MAE, et analyse également l'importance des incitations non-monétaires ;
- le chapitre 4 analyse d'autres politiques publiques mobilisant des paiements pour services environnementaux (PSE). Ceci nous amène dans un premier temps à revenir sur le concept de PSE et la diversité des approches que ce concept englobe, puis à étudier trois cas de politiques publiques agro-environnementales hors UE afin d'en tirer des enseignements pertinents pour la politique MAE ;
- le chapitre 5 rappelle les principales conclusion de l'étude et propose des modalités opérationnelles pour mieux prendre en compte la valeur des services environnementaux dans les programmes d'aides publiques ainsi que des modalités opérationnelles pour améliorer le caractère incitatif des MAE en respectant la règle de l'OMC (boîte verte) ;

1.3. Approche

L'étude a consisté principalement en une revue de littérature, l'exploitation de données complétées par des entretiens avec la Commission européenne (CE), des chercheurs et des experts (la liste des personnes consultés est présentée en annexe A2).

Apprécier la diversité des modes de mise en œuvre des MAE dans l'UE a été une tâche délicate, étant donné que les mesures et leur modalité de calcul sont décrites dans les programmes de développement rural de chaque Etat membre et que, dans le cadre de cette étude, il n'était pas envisageable d'étudier l'ensemble de ces documents. D'autre part, il n'existe pas au niveau de la CE de données centralisées au-delà de 2005 qui auraient permis d'identifier des approches innovantes à partir d'indicateurs simples (comme le taux de contractualisation, budget engagé, répartition géographique de la mobilisation des mesures par rapport aux enjeux[3]) pouvant permettre de détecter des innovations.

[3] En effet, comme l'expliquent Allaire et al., il existe « *deux indicateurs simples [permettant], en première analyse, d'apprécier le niveau d'efficacité de ces politiques contractuelles. Premièrement, dans la mesure où l'on peut en général supposer que l'efficacité environnementale de ces mesures augmente avec le taux de contractualisation, ce dernier fournit un premier indicateur. Un deuxième indicateur tient au succès quant à la diffusion de ces mesures dans l'espace. En effet, un ciblage adéquat des incitations individuelles créées par le dispositif public selon les caractéristiques des agriculteurs, qui, par définition, dépendent de leur localisation, est susceptible de conduire à une répartition spatiale répondant aux objectifs environnementaux* ».

Par conséquent la démarche adoptée, pour identifier des dispositifs innovants dans les Etats membres de l'UE, comportait trois temps :

- dans un premier temps, la mise en œuvre des MAE en France a été étudiée afin de rappeler la référence utilisée pour identifier les innovations. Cette partie fait l'objet d'une annexe au présent rapport (annexe B) ;
- dans un second temps, une revue de la littérature, complétée par des entretiens avec des membres de la DG Agri et une sollicitation du réseau d'experts d'Oréade-Brèche, ont permis de sélectionner une première liste d'Etats membres ayant mis en œuvre des MAE potentiellement innovantes ou des expériences notables hors cadre Fonds européen agricole pour le développement rural (FEADER) ;
- dans un troisième temps, parmi les Etats membres sélectionnés[4], certains ont fait l'objet d'études de cas approfondies. Ces dernières ont consisté à des échanges avec des experts, l'exploitation de la bibliographie fournie par ces derniers ainsi que des recherches complémentaires.

En ce qui concerne les politiques publiques mobilisant des PSE hors UE, les trois pays retenus (Etats-Unis, Australie, Suisse) ont été identifiés à partir d'une revue de la littérature et d'échanges avec les experts constituant le comité de pilotage de l'étude (liste en annexe A1). Ces politiques publiques ont été étudiées par une revue bibliographique et un entretien avec un expert du Ministère de l'agriculture de l'agriculture Suisse.

Une grille d'analyse des MAE et des PSE a été produite et est présentée en annexe C1 de ce rapport.

[4] Certains Etats membres, tels que la Pologne, le Portugal et le Danemark, qui avaient été sélectionnés comme intéressants, ont été finalement écartés au cours du processus car la mise en œuvre des MAE s'y est révélée peu innovante par rapport à l'approche française.

2 CADRE JURIDIQUE DE L'ORGANISATION MONDIALE DU COMMERCE (OMC) ET DEFINITIONS DES SERVICES ECOSYSTEMIQUES ET ENVIRONNEMENTAUX

Ce chapitre revient sur le contexte et le cadre de cette étude. Il s'agit, d'une part, de rappeler le contexte règlementaire, c'est-à-dire les règles de l'OMC concernant les programmes environnementaux et la règlementation européenne, ainsi que les évolutions majeures qu'a connues le dispositif des MAE depuis 2007. Il s'agit, d'autre part, de clarifier les concepts de services écosystémiques et services environnementaux. **Ce préambule est nécessaire pour éclaircir le questionnement de l'étude.**

2.1. Accord sur l'agriculture de l'OMC et règlementation européenne : quel encadrement ?

Cette première partie entend éclaircir ce qui est considéré comme une contrainte aux calculs du montant des MAE, imposée par l'OMC et transcrite dans la PAC. Nous revenons à ce titre sur le contenu de l'accord sur l'agriculture de l'OMC en matière de programmes environnementaux, sur la règlementation européenne des aides publiques en matière d'environnement, et sur l'évolution du cadre règlementaire concernant les MAE de 2007 à nos jours.

2.1.1 Accord sur l'agriculture et programmes environnementaux

Depuis l'accord sur l'agriculture de 1994, les Etats membres de l'OMC se sont engagés à améliorer l'accès aux marchés et à réduire les subventions qui ont des effets de distorsion des échanges dans le secteur agricole (OMC, 2001). Il existe cependant des exemptions aux engagements en matière de soutiens internes, parmi lesquelles les programmes visant à la protection de l'environnement.

2.1.1.1 Les exemptions aux engagements de réduction en matière de soutiens internes

L'alinéa 6 du préambule de l'accord sur l'agriculture précise que *« les engagements au titre du programme de réforme devraient être pris de manière équitable par tous les Membres, eu égard aux considérations autres que d'ordre commercial, y compris la sécurité alimentaire et la nécessité de protéger l'environnement … »*. L'objectif est de favoriser les politiques nationales allant vers un soutien aux agriculteurs avec le moins d'effet possible sur la production (Rubio, 2003). Du corps du texte de l'accord, il ressort aussi que divers motifs, parmi lesquels la protection de l'environnement, justifie des exemptions aux engagements de réduction en matière de soutiens internes.

L'article 6 de l'accord consacré aux *« engagements en matière de soutien interne »* énonce que :

« 1. Les engagements de réduction du soutien interne de chaque Membre … s'appliqueront à toutes ses mesures de soutien interne en faveur des producteurs agricoles, à l'exception des mesures internes qui ne sont pas soumises à réduction compte tenu des critères énoncés dans le présent article (concerne les pays en développement) et à l'Annexe 2 du présent accord … ».

L'article 7 de l'accord relatif *« aux disciplines générales concernant le soutien interne »* poursuit :

« 1. Chaque Membre fera en sorte que toutes les mesures de soutien interne en faveur des producteurs agricoles qui ne font pas l'objet d'engagements de réduction parce qu'elles répondent aux critères énoncés à l'Annexe 2 du présent accord soient maintenues en conformité avec ladite annexe ».

En matière de soutiens internes, l'accord sur l'agriculture classe les subventions en trois catégories (Pingel, 2010). Les aides qui ont des effets sur la production et les prix doivent être déclarées en « boîte orange ». Les aides qui ont des effets sur la production et les prix, mais qui sont accompagnées d'un programme de limitation de la production atténuant l'effet distorsif, sont en « boîte bleue ». Les aides qui n'ont pas ou peu d'effets sur les marchés sont en « boîte verte ».

Ces aides de la boîte verte sont énumérées à l'annexe 2 de l'accord, à laquelle renvoient les articles 6 et 7 de l'accord (Lanfranchi, Truilhé-Marengo, 2007). Cette annexe énumère les conditions générales de cette catégorie d'exemptions :

« 1. Les mesures de soutien interne qu'il est demandé d'exempter des engagements de réduction répondront à une prescription fondamentale, à savoir que leurs effets de distorsion sur les échanges ou leurs effets sur la production doivent être nuls ou, au plus, minimes. En conséquence, toutes les mesures qu'il est demandé d'exempter devront être conformes aux critères de base suivants :

a) le soutien en question sera fourni dans le cadre d'un programme public financé par des fonds publics (y compris les recettes publiques sacrifiées) n'impliquant pas de transferts de la part des consommateurs ; et

b) le soutien en question n'aura pas pour effet d'apporter un soutien des prix aux producteurs… »

L'annexe énumère ensuite les conditions spécifiques aux différents types de soutiens de la boîte verte que sont, d'une part, les soutiens qui portent sur les programmes de services publics (recherche, formation, infrastructures, aide alimentaire intérieure, etc.) et, d'autre part, les soutiens ayant trait aux versements directs aux producteurs qui sont totalement découplés de la production. Ce second type de soutiens concerne les programmes de garantie de revenu et de sécurité (catastrophes naturelles, participation de l'Etat à l'assurance récolte, etc.), les programmes visant à l'ajustement des structures, et surtout les programmes visant à la protection de l'environnement.

2.1.1.2 Les programmes de protection de l'environnement

S'agissant des programmes visant à la protection de l'environnement, le paragraphe 12 de l'annexe 2 de l'accord sur l'agriculture pose les conditions spécifiques suivantes :

« 12. Versements au titre de programmes de protection de l'environnement

a) Le droit à bénéficier de ces versements sera déterminé dans le cadre d'un programme public clairement défini de protection de l'environnement ou de conservation et dépendra de l'observation de conditions spécifiques prévues par ce programme public, y compris les conditions liées aux méthodes de production ou aux intrants.

b) ***Le montant des versements sera limité aux coûts supplémentaires ou aux pertes de revenu découlant de l'observation du programme public ».***

Au sujet de ces programmes visant à la protection de l'environnement, la FAO observe que (FAO, 2001) :

- ces exemptions environnementales s'appliquent aussi bien aux pays développés qu'aux pays en développement, mais ces derniers utilisent moins les exemptions de la boîte verte (sans doute en raison de capacités institutionnelles et financières moindres à affecter à des programmes environnementaux) ;

- l'accord sur l'agriculture ne définissant pas le terme *environnement*, il est délicat de déterminer les exemptions environnementales valables au titre de cet accord. D'après la FAO, un versement destiné à réduire par exemple les superficies de sols fragiles mises en culture (ce qui limite l'érosion) pourrait prétendre à l'exemption, tandis qu'un versement visant à préserver la valeur

d'agrément d'un paysage agricole traditionnel pas nécessairement. L'accord ne précise d'ailleurs pas explicitement si les exemptions de la boîte verte visent à protéger exclusivement les milieux exploités par l'agriculture, ou plus largement les milieux dits naturels.

- L'accord sur l'agriculture ne définit pas non plus le concept d'effet *minime*, ni d'ailleurs celui de *soutien des prix aux producteurs*, ou celui de *distorsion des échanges* (Diakosavvas, 2003). Selon la FAO, il est dès lors difficile d'évaluer et de suivre l'application des politiques de la boîte verte, afin notamment de s'assurer que leurs effets sur la production et le commerce restent bien minimes. Elle observe en 2001 que « *Tous les types de subventions, y compris celles qui sont accordées à des fins de protection de l'environnement, sont susceptibles de procurer des avantages aux producteurs nationaux et d'avoir un effet sur le commerce, au moins à long terme. Il faudrait donc arriver à déterminer jusqu'à quel point et dans quelles conditions des subventions "au titre de l'environnement" peuvent être autorisées, et trouver une méthode d'évaluation appropriée afin de limiter leurs effets négatifs sur le commerce et l'environnement* ».

Les critères fixés par l'accord sur l'agriculture, pour assurer la neutralité commerciale, apparaissent en définitive relativement imprécis. On ajoutera que l'accord sur l'agriculture énonce que le montant des versements doit être limité « *aux coûts supplémentaires ou aux pertes de revenu découlant de l'observation du programme public* », mais qu'il ne précise pas les modalités de calcul. L'index analytique de l'OMC (guide des règles et pratiques de l'OMC) n'apporte pas davantage de précision[5], ni la jurisprudence de l'Organe de règlement de conflit de l'OMC[6], ni les réponses aux questions posées aux Etats membres.

Interprétée strictement, la règle selon laquelle le montant des versements doit être limité « *aux coûts supplémentaires ou aux pertes de revenu découlant de l'observation du programme public* », permet de couvrir seulement les coûts additionnels générés par le respect des obligations contractuelles des MAE (heures de travail supplémentaires, acquisition de matériels spécifiques, etc.) **et la perte de revenu** (diminution du rendement liée à l'élevage de races moins productives, à l'utilisation moindre de produits, rémunération du risque, etc.). En d'autres termes, la règle interdit d'aller au-delà du « prix de revient » du service : elle interdit qu'un bénéfice ou une rémunération puisse être retiré par l'agriculteur qui contracte (Doussan, 2008).

Quoi qu'il en soit, cette règle selon laquelle le montant des versements doit être limité aux coûts supplémentaires ou aux pertes de revenus s'applique aux MAE, mais **elle trouverait également à s'appliquer aux éventuels nouveaux outils de type paiement pour services environnementaux reposant sur des financements publics qui pourraient être créés.**

2.1.2 Réglementation européenne des aides publiques en matière d'environnement

La réglementation européenne encadre elle aussi fermement les aides publiques au nom de la concurrence. Naturellement, cet encadrement ne pose pas de problème pour les MAE qui sont instituées et financées par le biais du FEADER. En revanche, **cet encadrement de la concurrence est un frein lorsqu'il s'agit de développer de nouveaux outils de type paiements pour services environnementaux s'ils reposent sur des financements d'origine publique.**

2.1.2.1 Les aides publiques existantes en matière d'environnement

En vertu du traité sur le fonctionnement de l'Union européenne (TFUE), les aides publiques destinées à des bénéficiaires d'un secteur donné sont en principe interdites, sauf dérogations. L'article 107 du TFUE prévoit en effet que :

5 http://www.wto.org/english/res_e/booksp_e/analytic_index_e/agriculture_e.htm
6 http://www.wto.org/french/tratop_f/dispu_f/dispu_agreements_index_f.htm?id=A1

« Sauf dérogations prévues par les traités, sont incompatibles avec le marché intérieur, dans la mesure où elles affectent les échanges entre Etats membres, les aides accordées par les Etats ou au moyen de ressources d'Etat sous quelque forme que ce soit qui faussent ou qui menacent de fausser la concurrence en favorisant certaines entreprises ou certaines productions ».

Toutefois, selon l'article 42 du TFUE, *« les dispositions du chapitre relatif aux règles de la concurrence ne sont applicables à la production et au commerce des produits agricoles que dans la mesure déterminée par le Parlement et le Conseil »*. Les aides aux activités agricoles semblent donc bénéficier *a priori* d'une dérogation. Mais en réalité, les règlements communautaires prévoient bien l'application aux produits agricoles des articles 107 et suivants du TFUE. Ainsi, l'article 81 du règlement (UE) n°1305/2013 du Parlement européen et du Conseil du 17 décembre 2013 énonce que *« les articles 107 à 109 du TFUE s'appliquent au soutien en faveur du développement rural accordé par les Etats membres »*, mais il précise que ces articles *« ne s'appliquent pas aux paiements effectués par les Etats membres, en application du présent règlement et en conformité avec ses dispositions, ni au financement national complémentaire ».*

Les aides publiques existantes en matière d'environnement dans le domaine agricole sont pour l'essentiel financées par le biais du FEADER. En vertu du règlement (CE) n°1698/2005 du Conseil du 20 septembre 2005 (pour la période 2007-2013), puis du règlement (UE) n°1305/2013 du Parlement européen et du Conseil du 17 décembre 2013 (pour la période 2014-2020), le FEADER trouve sa traduction en France dans des programmes de développement rural qui organisent les soutiens publics à visée agro-environnementale. Parmi les mesures liées à la protection de l'environnement, on trouve en particulier les mesures agro-environnementales *(cf. infra)*.

Des aides sans cofinancement communautaire peuvent aussi être autorisées par les institutions communautaires. Elles peuvent permettre la mise en place d'un régime plus souple, favorisant donc les incitations financières. Ces aides sont expressément prévues dans les programmes de développement rural (afin de compléter directement les mesures cofinancées).

2.1.2.2 L'instauration de nouvelles aides en matière d'environnement

Compte tenu de l'interdiction posée par l'article 107 du TFUE, la mise en œuvre de nouvelles aides non prévues par le droit communautaire semble difficile. Mais, l'article suivant du TFUE énonce que *« la Commission est informée, en temps utile pour présenter ses observations, des projets tendant à instituer ou modifier des aides »*. Des aides, à condition d'être considérées comme compatibles avec le droit communautaire, peuvent donc être autorisées.

Parmi ces aides, certaines sont présumées compatibles avec le droit communautaire et elles n'ont pas à être notifiées à la Commission. En vertu de l'article 109 du TFUE : *« Le Conseil, sur proposition de la Commission et après consultation du Parlement européen, peut prendre tous règlements utiles en vue de l'application des articles 107 et 108 et fixer notamment les conditions d'application de l'article 108, paragraphe 3, et les catégories d'aides qui sont dispensées de cette procédure »*. Ces aides doivent respecter les conditions d'exemption fixées par le droit communautaire.

D'autres aides ne sont en revanche pas présumées compatibles avec le droit communautaire. En vertu de l'article 108 paragraphe 3 du TFUE, la Commission est informée et *« si elle estime qu'un projet n'est pas compatible avec le marché intérieur, aux termes de l'article 107, elle ouvre sans délai la procédure prévue au paragraphe précédent. L'État membre intéressé ne peut mettre à exécution les mesures projetées, avant que cette procédure ait abouti à une décision finale »*. Les aides qui ne sont pas présumées compatibles avec le droit communautaire doivent donc être notifiées à la Commission européenne puis donner lieu à une autorisation préalable de celle-ci. Afin d'aider les Etats membres, la Commission élabore des documents dénommés « lignes directrices » destinés à leur préciser les conditions à respecter pour octroyer des aides non dispensées de notification par un régime d'exemption. S'agissant du secteur agricole, « *les lignes directrices de l'Union européenne concernant*

les aides d'Etat dans les secteurs agricoles et forestier et dans les zones rurales 2014-2020 »[7] permettent ainsi d'assurer la cohérence entre la politique de contrôle des aides d'Etat et la politique de soutien accordé en vertu de la PAC.

2.1.3 Evolutions majeures du cadre réglementaire des MAE depuis 2007

Cette partie **vise à décrire la manière dont l'accord sur l'agriculture de l'OMC concernant les programmes agro-environnementaux décrit ci-dessus a été décliné dans la PAC, notamment en termes de calcul du montant des paiements.** Elle constitue une première étape à l'identification des innovations produites par les Etats membres conduite en partie 4, en analysant les marges de manœuvre laissées, dans la réglementation, aux Etats membres. Nous attachons essentiellement à la période 2007 à nos jours, sachant que les MAE ont été introduites dans le règlement du développement rural depuis 1999 (règlement (CE) n°1257/1999).

2.1.3.1 Le cadre réglementaire de la période 2007-2013

Sur la période 2007-2013, la mise en œuvre des MAE est définie par le règlement (CE) n°1698/2005 du Conseil du 20 septembre 2005 concernant le soutien au développement rural par le FEADER et le règlement (CE) n°1974/2006 de la Commission du 15 décembre 2006.

Le règlement (CE) n°1698/2005 impose que **25 % du budget du FEADER** soient consacrés à l'axe 2 de cette réglementation, dont les MAE font partie[8]. Le règlement établit que :

- **les MAE visent à encourager le changement de pratiques en établissant des contrats avec les bénéficiaires. Elles ne peuvent pas servir à rémunérer le maintien de bonnes pratiques, mais uniquement des changements** ;
- elles portent sur des engagements établis **pour 5 à 7 ans**, bien que cette période puisse être rallongée dans des cas particuliers[9] ;
- le paiement est versé annuellement et **couvre :**
  - **les coûts supplémentaires et la perte de revenus** dus aux engagements pris par rapport à un niveau de référence (ou ligne de base) qui est celui des « *normes obligatoires établies dans les articles 4 et 5 du règlement (CE) n°1782/2003 et aux annexes III et IV dudit règlement, ainsi que les exigences minimales pour les engrais et les produits phytosanitaires et les autres exigences obligatoires appropriées établies par la législation nationale et indiquées dans le programme » ;*
  - **les coûts induits[10] :** le règlement (CE) n°1974/2006 précise que ceux-ci sont calculés sur toute la période concernée par l'engagement, mais qu'ils sont plafonnés à 20 % des pertes de revenus et des coûts supplémentaires résultant de l'engagement.

Le règlement retranscrit donc fidèlement les contraintes imposées par l'OMC tant en termes d'établissement d'un programme (les MAE sont un élément des programmes de développement rural) que de la règle concernant le calcul du paiement.

Chaque Etat membre doit présenter, justifier et faire établir, ou vérifier par un organisme indépendant, le détail du calcul du montant du paiement à la Commission. Cependant, seul le

---

7 Voir : http://ec.europa.eu/agriculture/stateaid/legislation/index_fr.htm

8 Ainsi que l'ICHN (article 37) ; les paiements Natura 2000 et DCE (article 38) ; le bien-être animal (article 40) ; les investissements non productifs (article 41).

9 Le cas échéant, l'allongement doit être accepté par un comité de règlementation composé des représentants des Etats membres et présidé par le représentant de la Commission. En cas d'acceptation, la Commission arrête les mesures ; en revanche en cas de désaccord la Commission le communique au Conseil qui doit donner une réponse sous 3 mois.

10 Le Règlement (CE) n°1974/2006 défini dans l'article 27 paragraphe 10 les coûts induits comme les « *coûts liés à la réalisation de la transaction qui ne sont pas directement assimilables aux coûts de mise en œuvre de l'engagement auquel ils se rapportent* ».

niveau des aides en résultant est soumis à l'approbation de la CE et non pas le détail des justifications et des calculs.

Des montants maximaux des paiements sont fixés dans l'annexe I du règlement (CE) n°1698/2005 et sont reportés dans le Tableau 1. **Ces plafonds peuvent être dépassés,** en fonction de circonstances que les Etats membres doivent justifier dans leurs programmes de développement rural, et qui doivent être validées par la Commission européenne.

Par ailleurs, le règlement (CE) n°1974/2006, dans son article 27, offre la possibilité aux Etats membres de plafonner le niveau des aides en fixant une limite au nombre d'unités par hectare de l'exploitation à laquelle se rapporte l'engagement agro-environnemental ou bien en déterminant un montant global maximal pour chaque exploitation participante. En outre, la France a également introduit un plafond de 7 600€ par exploitation et par an[11].

Tableau 1 : Montant plafond des MAE

Montant maximal en euros	Unité
600	par hectare et par an pour les cultures annuelles
900	par hectare et par an pour les cultures pérennes spécialisées
450	par hectare et par an pour d'autres utilisations de terre
200	par unité de gros bétail ('UGB') par an pour les races locales menacées d'être perdues pour les agriculteurs

Source : Annexe I du Règlement (CE) n°1698/2005 et annexe II du règlement (CE) n°1305/2013

Concernant le choix des bénéficiaires, le règlement (CE) n°1698/2005 précisait qu'ils « *peuvent être sélectionnés sur la base d'appel d'offres, selon des critères tenant compte de l'efficacité économique et environnementale* ».

Enfin, le règlement (CE) n°1974/2006 donne la possibilité de combiner :
- plusieurs engagements agro-environnementaux et/ou de bien-être animal tant que ces engagements sont complémentaires et compatibles ;
- des engagements agro-environnementaux avec des mesures environnementales mises en œuvre dans le cadre des Organisations Communes de Marché ou de régimes de soutien direct (énumérés à l'annexe 1 du Règlement), les mesures phytosanitaires ou de polices sanitaires et les mesures de développement rural autres. Le montant de l'aide tient alors compte des pertes de revenus et des coûts additionnels spécifiques découlant de la combinaison. La définition des MAE doit aussi tenir compte des conditions régissant les aides aux zones spécifiques (zone de montagne, zone Natura 2000, etc.).

2.1.3.2 Les principales évolutions pour la période 2014-2020

Le cadre communautaire pour la période 2014-2020 est défini dans le règlement (UE) n°1305/2013 du Parlement européen et du Conseil du 17 décembre 2013 relatif au soutien du développement rural par le FEADER et abrogeant le règlement (CE) n°1698/2005 du Conseil. Ses modalités d'application sont établies dans le règlement d'exécution (CE) n°808/2014 de la Commission du 17 juillet 2014.

Par rapport à la période de programmation précédente, la nouvelle réglementation a apporté les évolutions suivantes :

- les MAE deviennent des **mesures agro-environnementales et climatiques (MAEC)**, et offrent dès lors la possibilité d'intégrer les enjeux environnementaux liés au changement climatique, notamment en termes de réduction des émissions de gaz à effet de serre et de stockage de carbone ;

[11] Voir circulaire DGPAAT/SDEA/C2009-3124 du 7 décembre 2009. http://agriculture.gouv.fr/ministere/circulaire-dgpaatsdeac2009-3124-du-07122009

- une part de 30 % au moins de la participation totale du FEADER au programme de développement rural doit être consacrée aux mesures mises en œuvre au titre de l'environnement[12], dont font partie les MAEC (contre 25 % pour l'axe 2 en 2007-2013) ;
- les MAEC concernent désormais **à la fois le maintien et les changements de pratiques agricoles** apportant une contribution favorable à l'environnement et au climat ;
- les bénéficiaires ne sont plus uniquement les agriculteurs et gestionnaires de terres, mais peuvent être également des groupements d'agriculteurs ou des groupements de gestionnaires fonciers ;
- la durée de souscription reste celle de la période 2007-2013, à savoir une durée d'engagement comprise entre 5 et 7 ans, mais elle peut être allongée sur décisions des Etats membres ;
- dans certains cas bien justifiés, une aide peut être accordée sous forme forfaitaire ou unique par unité pour des « *engagements visant à renoncer à l'utilisation commerciale des zones concernées* » ;
- le soutien à l'Agriculture biologique (AB) n'est plus considéré comme une mesure agro-environnementale, mais fait l'objet d'une mesure distincte, correspondant à l'article 29 du règlement (CE) n°1305/2013.

En outre, le **règlement du Conseil encourage les Etats membres à prévoir, en plus d'un appui financier, un accompagnement des bénéficiaires pour les aider à comprendre et mettre en place les opérations liées aux mesures prises**. Cet accompagnement, optionnel, peut se faire sous la forme de conseil d'experts ou de formations, finançables par le FEADER[13]. Enfin, le règlement (CE) n°1305/2013 prévoit le financement des montages des dossiers et de l'animation des dispositifs via l'article 35 du règlement (CE) n°1305/2013.

Concernant les calculs des paiements, très peu d'évolutions entre les deux périodes sont à noter. En effet, comme pour la période de programmation précédente, les paiements sont accordés annuellement et indemnisent les bénéficiaires pour les coûts supplémentaires et les pertes de revenus résultant des engagements pris. Le cas échéant, le montant de ce paiement couvre les coûts de transaction, à hauteur de 20 % maximum du montant de la prime. La nouveauté concerne les groupements, où la prise en compte des coûts de transaction peut atteindre 30 %.

Par ailleurs, lors du calcul du montant d'aide, les Etats membres doivent réduire les risques de double financement des pratiques agricoles favorables à l'environnement et au climat, notamment les aides du 1er pilier définies dans le règlement (UE) n°1307/2013.

Les montants maximaux attribués aux bénéficiaires et fixés dans l'Annexe II du règlement (UE) n°1305/2013 sont identiques à ceux de la période précédente (présentés dans le Tableau 1 ci-dessus). Des discussions ont eu lieu au niveau de l'UE pour les relever, mais il a été décidé de maintenir leur niveau, car ces niveaux étaient très contraignants pour certains pays, mais relativement élevés dans d'autres.

Cette analyse du cadre juridique montre que les MAE définies par le règlement du développement rural sont une transposition directement inspirée des dispositions définies dans l'accord sur l'agriculture de l'OMC concernant les programmes agro-environnementaux. Le règlement appliqué de 2007 à 2013 comme celui de la période suivante, stipule clairement que les MAE sont établies sur un principe de compensation de ce qu'on peut qualifier de coûts d'opportunités y compris les coûts de transaction, mais n'incluent pas de composante incitative visant à rémunérer le service en allant au-delà de son strict coût de revient. Il n'en reste pas moins que les Etats membres de l'OMC d'une part et de l'UE d'autre part peuvent décider d'appliquer ces principes avec plus ou moins de

12 Article 17 (investissements non productifs) ; article 21 (investissements dans le développement des zones forestières et amélioration de la viabilité des forêts), article 28 (paiements agro-environnementaux et climatiques) ; article 29 (AB) ; article 30 (Natura 2000 mais pas DCE) ; article 31 et 32 (ICHN) ; article 34 (services forestiers, environnementaux et climatiques et conservation des forêts).

13 Respectivement régi par les articles 14 et 15 du Règlement (CE) n°1305/2013

souplesses. C'est donc plutôt dans l'analyse de la manière dont les Etats-membres de ces deux instances ont traduit ces principes que les marges de manœuvre acceptées seront révélées. Cette analyse fait donc l'objet des parties 4 et 5 de ce rapport.

2.2. Services écosystémiques, services environnementaux : quelles définitions?

Pour poursuivre la clarification de l'objet de l'étude, il convient de revenir sur la notion de services écosystémiques et de services environnementaux rendus par l'agriculture.

Ces notions de service environnemental, écologique ou encore écosystémique font l'objet d'une littérature abondante depuis les années 70. Si, initialement, le terme de « services fournis par la nature » (Daily, 1997 ; Bonnin, 2012) était utilisé, les termes de « service écosystémique », « écologique » ou « environnemental » ont pris un sens distinct, en fonction de la manière dont les auteurs considèrent les relations entre les activités humaines et la nature. Néanmoins, ces termes sont souvent utilisés de manière interchangeable dans la littérature (Karsenty et al., 2009 ; Muradian et al., 2010). **Nous proposons donc ici un tour d'horizon des différentes terminologies employées pour la notion de services afin de distinguer les notions les unes des autres** et de **retenir des définitions pertinentes dans le cadre de cette étude.**

2.2.1 Les services écosystémiques

D'après Antona et Bonin (2010), la notion de « service écosystémique » a été utilisée pour la première fois dans la publication d'Ehrlich et de Mooney en 1983. Mais ce concept doit son émergence à la parution en 1997 de l'ouvrage « Nature's Services », coordonné par Daily et à la publication, la même année, du célèbre article de Costanza et al. (1997). Dans l'ouvrage de Daily (1997), les services écosystémiques désignent les conditions et processus par lesquels les écosystèmes naturels et les espèces qui composent ces écosystèmes bénéficient à l'homme. Si l'importance de ces services est mentionnée dans l'article, aucune évaluation monétaire de ces services n'est réalisée. Dans l'article de Costanza et al. (*Ibid*), les auteurs désignent les services écosystémiques comme les biens et services issus des fonctions des écosystèmes (habitat, propriété biologique, processus des écosystèmes) dont les hommes bénéficient de manière directe, ou indirecte[14]. Par ailleurs, les auteurs s'engagent dans une estimation de la valeur monétaire annuelle de ces services écosystémiques qu'ils évaluent, au niveau mondial, à 1,8 fois la valeur du PIB mondial. La notion de « service écosystémique » est ainsi utilisée comme plaidoyer en faveur de la préservation de la nature[15]. Les deux publications visent, en effet, à identifier et mesurer le rôle de la nature et de ses fonctions écologiques ainsi qu'à faire prendre conscience de la valeur des dégradations environnementales causées par les activités humaines (Jeanneaux et al., 2012). A la fin des années 1990, la notion de service écosystémique est donc mise en avant, à la fois par des biologistes et écologues, mais avant tout par les travaux d'économistes de l'environnement, comme un argument fort pour attirer l'attention des décideurs sur les dégradations croissantes des écosystèmes.

Le *Millenium Ecosystem Assessment* (MEA) (Evaluation des Ecosystèmes pour le Millénaire)[16], large forum international mené entre 2001 et 2005, a regroupé plus de 1 300 contributions d'experts en biodiversité. Il

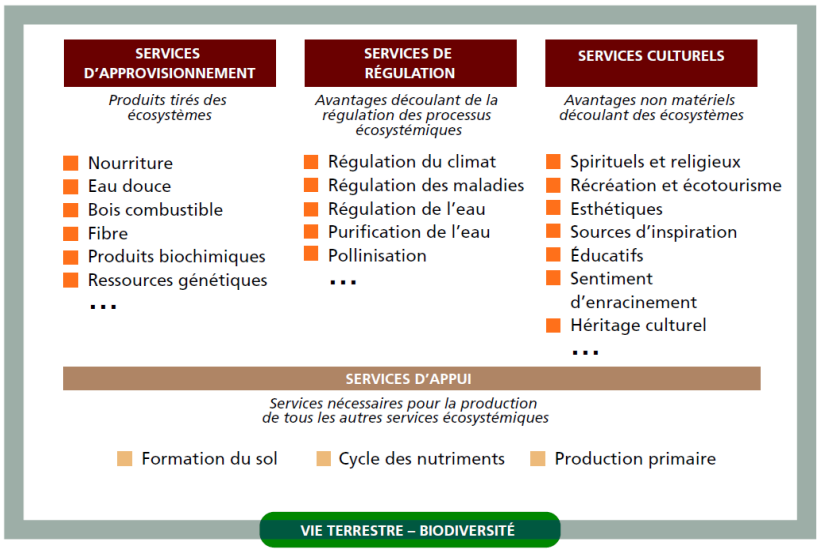
[14] Costanza et al. (1997) précisent que, dans certains cas, un service écosystémique est le produit d'une ou plusieurs fonctions des écosystèmes tandis que, dans d'autres cas, une fonction des écosystèmes contribue à deux ou plusieurs services écosystémiques.

[15] Cette notion est utilisée comme un outil de communication selon Gomez-Baggethun et al. (2010)

[16] L'évaluation des écosystèmes pour le millénaire a été commandée par le Secrétaire général des Nations Unies, Kofi Annan, en 2000 et s'est déroulée de 2001 à 2005. Ce travail avait pour objectif d'étudier les conséquences, pour le bien-être

a constitué une seconde étape clé dans la reconnaissance politique et internationale de la notion de service écosystémique. Le MEA propose, en 2005, un classement des services écosystémiques en quatre grandes catégories, décrites dans la figure ci-dessous.

Figure 1 : Catégories de services écosystémiques

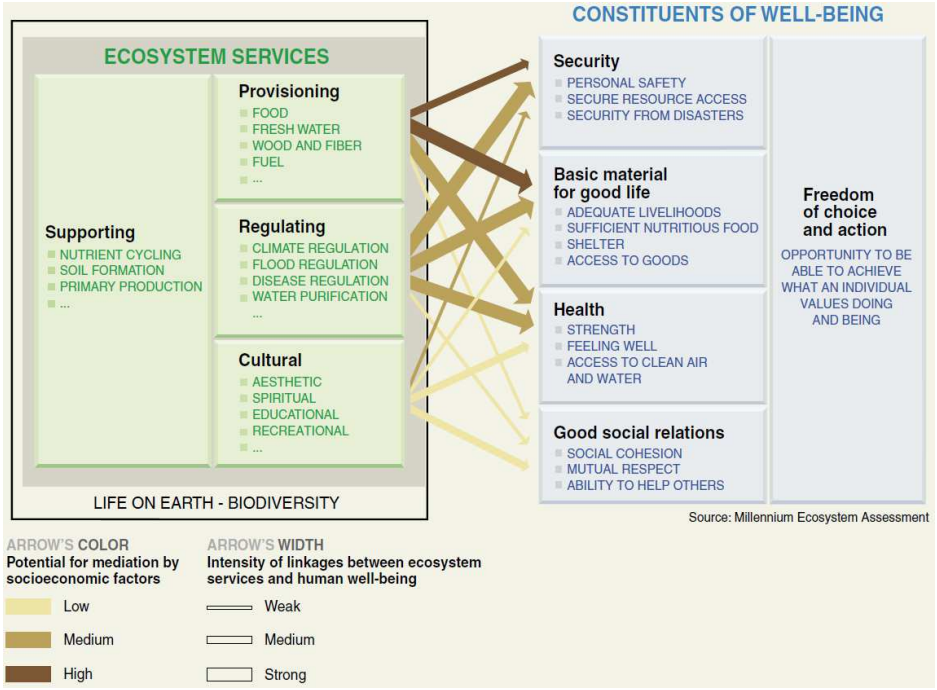


Source: FAO (2007), adapté de Ecosystems and human well-being: a framework for assessment par le Millenium Ecosystem Assessment (MEA, 2005)

Le MEA aboutit à une définition des services écosystémiques, selon laquelle ce sont les ***« biens et services (les bienfaits) que les hommes peuvent tirer des écosystèmes, directement ou indirectement pour assurer leur bien-être »***. Il examine comment les changements qui touchent les services écosystémiques influencent le bien-être de l'homme. La figure ci-dessous représente l'intensité des relations les plus courantes entre les catégories de services écosystémiques et les composantes du bien-être de l'homme, ainsi que la médiation qui peut intervenir dans les connexions possibles entre ces liens. .

humain, d'une modification de l'écosystème ainsi que les mesures nécessaires à mettre en œuvre pour améliorer la conservation et l'utilisation durable des écosystèmes, dans la perspective de leur contribution au bien-être humain.

Figure 2 : Catégories des services écosystémiques et liens entre les services écosystémiques et le bien-être humain



Source : Millenium Ecosystem Assessment, 2005

Le MEA a souligné les limites de cette approche conceptuelle. Notamment, cette définition élude le fait que les écosystèmes peuvent également avoir des effets négatifs sur les activités humaines (Bonin et Antona, 2010 ; et Bonin et al, 2012) : inondations dues aux débordements des rivières, contribution des forêts à la régulation de la température terrestre, prélèvement d'eau d'un bassin versant par les arbres, etc. Mc Cauley (2006) parle ainsi de « *disservice* » pour caractériser ces services négatifs. Le principe même de l'approche est questionné car, finalement, les études tendent à montrer que plus un écosystème est exploité par l'homme, plus il fournira de services, en raison principalement de l'intensité et du nombre de services d'approvisionnement (exploitation) et culturels (tourisme). A l'autre extrême, les écosystèmes vierges et les espaces inhabités ne rendent aucun service faute de bénéficiaires à proximité (Binet et al., 2011). Malgré ces limites, la notion de service écosystémique, définie lors du MEA, fit l'objet d'un consensus entre les 1 300 experts impliqués, ce qui donna une légitimité importante à cette notion et offrit un cadre pour caractériser et quantifier les rôles et fonctions des écosystèmes.

Suite au MEA, diverses initiatives régionales et internationales ont concouru à la promotion de cette notion, désormais stabilisée par la définition du MEA, comme autant de jalons vers la reconnaissance internationale du concept, notamment :

- l'étude « l'économie des écosystèmes et de la biodiversité » (The Economics of Ecosystems and Biodiversity, TEEB) conduite entre 2007 et 2010 (TEEB, 2010) ;
- la classification internationale commune des services écosystémiques en 2008 ;
- la déclaration de l'ONU de l'année 2010 comme « Année internationale de la biodiversité » et celle de la Décennie internationale de la biodiversité en 2011 ;
- la création de la plateforme intergouvernementale sur la biodiversité et les services écosystémiques Intergovernmental Panel on Biodiversity and Ecosystem Services (IPBES).

Les travaux du TEEB en particulier ont permis, plusieurs années après le MEA, de faire un état de l'art sur le concept de services écosystémiques, de formaliser les liens logiques entre biodiversité[17], fonctions des écosystèmes et services écosystémiques et de lister précisément, et en fonction des services considérés, les avantages et limites du concept (TEEB, 2010). Ils introduisent notamment la notion de « bouquets de services » reprise plus tard dans le projet d'Evaluation françaises des écosystèmes et des services écosystémiques EFESE (voir paragraphe suivant), les aspects d'échelle de fourniture de service, de résilience, d'incertitude, de changement, d'interactions entre services, d'effets de seuil, de lien entre état de santé de l'écosystème et fourniture de service[18].

Au niveau français, l'Evaluation française des écosystèmes et des services écosystémiques (EFESE) est la déclinaison nationale du MEA. Ce travail, qui doit contribuer à alimenter la plate-forme intergouvernementale sur la biodiversité et les services écosystémiques (IPBES) ainsi que les travaux du groupe *Mapping and Assessment of Ecosystems and their Services* (MAES)[19] de la Commission européenne, vise à produire des valeurs caractéristiques des écosystèmes et des services produits mais également à l'élaboration d'un cadre méthodologique de référence afin de faciliter et d'améliorer la prise en compte de l'impact de décisions politiques sur les écosystèmes et la biodiversité. Le cadre conceptuel, réalisé dans le contexte d'EFESE, vise à clarifier les relations du système homme-nature et leur dynamique ; il est le résultat d'une évolution du schéma du MEA de 2005. Il met ainsi en évidence : (i) la présence de fonctions écologiques des écosystèmes[20], nommées services de support par le MEA, qui correspondent à une dynamique qui soutient la production des biens et services écosystémiques, (ii) les articulations entre biodiversité, fonctions écologiques et services écosystémiques, (iii) la notion de bouquets de biens et services écosystémiques, (iv) **la dimension dynamique des écosystèmes et des sociétés humaines et de leur demande de services écosystémiques créant ainsi des interactions dynamiques entre société et écosystèmes** (Puydarrieux, 2014). Cette approche dynamique des interactions entre les sociétés humaines et les écosystèmes permet, notamment, de définir des services écosystémiques potentiels ou cachés dont la valeur actuelle est faible ou nulle.

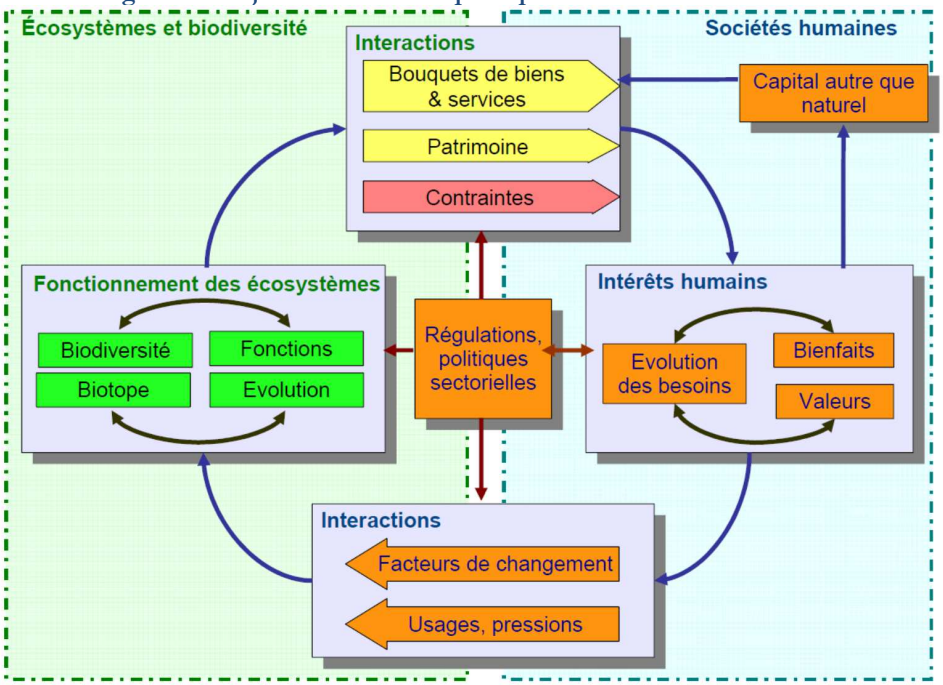
17 Il s'est appuyé en cela sur les travaux de Balmford (2008) et du rapport du *European Academics Science Advisory Council* « Ecosystem services and biodiversity in Europe » (EASAC, 2009)

18 Les auteurs renvoient au chapitre 2 de la publication de synthèse du projet TEEB (TEEB, 2010) pour plus de détails sur ces aspects non détaillés ici.

19 http://biodiversity.europa.eu/maes.

20 Dans le cadre d'EFESE, les fonctions écologiques fournies par les écosystèmes ne sont pas des services écosystémiques en tant que tels, elles ne constituent pas un bénéfice direct pour les sociétés humaines mais permettent la production de biens et de services écosystémiques (Puydarrieux, 2014). La prise en compte de ces fonctions écologiques permet également de mettre en évidence les seuils d'irréversibilité des écosystèmes (Direction générale de l'Aménagement du Logement et de la Nature et Commissariat Général au Développement Durable, 2013).

Figure 3 : Projet de cadre conceptuel pour EFESE du 30 août 2013



Source: Puydarrieux, 2014

L'approche par les services a également intéressé les entreprises, qui ont souhaité mieux identifier leur dépendance vis-à-vis de ces derniers (Pesche et al., 2011) : l'initiative « *Corporate Ecosystem Review*», en 2008, initiée par le World Resource Institute, le World Business Council for Sustainable Development (WBCSD) et le Meridian Institute, a réalisé un guide méthodologique permettant aux entreprises privées d'identifier et de contrôler leur dépendance aux services écosystémiques. En 2009, « *The Nature Value Initiative* » a développé un « *Ecosystem Services Benchmark* » dont l'objectif était d'amener les entreprises du secteur agroalimentaire à identifier leur dépendance aux services écosystémiques et les opportunités économiques issues d'une intégration de ces services dans leur stratégie de développement.

2.2.2 Les services environnementaux

Le service environnemental est généralement confondu avec la définition du service écosystémique telle que définie plus haut :

- pour Muradian et al. (2010), **le service écosystémique est une sous-catégorie des services environnementaux**, le premier s'intéressant uniquement aux services que la nature apporte à l'homme. Les services environnementaux comprennent alors l'ensemble des bénéfices associés aux différents écosystèmes, dont les services écosystémiques sont partie ;
- Pirard (2013) utilise les termes « service environnemental » et « service écosystémique » indifféremment, même s'il reconnaît que leur sens diffère selon les auteurs. Pour lui, « les économistes préfèrent « environnemental » pour sa proximité avec la notion d'aménités environnementales en tant que biens et services qui n'ont pas de valeur de marché ; mais les écologues et les biologistes préfèrent « écosystémique » pour sa référence au fonctionnement d'un écosystème et par opposition à ce qui relèverait de ressources « abiotiques » (non vivantes) (*Ibid*) ;
- Wunder (2005) préfère le service environnemental, qui véhicule une idée de séparabilité des services, quand le service écosystémique « appelle probablement à une interprétation plus

intégrale, impliquant que de multiples services ne peuvent pas toujours être décomposés en unités additives » (*Ibid*).

En France[21], le service environnemental a été plus spécifiquement étudié dans le champ de l'économie agricole. Tandis que la notion de service écosystémique a intéressé les cercles scientifiques, proches de l'écologie et de l'économie écologique, des experts souvent proches de la recherche agronomique se sont emparés de la notion de service environnemental pour analyser les effets positifs des actions humaines sur les écosystèmes essentiellement dans le cadre de l'agriculture, la foresterie, la pêche.

Le terme de « service environnemental » appliqué à l'agriculture renvoie souvent à un service rendu par l'agriculteur en vue de protéger l'environnement (Antona et Bonin, 2010 ; Bonin et Antona, 2012). Le service environnemental, aux composantes bien identifiables, permet de justifier de paiements directs aux agriculteurs, alors que le terme de service écosystémique visait la conservation des écosystèmes. Comme le souligne Méral (2010), avec cette approche apparaît un nouveau champ de recherche pour l'économiste par la mesure des services environnementaux rendus par l'agriculture qu'il s'agisse de recherches sur les méthodes d'évaluation, sur les indicateurs ou sur le rôle des scientifiques dans l'expertise (Kroeger et Casey, 2007 ; Dale et Polaski, 2007 ; Zhang et al., 2007 ; Jackson et al., 2007 ; Pascual et Perrings, 2007).

Pour Aznar et Perrier-Cornet (2003), Barnaud et al (2011), Froger et al (2012), la notion de service environnemental s'articule autour de trois approches qui renvoient à une diversité d'instruments économiques. Nous les détaillons ci-dessous.

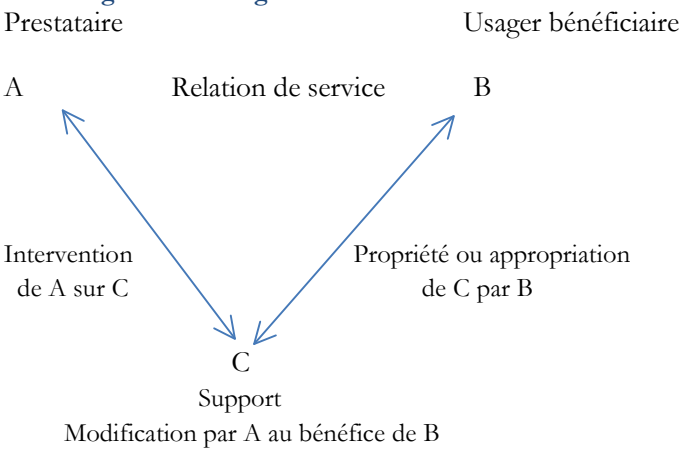
La première approche d'un service environnemental est celle d'un « service-externalité ». En économie de l'environnement, les externalités désignent les actions d'un agent qui ont un impact sur le bien-être ou le profit d'autres agents sans la médiation du marché. Les externalités sont une des raisons qui empêchent un équilibre de marchés d'être un optimum de Pareto, c'est-à-dire une situation économique où le bien-être d'un agent ne peut pas être augmenté sans que celui d'au moins un autre ne soit dégradé. La réglementation ou la taxe pigouvienne sont des interventions publiques permettant, sous certaines hypothèses, de déplacer l'équilibre de marchés vers un équilibre de Pareto (Laffont, 1988). On parle alors d'internalisation des externalités. Dans le domaine agricole, les services environnementaux sont ainsi définis comme des externalités positives de la production agricole c'est-à-dire des effets positifs sur les écosystèmes générés par les producteurs agricoles, le plus souvent de manière non intentionnelle, et qui procurent du bien-être à d'autres agents (Aznar et Perrier-Cornet, 2003). Dans ce cadre d'analyse, les services environnementaux ne sont pas valorisés par le marché et ne sont donc pas fournis en quantité optimale. En effet, les fournisseurs, considérant que leur prix est nul, peuvent ne pas ou ne plus fournir du tout de tels services. Une quantité résiduelle correspondant à un coproduit indissociable des productions marchandes et rentables peut cependant être fournie à un coût marginal nul dans certains cas de production jointe. En ce sens, il s'agit alors de production non intentionnelle de services environnementaux. Ainsi, les réflexions portent sur la manière d'internaliser ces « services environnementaux – externalités positives » dans la transaction marchande c'est-à-dire de les prendre en compte dans la rémunération des biens (Mollard et al 2002 ; Mollard 2003 ; FAO 2007 ; Vert et Colomb 2009). Il est important de souligner que, dans ce cadre conceptuel, les services environnementaux étant considérés comme des services non rémunérés par le marché, les auteurs estiment que les « services d'approvisionnement » (une des catégories des services écosystémiques selon l'approche du MEA), assimilables à des biens privés échangeables sur les marchés (production de denrées alimentaires), ne sont

[21] Les références collectées ont mis en lumière cette approche en France, mais elle a sûrement été développée dans d'autres pays.

pas des externalités (FAO 2007), (Karsenty 2010, Froger et al., 2012, Mollard, 2003, Aznar et al., 2009, Bonnal et al., 2012).

La seconde approche décrit le service environnemental comme un **« service-activité »** (Froger et al., 2012) **ou un « service-prestation »** (Aznar et al., 2009). Cette approche, issue de l'économie des services, a été peu théorisée et peu utilisée pour l'analyse des services environnementaux (Aznar et Perrier-Cornet, 2003).

Figure 4 : Triangle de service



Source : Gadrey, 1996

Delaunay et Gadrey (1987) décrivent cette notion de « service activité » de la manière suivante : « *il y a service lorsqu'une unité (ou agent) économique ou institutionnelle B fait appel à une autre unité (ou agent) A, pour effectuer sur un point d'application C appartenant à B (ou dont les transformations relèvent de la responsabilité sociale de A) une opération dont le résultat immédiat sur C n'est pas séparable de C et ne peut donc pas circuler économiquement de façon autonome* ». Cette définition est représentée par le schéma du « triangle de service » ci-contre.

Dans ce cas, le service environnemental est défini comme « une intervention sur un bien de nature (non marchand), en vue de permettre l'usage environnemental de ce dernier. Les attributs environnementaux du bien-support sont améliorés ou maintenus en l'état » (Aznar et Perrier-Cornet, 2003). **Le service environnemental désigne donc une contribution intentionnelle pour modifier ou maintenir en l'état certaines caractéristiques, en vue de permettre l'usage de ce bien (Aznar et Perrier-Cornet, 2003 ; Aznar et al., 2009 ; Bonnal et al., 2012)**. L'usager, le consommateur du service, joue un rôle important pour « révéler » ses besoins et produire des informations pertinentes au prestataire du service (Aznar et Perrier-Cornet, 2003 ; Aznar et al., 2009). Ce cadre conceptuel est appliqué le plus souvent à des cas où les prestataires des services ont le caractère d'agents publics, qui fournissent des services publics locaux d'environnement (fourniture d'eau potable, du traitement des eaux usées ou encore de la collecte et du traitement des déchets) comme les nomment Froger et al. (2012).

Enfin, une troisième approche est celle nommée **« service produit »** par Aznar et al (2009) **ou « service-produit joint »** par Froger et al. (2012). La logique est celle de l'intégration de nouvelles fonctionnalités dans le produit. Ce dernier ne se réduit plus uniquement à un bien mais également à un processus de production donné et un type d'approvisionnement. Le service rendu au demandeur (au client) est ainsi conçu et intégré dans le produit, qui devient une « **solution agricole** ». Dans le cas de l'agriculture, le service environnemental désigne le respect de pratiques agricoles respectueuses de l'environnement et il est mis en œuvre dans le cadre de certifications pour des pratiques telles que l'agriculture biologique. Le but n'est pas seulement de vendre au consommateur les qualités intrinsèques du produit alimentaire (qualités sensorielles et sanitaires) mais aussi des caractéristiques de son procédé de production (respect du bien-être animal, de l'environnement).

En synthèse, pour les besoins de cette étude qui vise à améliorer la rémunération de l'adoption de pratiques agricoles ou de systèmes de production agricole vertueux en termes d'environnement, l'aspect de services entre agents économiques semble important. Afin d'inscrire ces services dans un cadre d'analyse économique et juridique, il est nécessaire de considérer un « fournisseur » et un « utilisateur » des bénéfices de ce service entre lesquels des contrats (formels ou informels) peuvent être passés. Etablissant un lien entre agents économiques, l'approche qui nous convient ici dans le cadre de cette étude serait donc celle **du service environnemental rendu, ici par l'agriculture au sens large (l'agriculteur, le propriétaire foncier, le prestataire de service agricole)[22] au travers de ces interventions et ces pratiques qui contribuent à préserver ou améliorer les fonctions écologiques, c'est-à-dire à développer les services écosystémiques** En résumé, le service environnemental est une action de l'homme pour améliorer ou préserver un ou des services écosystémique(s), dont il bénéficie en retour.

En outre, et afin de restreindre le champ des services environnementaux que peut fournir un agriculteur pour améliorer l'environnement, le cadre offert par le MEA sur les services écosystémiques (services d'approvisionnement, de régulation et culturels, soutenus par des services supports) nous semble pertinent.

[22] Selon le droit rural français, c'est l'exploitant agricole, au sens de la MSA, qui peut produire un service environnemental. Seuls les propriétaires fonciers reconnus comme exploitant agricole peuvent produire un service environnemental.

3 L'EVALUATION ECONOMIQUE ET LES METHODES DE MONETARISATION DES SERVICES ECOSYSTEMIQUES ET ENVIRONNEMENTAUX

L'objectif de cette seconde partie est de présenter un état de l'art sur les travaux de monétarisation des services écosystémiques et des services environnementaux (au sens de l'étude) en faisant ressortir les forces, les limites et les controverses soulevées par les différentes méthodes existantes. Cette revue doit permettre de souligner les freins, ou à l'inverse les intérêts, de ces méthodes dans le cadre des politiques publiques. Il s'agit notamment d'analyser en quoi ces méthodes produisent des valeurs qui sont proches du consentement à recevoir des agriculteurs pour fournir un service environnemental. Cette partie vise dans un premier temps à identifier les liens entre pratiques agricoles et services rendus par les écosystèmes rencontrés dans les exploitations agricoles. Elle s'attache dans un deuxième temps à conduire une revue de littérature sur les exercices d'évaluation économique de ces services écosystémiques, et dans un troisième temps à conduire, à l'aide des valeurs économique des services écosystémiques, une évaluation économique du service environnemental rendu par un changement de pratique agricole.

Malgré leur caractère artificiel, les systèmes cultivés font partie intégrante de la classification des écosystèmes établie par le MEA, qui les place au cœur de la typologie des dix types d'écosystèmes terrestres. On retrouve également dans la littérature l'appellation d'« agroécosystème », défini par l'UNESCO (2009) comme suit :

« *L'agroécosystème est un produit de la modification de l'écosystème par l'homme et constitue un espace d'interaction entre l'homme, ses savoirs et ses pratiques et la diversité des ressources naturelles. L'agroécosystème est l'unité de base permettant d'étudier les relations entre une communauté humaine, son environnement et les services que les écosystèmes fournissent pour assurer sa subsistance. L'agroécosystème est donc une association dynamique comprenant les cultures, les pâturages, le bétail, d'autres espèces de flore et de faune, l'atmosphère, les sols et l'eau en interaction avec les usages qu'en font les hommes sur la base de leurs systèmes de valeurs et traditions.* »

Cette définition met parfaitement en évidence le lien étroit entre agriculture et fourniture de services écosystémiques par l'ensemble des sous-systèmes rencontrés sur une parcelle, une exploitation agricole ou même sur un territoire plus élargi tel que la région agricole. Du fait du caractère (semi-)artificiel des agroécosystèmes, **la fourniture de services écosystémiques est très largement influencée par les pratiques agricoles choisies par les agriculteurs**. Les changements de pratiques encouragés par les MAE ont donc nécessairement un effet sur les services rendus par les agroécosystèmes. **Mais ce lien entre service écosystémique et pratique agricole, matérialisé par le service environnemental rendu par l'agriculteur peut-il être évalué par une mesure des bénéfices générés sur la fourniture de services écosystémiques** ? Il s'agit pour répondre à cette question de qualifier les liens entre services des écosystèmes et pratiques agricoles d'une part et d'analyser d'autre part dans quelle mesure il est possible de mettre en œuvre des méthodes d'évaluation économique de ces services pour un usage technique, un paiement pour service environnemental dans ce cas précis.

3.1. Impact des pratiques agricoles sur les services écosystémiques

S'il est clair que l'agriculture a une influence globale sur l'ensemble des services écosystémiques, l'objectif ici est d'identifier l'influence plus spécifique des pratiques agricoles sur les différents services écosystémiques définis par le MEA (rappelés dans la partie 2.2.1). Les travaux de Missirian (2014), Ecoressources consultants (2011) et Alliance Environnement (2007) ont déjà formulé les liens qui existent entre pratiques agricoles et externalités environnementales. Il s'agit ici de réaliser une synthèse de ces différents travaux à la lumière de la typologie des services écosystémiques proposée par le MEA.

Une précision doit être apportée sur le terme de « pratique agricole ». Usuellement employé pour qualifier les opérations culturales à l'échelle de la parcelle (niveaux de fertilisation, traitements phytosanitaires, travail du sol,…), il sera utilisé dans un sens élargi d'opérations menées à l'échelle de la ferme (systèmes de polyculture-élevage, gestion pastorale, longueur de rotation, assolement…) mais également à l'échelle de la région agricole (spécialisation, déprise agricole,…). En effet, les pratiques agricoles à l'échelle de la ferme et de la région agricole sont les résultantes d'un ensemble de pratiques sur une multitude de parcelles : elles consistent en une approche intégrée des pratiques à la parcelle.

Les effets des pratiques agricoles sur les services écosystémiques sont explorés selon ces trois périmètres spatiaux, en adoptant une démarche d'étude depuis l'échelle locale (la parcelle), en passant par la ferme, jusqu'à l'échelle régionale (le territoire). Cette structure traduit le fait que les pratiques agricoles régionales sont la répercussion directe des pratiques agricoles locales : en étudiant dans un premier temps l'effet des pratiques sur une parcelle, on peut ensuite comprendre l'émergence d'une pratique agricole à l'échelle régionale.

3.1.1 Impacts à l'échelle de la parcelle

S'il semble évident que les pratiques culturales influencent les services d'approvisionnement dans la mesure où l'objectif premier de l'agriculture est la production végétale ou animale, les itinéraires techniques déterminent également la fourniture des services écosystémiques de régulation, culturels, et de support. En effet à l'échelle de la parcelle, les niveaux de fertilisation, d'irrigation, de produits phytosanitaires mais aussi le travail mécanique du sol impactent les fonctions écologiques des agroécosystèmes, et par conséquent la fourniture de services écosystémiques. Citons par exemple l'influence de l'application d'engrais (minéraux ou organiques) sur les équilibres des nutriments dans le sol et dans l'eau ainsi que leur impact sur les émissions de gaz à effet de serre : les services de régulation ou de support s'en trouvent modifiés.

3.1.2 Impacts à l'échelle de l'exploitation

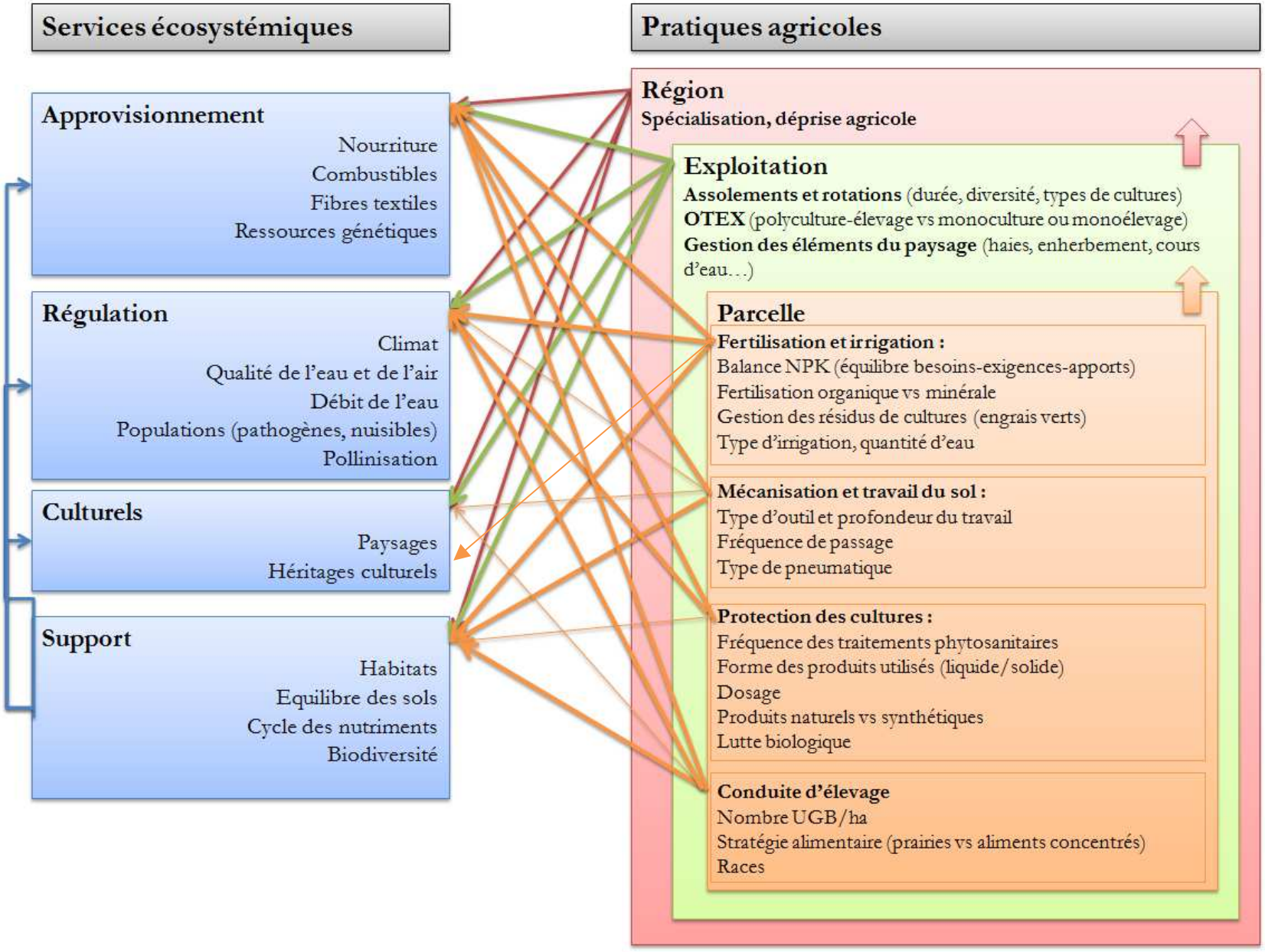
Les pratiques agricoles qui s'inscrivent à l'échelle de l'exploitation déterminent également la fourniture de services écosystémiques par les agroécosystèmes. A ce titre, plusieurs exemples peuvent être donnés : des rotations longues améliorent *a priori* les services rendus par les écosystèmes tels que les services de support par la biais d'une meilleure qualité des sols ; la diversité des activités productives sur une exploitation favorisent les interactions bénéfiques entre culture et élevage ;la gestion des éléments du paysage tels que les bandes enherbées, les talus, les haies ou encore les cours d'eau participent au bon fonctionnement écologique des agroécosystèmes. Chacune de ces pratiques a, par conséquent, un effet sur la fourniture de services écosystémiques.

3.1.3 Impacts à l'échelle régionale

En intégrant les pratiques agricoles aux échelles de la parcelle et de l'exploitation, la fourniture de services écosystémiques peut être appréciée à l'échelle d'une région agricole. Ainsi le phénomène de spécialisation régionale, qui résulte des pratiques culturales sur les parcelles et les exploitations, peut jouer à la fois sur les services de régulation tels que la qualité de l'eau à l'échelle d'un bassin versant ou la régulation des populations de nuisibles qui engendre une moindre résilience des systèmes cultivés, et sur les services culturels en modifiant les paysages agricoles, tant de manière positive (exemple des paysages de bocage d'élevage extensif) ou négative (exemple des plaines céréalières uniformes). Par ailleurs, le phénomène de déprise agricole, étroitement lié avec la spécialisation, retentit sur les niveaux des services de régulation ou culturels.

3.1.4 Bilan des services écosystémiques fournis par l'agriculture

L'étude des impacts des pratiques agricoles sur les services écosystémiques révèle une complexité des liens entre les pratiques et les services d'une part, mais aussi des services écosystémiques entre eux : si un service est affecté, il peut avoir un impact sur un autre service. Ces interactions ne sont pas toujours clairement identifiées, et continuent à faire l'objet de recherche. Néanmoins les principales interactions entre pratiques agricoles et services écosystémiques sont synthétisées dans la figure suivante (par souci de clarté, seuls les effets dominants ont été représentés) :


Services écosystémiques
Approvisionnement
Nourriture
Combustibles
Fibres textiles
Ressources génétiques
Régulation
Climat
Qualité de l'eau et de l'air
Débit de l'eau
Populations (pathogènes, nuisibles)
Pollinisation
Culturels
Paysages
Héritages culturels
Support
Habitats
Equilibre des sols
Cycle des nutriments
Biodiversité
Pratiques agricoles
Région
Spécialisation, déprise agricole
Exploitation
Assolements et rotations (durée, diversité, types de cultures)
OTEX (polyculture-élevage vs monoculture ou monoélevage)
Gestion des éléments du paysage (haies, enherbement, cours d'eau…)
Parcelle
Fertilisation et irrigation :
Balance NPK (équilibre besoins-exigences-apports)
Fertilisation organique vs minérale
Gestion des résidus de cultures (engrais verts)
Type d'irrigation, quantité d'eau
Mécanisation et travail du sol :
Type d'outil et profondeur du travail
Fréquence de passage
Type de pneumatique
Protection des cultures :
Fréquence des traitements phytosanitaires
Forme des produits utilisés (liquide/solide)
Dosage
Produits naturels vs synthétiques
Lutte biologique
Conduite d'élevage
Nombre UGB/ha
Stratégie alimentaire (prairies vs aliments concentrés)
Races

En bilan, les effets des pratiques agricoles sur les services écosystémiques sont complexes. Les pratiques agricoles ont toutes un lien bien sûr avec les services d'approvisionnement, dans la mesure où l'agriculture conventionnelle a actuellement pour objectif premier la production marchande. Elles ont également un lien avec les services de support, souvent non-maîtrisé. Ces services de supports sont précisément les services clés de la durabilité de l'agriculture : ils sont nécessaires à la fourniture des services de régulation et culturels.

Il apparaît donc que les pratiques agricoles n'impactent jamais un unique service. Les liens entre pratiques agricoles et services écosystémiques sont multiples : si une pratique peut avoir un impact dominant sur un service particulier, elle ne sera jamais tout-à-fait neutre vis-à-vis des autres services. Cette observation vient confirmer la notion de « *bouquet de services* » développé par l'approche EFESE, qui consiste à « *remettre en question la notion de service écosystémique en tant qu'isolat et renforce la nécessité d'une approche intégrée des services* ». L'objectif n'est pas de se limiter à *« regarder les services les uns à côté des autres mais d'insister sur les interactions et les liens entre services* ».

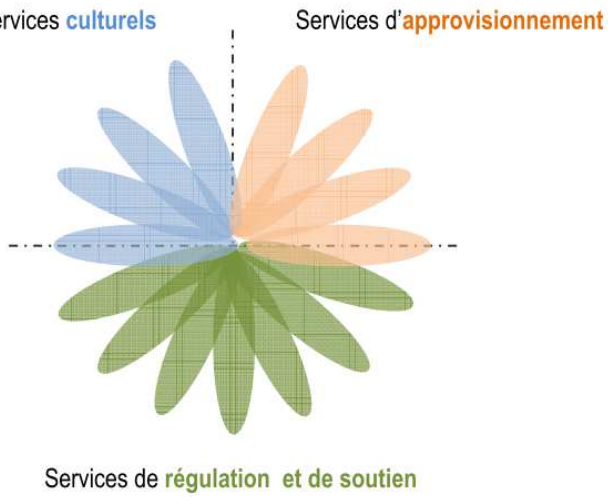


Figure 5 : Illustration de la notion de bouquet de service (EFESE)

L'enjeu des MAE, et plus largement des paiements pour services environnementaux, est précisément de rééquilibrer ce bouquet de services, en redonnant de la valeur aux services délaissés au profit des services d'approvisionnement, à savoir les services de régulation, de support et culturels. Ce déséquilibre est né de la volonté politique d'après-guerre d'accroître la production et la productivité du sol et du travail (grâce aux progrès techniques, aux soutiens publics, à l'émergence d'organisations professionnelles etc.) pour sécuriser la production agricole et atteindre de ce fait une plus grande sécurité alimentaire. Ceci s'est accompagné d'un déséquilibre entre la fourniture par les « agro-écosystèmes » de services d'approvisionnement rémunérés par le marché et les services de régulation, de support et culturels, qui ont des caractères de biens publics et ne sont donc pas ou peu rémunérés par le marché. Sous cette influence, les exploitants agricoles ont fait évoluer leurs systèmes de production de manière à maximiser à court terme les services d'approvisionnement au détriment des services joints de régulation, de support et culturels à long terme. L'enjeu de politiques publiques de type MAE est donc de revenir vers une agriculture multifonctionnelle et de rééquilibrer la fourniture des quatre types de services par les agroécosystèmes. En pratique, ce rééquilibrage soulève de nombreuses difficultés. En effet, l'estimation de la valeur économique des impacts des pratiques agricoles sur les services écosystémique est délicate, car elle nécessite deux évaluations successives : une première évaluation des effets d'une pratique sur un certain nombre de paramètres environnementaux clés potentiellement impactés, puis une seconde

évaluation des effets des modifications de ces paramètres sur la fourniture de services écosystémiques. Ainsi par exemple, dans le cas de l'implantation d'un couvert intermédiaire, il est nécessaire d'évaluer tout d'abord les effets de ce couvert sur l'état des milieux (eau, sol ou air) en mesurant par exemple les variations du taux de nitrates dans l'eau, d'émissions de CO_2 dans l'air, du taux de matière organique dans le sol, etc. Puis il convient d'évaluer l'incidence de ces variations sur la fourniture de services écosystémiques et leur valeur. La première étape a trait au champ de la recherche agronomique, et la deuxième au champ de l'économie car la valeur des écosystèmes est exprimée en unités monétaires.

La prise en compte des services écosystémiques dans la définition des montants de paiements pour services environnementaux et de MAE nécessite donc d'investir dans un travail de recherche préliminaire pour comprendre à une échelle locale les multiples facteurs pesant sur les services écosystémiques considérés. Ce travail de fond doit aujourd'hui être poursuivi car **les liens entre pratiques agricoles et services écosystémiques sont encore à comprendre et surtout à mesurer.** Par exemple, la protection de certaines espèces faunistiques ou floristiques nécessite une compréhension fine des liens entre les espèces et leurs habitats, de leurs sensibilités à des pollutions humaines ; un autre exemple est la nécessité de mieux analyser les phénomènes complexes de pollution diffuse pesant sur la qualité de l'eau, etc. Ces travaux de recherche sont utiles pour la construction des cahiers des charges techniques des mesures, mais également pour la réflexion sur les instruments de politiques publiques à mobiliser pour générer l'adhésion des agriculteurs aux pratiques.

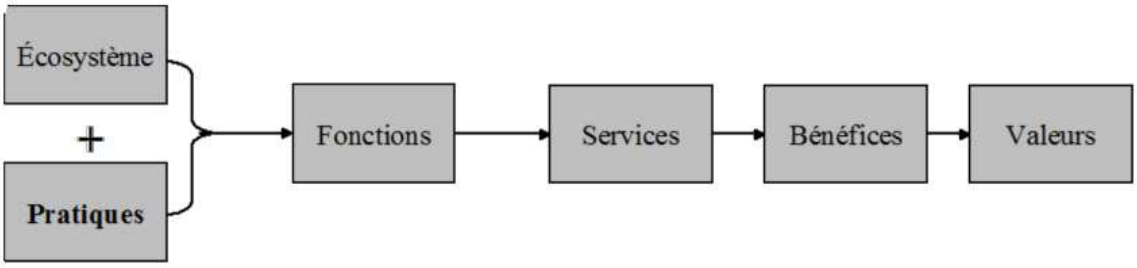
L'évaluation de la valeur économique des écosystèmes, cultivés ou non, fait toutefois déjà l'objet de travaux de recherche depuis plusieurs années, par l'emploi de diverses méthodes d'évaluation économique qui sont précisément l'objet du paragraphe suivant.

3.2. Evaluation économique des services écosystémiques

Il est possible d'associer aux services écosystémiques une valeur économique. La notion d'évaluation économique des écosystèmes s'est généralisée au cours des deux dernières décennies suite au célèbre article de Costanza et al. (1997) et aux travaux du TEEB (2010). Elle a cependant été développée bien avant, dès le début du XX^{ème} siècle, avec un essor marqué dans les années 1960 (Krutilla, 1967 ; Turner et al., 1994). Comme Arrow (1982) et Sen (1973) l'ont montré, **l'évaluation économique des écosystèmes sert aux hommes à repenser leur relation à la nature et améliore la connaissance sur les conséquences de leurs choix de consommateurs et leurs comportements.**

En effet la valeur des services écosystémiques découle des fonctions écosystémiques qui sont dépendantes à la fois de l'écosystème en tant que tel mais aussi des pratiques mises en œuvre sur celui-ci. Ce lien logique entre écosystème et valeur des services écosystémiques est schématisé dans la figure suivante.

Figure 6 : de l'écosystème à sa valeur économique (Puydarrieux, Deveaux, 2013)



Plus spécifiquement, l'évaluation économique des services écosystémiques peut être mise à profit dans trois grandes catégories d'utilisation, définies ainsi par Laurans (Laurans et al., 2013) :

- l'évaluation pour la décision : cette catégorie comprend l'évaluation pour l'arbitrage (*trade-off*), pour la concertation, comme critère de gestion environnementale ;
- l'évaluation technique : cette catégorie comprend l'évaluation pour l'estimation de la compensation des dommages, pour la fixation de montants d'instruments économiques ; et
- l'évaluation informative : cette catégorie comprend l'évaluation pour la sensibilisation (*awareness-raising*), pour la justification et l'argumentaire.

Une attention particulière sera portée l'évaluation technique puisque c'est le cas qui nous intéresse ici : les MAE sont précisément des mesures techniques pour accompagner le changement de pratiques agricoles.

Les paragraphes suivants présentent les différentes méthodes d'évaluation utilisées en économie de l'environnement pour mesurer en termes monétaires, les valeurs associées aux écosystèmes telles que définies plus haut. Ils caractérisent à partir d'une revue de littérature, les méthodes pertinentes pour l'évaluation de services environnementaux rendus par les agriculteurs. Les points forts et les limites de chaque méthode sont présentés, ainsi que leur pertinence pour un usage technique.

3.2.1 Evaluation directe par les prix du marché

Méthodes des prix de marché

La méthode des prix du marché consiste à utiliser le marché réel pour évaluer le surplus du consommateur. Le « prix du marché » représente la valeur d'une unité supplémentaire d'un bien ou service, en supposant que le produit est vendu dans un marché parfaitement concurrentiel (c'est-à-dire un marché qui propose une information complète, des produits identiques et une absence de taxes ou subventions) (Desaigues et Point, 1993).

Cette méthode ne s'appuie pas sur un marché fictif et a donc l'avantage de refléter une réalité observée, à savoir les préférences des consommateurs (par le prix) ou les coûts (par les dépenses). Elle présente aussi l'avantage d'utiliser des données qui sont généralement facilement disponibles et mobilisables. Cependant, les données de marché ne reflètent que partiellement l'ensemble des productions d'une ressource, et dans certains cas, les marchés peuvent être distordus par des subventions ou une concurrence non parfaite, ce qui engendre une différence entre les prix réels et les préférences marginales réelles. Enfin, et ceci s'applique particulièrement dans le cas de l'agriculture, des effets des politiques publiques sur les prix, peuvent entrer en jeu et biaiser le résultat. C'est notamment le cas des politiques agricoles des grands pays producteurs, notamment de la PAC même si les dernières réformes ont notamment visé à réduire les effets de la PAC sur le niveau des prix des produits agricoles.

Cette méthode appliquée à la production agricole peut permettre d'évaluer la valeur monétaire des services d'approvisionnement, qu'il s'agisse de la production de biens (élevage, céréaliculture, arboriculture) ou éventuellement de services (reproduction, engraissement, etc.), et serait donc pertinente pour une évaluation à usage technique. Les données sont faciles d'accès et demandent peu de traitement. Cependant, dans le cas spécifique de l'étude, ce sont principalement les services de support et de régulation qui sont visés. Aussi, la méthode des prix du marché ne se révèle pas toujours adaptée ni pertinente.

Méthode du changement de productivité

La méthode du changement de productivité consiste à construire la fonction de production d'un bien ou d'un service qui utilise un ou plusieurs services écosystémiques, et faire varier ces services pour étudier la réponse de la fonction de production.

La fonction de production indique sous forme d'équation ce qu'une entité (personne, entreprise, secteur, région,…) peut produire à partir de différentes quantités et combinaisons de facteurs de production (ressources, matérielles ou non, utilisées dans le processus de production du bien ou du service étudié). D'une manière générale, elle s'exprime sous la forme $Q = (X_1, X_2, \dots, X_n)$ avec Q la quantité produite, et X_1, X_2, X_n les facteurs de production.

Il s'agit alors de faire varier un facteur de production environnemental qui entre comme paramètre dans la fonction (par exemple qualité de l'eau) et de calculer la quantité produite.

Cette méthode fondée sur les fonctions de production a été mise en pratique par Gallai et al. (2009) pour définir la valeur économique mondiale de la pollinisation, qui constitue un facteur de production de certains biens agricoles. Cette étude utilise une approche bio-économique pour quantifier la vulnérabilité de l'agriculture mondiale face à la perte de pollinisateurs. Elle s'appuie pour cela sur la construction des fonctions de production de certains fruits et légumes (fortement dépendants de la pollinisation). Chaque fonction de production intègre le service de pollinisation pondéré par un facteur de contribution des pollinisateurs à la production mondiale du produit considéré. Il est alors possible de calculer la différence de quantités produites entre un scénario initial et un scénario de disparition des populations de pollinisateurs, toutes choses égales par ailleurs. Plus le facteur de contribution des pollinisateurs est important, plus la production est affectée. La différence de quantité produite est alors traduite en termes monétaires, et permet ainsi de mesurer spécifiquement la valeur économique de la pollinisation.

Cette approche a également été développée par Chavas (2008). Il considère non pas la fonction de production d'un bien, mais celle d'un écosystème qui « produit » de la biodiversité. La fonction de production intègre alors plusieurs facteurs de production environnementaux, qui varient selon différents scénarios. Il est alors théoriquement possible d'évaluer la valeur de chacun des services écosystémiques entrant en jeu, bien que cela reste complexe à mettre en œuvre d'un point de vue quantitatif.

Cette méthode dispose d'un ancrage théorique solide, et reflète une réalité des valeurs économiques en s'appuyant en partie sur des marchés existants. Elle comporte cependant **quelques difficultés s'agissant de sa mise en pratique. La principale réside dans la nécessité de pouvoir modéliser la production actuelle (qu'il s'agisse de production matérielle ou de production de services écosystémiques) par une décomposition en facteurs de production isolés**. Il d'agit donc de quantifier la dépendance de la production agricole à chacun des facteurs de production de façon indépendante. Ceci met en lumière la nécessaire séparabilité des variables qui, si elle s'avère aisée pour des variables matérielles (quantités d'engrais, de produits phytosanitaires, de semences, etc.) peut devenir bien plus délicate lorsqu'elle touche à des facteurs de production plus globaux tels que la qualité du sol, de l'eau ou encore de l'air qui interagissent *a priori* les uns avec les autres. Or les facteurs de production en agriculture sont majoritairement liés aux services écosystémiques : cycle des nutriments, climat, équilibre microbiologique du sol ou encore pollinisation. Ces services écosystémiques représentent de fait les principaux facteurs de production agricole, et nous l'avons vu, les services écosystémiques sont en constante interaction, se révélant généralement difficiles à considérer indépendamment les uns des autres. De cette difficulté émerge la complexité d'évaluation des impacts que provoque une modification de l'un de ces « facteurs écosystémiques » de production sur le produit final, et s'avère source d'incertitudes dans le cas d'établissement de scénarios prospectifs. En pratique, il s'agirait par exemple d'être en mesure de

mettre en évidence un lien de causalité entre une augmentation de la concentration en polluants dans l'eau d'un pourcentage donné engendrerait une perte de production agricole d'un niveau donné , toutes choses égales par ailleurs. Or la concentration de polluants dans l'eau est d'une manière ou d'une autre influencée par la qualité du sol ou de l'air.

Si ces difficultés parviennent à être surmontées, la méthode du changement de productivité semble bien adaptée au cas d'évaluation technique, puisqu'elle établit un lien précis entre le changement dans les pratiques agricoles, c'est-à-dire changement de technique, et les facteurs de production, en l'occurrence ici les services écosystémiques. Toutefois, la difficile modélisation des fonctions de production constitue la limite majeure de cette méthode qui nécessite de quantifier avec précision l'influence de chaque service écosystémique sur la quantité finale produite. En outre, il est certain que selon la production agricole considérée et le contexte géographique dans lequel elle s'inscrit, les facteurs productifs que sont les services écosystémiques n'auront pas tous la même influence sur cette production. En conséquence, de nombreuses fonctions de production nécessitent d'être modélisées. Cette méthode présente donc un coût de mise en œuvre qui peut être prohibitif.

3.2.2 Méthodes basées sur les préférences révélées

Méthode des prix hédonistes

La méthode des prix hédonistes repose sur l'idée que le prix d'un bien immobilier dépend de ses caractéristiques, parmi lesquelles certaines sont liées à la qualité de l'environnement.

Elle est appliquée surtout pour évaluer le bénéfice induit par une amélioration de la qualité de l'environnement ou la valeur attribuée à une réduction du risque dans les domaines de la pollution atmosphérique, du bruit ou de la qualité de l'eau. Mais elle peut également être utilisée pour estimer la valeur récréative d'un site (par exemple un parc), le prix des logements alentours étant influencé par la présence de ce dernier.

Cette méthode a été utilisée dans le cadre de plusieurs études (Rambonilaza, 2004, Le Goffe et Delache 1997) et notamment par Chapuis (2006) pour évaluer la valeur économique des paysages périurbains dijonnais, par l'application d'un modèle économétrique, pour établir la valeur monétaire des paysages à proximité directe des habitations (forêts, bâti, cultures, routes…).

Cette approche s'avère pertinente et efficace pour l'évaluation des aménités paysagères, donc des services culturels. Mais elle soulève des difficultés d'accès aux prix réels du marché des biens immobiliers, et nécessite une localisation géographique précise de ces biens.

La participation des espaces cultivés à la fourniture des services culturels pourrait concerner les aspects d'aménités paysagères mais également l'absence de pollution d'origine agricole à proximité des habitations. La méthode des prix hédonistes pourrait alors être mise en œuvre. Mais cette mise en œuvre devrait être limitée aux seules parcelles à proximité immédiate d'habitations ou de centres urbains. Une mise en œuvre à large échelle d'une telle méthode semble donc peu pertinente dans ce cas précis.

Méthode des coûts de transport

La méthode des coûts de transport repose sur l'hypothèse que la valeur accordée à un bien environnemental (par exemple, un site naturel remarquable) est révélée par le coût que les visiteurs supportent pour s'y rendre. La visite d'un site s'effectue si les bénéfices que l'on en retire compensent les coûts, en particulier les coûts de transport, subis pour s'y rendre. L'objectif de la méthode

des coûts de transport n'est pas de mesurer les dépenses réelles des acteurs pour se rendre sur le site, mais bien une estimation du « surplus économique » qu'ils retirent de la fréquentation du site en l'état.

Cette méthode a été précisément appliquée par Fleisher et Tsur (2000) pour mesurer la valeur récréative de deux sites agricoles en Israël. Pour ce faire, une fonction de demande est construite, qui dépend notamment de l'état du site visité et des coûts de transport pour se rendre sur le site. Il est alors possible à partir de la fonction de demande de mesurer le surplus du consommateur qui fait usage du site. L'étude s'intéresse spécifiquement à l'effet d'une réallocation des terres agricoles vers un territoire urbanisé et évalue ce changement en effectuant la différence des surplus du consommateur dans la situation initiale et la situation après changement. Ceci suppose de modéliser deux fonctions de demande pour mesurer deux surplus du consommateur.

Cette méthode s'avère donc plutôt adaptée aux cas de sites qui disposent d'une importante valeur d'usage récréatif et présente l'avantage de se fonder sur des choix effectivement faits par les personnes et non sur des choix hypothétiques, comme c'est le cas par exemple pour l'évaluation contingente.

Cependant, elle nécessite de calculer une fonction de demande, ce qui peut s'avérer assez complexe, et peut faire émerger plusieurs difficultés : prise en compte des sites substituts, détermination du lieu de départ, traitement des voyages à buts multiples (quelle distance considérer dans le cas d'un touriste en séjour qui n'est pas venu uniquement pour le site en question ?), résidents dont l'attrait pour le site a justement poussé à résider à proximité, ou encore saisonnalité des flux touristiques. De plus, il existe un biais de troncature du fait qu'il est impossible de sonder les individus qui ne visitent pas le site. Une des principales limites de la méthode des coûts de transport est qu'elle ne peut saisir que les activités récréatives liées aux paysages, mais qu'elle ne peut saisir l'ensemble des vecteurs d'utilité, notamment les valeurs de non-usage et de plusieurs usages indirects (Dupras et Revéret, 2011).

Dans le cadre de l'évaluation pour un usage technique, cette méthode ne semble donc pas particulièrement pertinente : les services rendus par les écosystèmes cultivés, outre les services d'approvisionnement, sont principalement des services de régulation et de support, et non les services récréatifs, même si ceux-ci pourront être influencés indirectement par l'amélioration de la qualité des autres services. Or ce sont avant tout ces services qui sont évalués par la méthode. De plus, il semble difficile de trouver une échelle d'étude adaptée, puisque les coûts de transport sont calculés pour un site bien déterminé. En suivant une méthodologie similaire à celle de Fleisher et Tsur (2000), il conviendrait de délimiter une multitude de zones d'études spécifiques sur le territoire national. On pourrait éventuellement effectuer une approche plus régionalisée, à l'image de l'évaluation de l'éco-tourisme à Madagascar (Maille and Mendelsohn, 1993), mais dans la mesure où les zones agricoles françaises sont rarement les premières sources d'activités récréatives, il parait difficile de considérer que les services récréatifs d'une région soient motivés principalement par l'attrait de zones agricoles.

Méthode des coûts de remplacement/des coûts évités

Ces méthodes consistent à évaluer la valeur du service écosystémique par les coûts qui seraient engendrés dans le cas où le service considéré venait à disparaître. Ces coûts peuvent correspondre soit aux coûts de la mise en place et de fonctionnement d'un système artificiel produisant les mêmes résultats que le service fourni par l'écosystème considéré, soit aux coûts de restauration ou de remplacement à l'identique de l'écosystème, soit aux coûts des dommages évités par la présence de l'écosystème. Le coût de l'ingénierie sert ainsi de repère pour la détermination de la valeur du service.

Les coûts de remplacement sont souvent utilisés à travers la bibliographie, en particulier pour déterminer la valeur du service de purification de l'eau, notamment dans le cadre d'études des services rendus par les zones humides (CGDD, 2012 ; Ecowhat, 2010). S'il peut être envisageable (mais pas toujours aisé) d'estimer les coûts de traitement et de dépollution des eaux par m^3 (voir par exemple CGDD, 2011), la véritable difficulté de la méthode consiste à estimer de manière suffisamment précise la capacité épuratoire de l'écosystème étudié. Toutefois, s'agissant des zones agricoles, les expérimentations et recherches sont nombreuses pour quantifier les pollutions engendrées dans les différents compartiments des écosystèmes voisins et doivent être mises à profit dans cette méthode.

Bien que le service fourni par le dispositif de remplacement envisagé ne soit jamais tout à fait équivalent au service fourni par l'écosystème, et pose des questions sur la capacité épuratoire du système, cette méthode semble pertinente à l'évaluation des services rendus pas les agro-écosystèmes. En effet, elle s'attache à évaluer les services de régulation et de support, qui sont précisément les services visés par les instruments économiques de compensation dans le cadre de la monétarisation technique. De plus, l'état des connaissances et des recherches sur les impacts environnementaux des pratiques agricoles (émissions de polluants notamment) est relativement bien avancé et permet donc d'approximer plus facilement les processus qu'il s'agirait de remplacer par un dispositif artificiel et pour lequel les coûts sont connus et peu variables à l'échelle de l'hexagone.

Les coûts évités sont également fréquemment employés pour déterminer la valeur des services liés au cycle de l'eau. On la retrouve par exemple dans plusieurs évaluations de l'étude d'Acteon et Ecovia (2011). Le premier exemple est celui des coûts évités de ramassage des algues par la présence des milieux humides au rôle épurateur, qui permet de diminuer la concentration en nitrates et ainsi de diminuer la quantité d'algues se développant et échouant sur les plages. Le deuxième exemple est celui des coûts évités d'un déclassement de la qualité de l'eau d'une zone conchylicole qui pourrait se produire en cas de disparition des zones humides à proximité, puisque celles-ci permettent de conserver une bonne qualité des eaux et évitent ainsi des investissements pour des bassins et systèmes de purification, leur maintien permettant ainsi d'éviter des coûts d'épuration. Enfin, le troisième exemple est celui des coûts évités liés au manque à gagner engendré par le déclassement de la qualité de l'eau, qu'il s'agisse de pêche professionnelle ou amateur, qui pourraient être interdites si les zones humides n'assuraient plus leur rôle épuratoire sur l'eau.

A l'instar de la méthode des coûts de remplacement, cette méthode est pertinente pour l'évaluation technique dans la cadre d'un changement de pratiques agricoles. L'étude bibliographique révèle tout de même une prédominance de l'application de ces méthodes sur les services écosystémiques liés à l'eau, mais pourrait être généralisée aux autres services écosystémiques. Par exemple, il serait envisageable de calculer les coûts évités par l'implantation d'un couvert intermédiaire qui permet le maintien du service de régulation de l'érosion et évite ainsi des coûts liés à une perte de productivité du sol. Cependant, plusieurs biens ou services de protection n'ont pas une seule fonction : la limite principale réside dans le fait que les coûts évités ne mesurent pas l'entièreté des services rendus par un écosystème (Dupras et Réveret, 2011).

3.2.3 Méthodes basées sur les préférences déclarées

Méthode d'évaluation contingente

Cette méthode consiste à reconstituer un marché fictif (contingent) pour inciter les individus à révéler la valeur qu'ils accordent soit à la conservation, soit à l'amélioration soit à la dégradation d'un bien ou d'un milieu naturel. Elle s'appuie sur la réalisation d'enquêtes, au cours desquelles on soumet aux personnes interrogées différents scénarios fictifs qui permettent d'estimer la valeur qu'elles accordent à chacun des scénarios envisagés.

On mesure d'après les résultats d'enquête le consentement à payer (dans le cas d'une amélioration du bien environnemental), ou à recevoir (dans le cas d'une dégradation du bien environnemental). Il existe plusieurs variantes pour révéler ce consentement à payer : réponse par un chiffre libre ou carte des paiements.

L'évaluation contingente a été largement utilisée dans la littérature pour des évaluations économiques de divers services écosystémiques : aménités paysagères (Rambonilaza, 2004 ; Colson et Stenger-Letheux,1996), qualité de l'eau (Bonnieux et al. 1993), activités récréatives (Nunes et Schokkaert, 2001 ; Bonnieux et Vermersch, 1993), etc.

Elle a en particulier été utilisée dans le cadre de deux études visant à mesurer des valeurs de non-usages liées à l'agriculture. Ainsi, le consentement à payer moyen des ménages pour la conservation et/ou la restauration d'un paysage agricole a été mesuré par une évaluation contingente par Bonnieux et Le Goffe (1997) pour le cas de restauration du bocage dans la région du Cotentin, ainsi que par Colson et Stenger-Letheux (1995) pour les cas de la restauration du bocage en Loire-Atlantique et de conservation du paysage agricole en France. Ces études, à travers la mise en œuvre d'un modèle économétrique, permettent de faire ressortir d'une part les variables qui influencent le consentement à payer moyen (niveau de revenu, sexe, âge, lieu de résidence, etc) mais également de dessiner les différents profils des répondants.

La valeur du consentement à payer permet une évaluation des valeurs d'usages directs (catégorie dans laquelle s'inscrivent les services récréatifs notamment) mais également des valeurs d'usages indirects (services de régulation de l'eau, du climat) et des valeurs de non-usage. **Ces études illustrent l'intérêt de la méthode qui approche les services écosystémiques de manière globale**. Cependant, la méthode d'évaluation contingente n'évalue pas les valeurs des services écosystémiques dans leur intégralité, mais uniquement une différence entre les valeurs des deux scénarios. Ainsi dans le cas d'un scénario qui traite d'une amélioration de l'écosystème à l'étude, la valeur du consentement à payer (ou du consentement à recevoir) reflète la différence entre la valeur initiale des services écosystémiques et leur valeur finale améliorée.

Pour conclure quant à **la méthode d'évaluation contingente, elle présente l'avantage d'être aujourd'hui facilement mobilisable grâce aux outils informatiques et permettrait de prendre en compte les valeurs de non-usage des espaces agricoles dans la monétarisation technique. Cependant, elle ne permet pas toujours d'étudier spécifiquement un service isolé, ce qui peut poser des difficultés si l'instrument technique envisagé doit permettre d'améliorer un seul service. Ceci ne constitue par un frein à sa mise en œuvre dans le cas présent, une pratique agricole affectant rarement un unique service. Elle peut néanmoins présenter des biais de réponse stratégique (si la personne pense que sa réponse aura une conséquence directe sur un prix d'accès futur par exemple, elle dit le prix le plus bas), et nécessite de traiter statistiquement les « vrais zéros » des « faux zéros », c'est-à-dire les zéros de protestation déclarés par des personnes qui, dans d'autres parties du questionnaire, expriment un intérêt pour le bien. A l'inverse, les** consentements à payer **peuvent être surestimés car ils demeurent théoriques et ne sont pas considérés comme des paiements réels.**

La méthode d'expérimentation par les choix

Tout comme la méthode d'évaluation contingente, **la méthode d'expérimentation par les choix discrets consiste à reconstituer un marché fictif (contingent) pour inciter les individus à révéler la valeur qu'ils accordent à un bien ou un milieu naturel**. Cependant, à la différence de l'évaluation contingente classique, **elle considère plusieurs scénarios de gestion pour chercher à comprendre les composantes les plus appréciées par le public, des actions de préservation qui lui sont proposées.**

Chaque scénario est défini par un ensemble d'attributs non monétaires et un attribut monétaire fixé, correspondant à la part de l'individu dans le financement du programme public de préservation qu'on lui soumet (Brahic et Rambonilaza, 2013). Elle permet ainsi un meilleur contrôle de l'expérience que dans le cas de l'évaluation contingente.

La méthode d'expérimentation par les choix a été utilisée par Christie et al. (2005) pour évaluer la valeur monétaire de la biodiversité sur les terres agricoles au Royaume-Uni. Quatre attributs non monétaires ont été retenus pour cette évaluation parmi l'ensemble des indicateurs de la biodiversité. Ce choix a été arrêté à la suite de groupe de discussions avec des personnes choisies de manière aléatoire et qui ne sont donc *a priori* pas familières des concepts de biodiversité, pour identifier les attributs les plus pertinents à analyser du point de vue du grand public. A la suite de ces groupes de discussions, les quatre attributs retenus étaient : espèces connues du grand public (facilement reconnaissables et « symboliques », qu'elles soient rares ou communes), espèces non connues du grand public (espèces rares ou en déclin et peu connues), habitats, et services écosystémiques. Trois scénarios sont envisagés en fonction du niveau de protection des quatre attributs considérés, associés chacun à un attribut monétaire exprimé par une augmentation des taxes. Une fois l'enquête menée, il est alors possible de définir la valeur économique de chaque paramètre. Par exemple, on mesure le consentement à payer pour la restauration des habitats et celui pour la création d'habitats.

Le même type de travail a été mené par Brahic et Rambonilaza (2013) pour l'évaluation économique de la biodiversité des forêts publiques de France métropolitaine. Quatre attributs (structuration verticale des peuplements, mélange d'essences dans les peuplements, volume de bois mort, surface consacrée au maintien de vieux bois en peuplement) ont été choisis parmi les indicateurs de la biodiversité utilisés par l'ONF pour constituer des scénarios de gestion associés chacun à un attribut monétaire. L'étude permet ainsi d'identifier le consentement à payer pour chacun des attributs. L'avantage de l'expérimentation par les choix discrets est principalement de décrire le bien évalué par ses différents aspects, que sont les attributs. Tout comme l'évaluation contingente, la méthode permet d'évaluer l'ensemble des valeurs du bien naturel, notamment les valeurs de non-usage associées aux services écosystémiques de régulation. Mais elle s'avère plus précise que l'évaluation contingente et diminue le biais associé au comportement stratégique du consommateur puisque l'attribut monétaire n'est pas une réponse à part entière mais s'intègre dans un scénario de gestion et n'en est donc pas dissociable.

La pertinence de cette méthode dans les exercices de monétarisation à visée technique est similaire à celle de l'évaluation contingente : les valeurs de non usage sont prises en compte et peuvent s'avérer pertinentes. Toutefois, par rapport à l'évaluation contingente, la décomposition du bien en différents attributs présente ici un atout certain : Christie et al. (2005) ont intégré et mentionné dans leurs scénarios la restauration ou le déclin des services écosystémiques de régulation, en traitant spécifiquement la restauration des services ayant un impact sur l'homme (par exemple la protection contre les inondations, la régulation du climat). Il est donc possible d'intégrer les services de régulation dans cette évaluation, ce qui pourrait s'avérer particulièrement pertinent dans le domaine agricole. **La méthode d'expérimentation par les choix permet donc une évaluation relativement complète, par une évaluation économique détaillée à la fois des valeurs de non-usage mais aussi des valeurs d'usage indirect, de manière distincte.**

Cette méthode présente toutefois un certain nombre d'inconvénients. Elle fait appel bien souvent à des scénarios fictifs, qui supposent une parfaite mise en œuvre des mesures considérées, ce qui demande une confiance supposée dans la mise en œuvre du scénario. Par ailleurs, les imperfections du marché et les défauts de politiques peuvent distordre les résultats. Enfin, d'un point de vue pratique, les besoins en données sont importants pour améliorer la précision de

l'évaluation, le traitement statistique est lourd, le budget de mise en œuvre est élevé et la méthode est consommatrice de temps.

Le même point d'attention que pour la méthode d'évaluation contingente doit être soulevé : la valeur économique des attributs correspond à la valeur de la variation de l'état du service (amélioration ou dégradation).

Approche délibérative

L'approche délibérative consiste à évaluer la valeur monétaire des services écosystémiques sous une forme plus délibérative, c'est-à-dire au travers de discussions de groupes soigneusement conçues. Le postulat de cette méthode est que le caractère public des services écosystémiques n'est pas compatible avec l'agrégation de préférences individuelles, principe sur lequel s'appuient l'ensemble des autres méthodes évoquées.

Wilson et Howarth (2002) estiment que les méthodes d'évaluations conventionnelles (parmi lesquelles l'évaluation contingente, la méthode des coûts hédoniques, et la méthode des coûts de transport qui sont les plus employées) ne prennent pas en considération la problématique d'équité sociale, car elles s'appuient sur les modèles économiques classiques selon lesquels les individus agissent pour satisfaire leur propres préférences selon différentes contraintes, et donc maximiser leur utilité. La singularité de l'approche délibérative est donc la maximisation du bien-être commun et non du bien-être individuel.

Dans la pratique, ces groupes de discussion incluent au moins deux personnes et au maximum vingt personnes. A la manière d'une évaluation contingente, plusieurs scénarios de politiques environnementales sont proposés au groupe, et s'en suit un débat sur le meilleur scénario à adopter. On demande alors au groupe de déterminer suite à une discussion son consentement à payer collectif pour atteindre les objectifs fixés par le scénario, généralement à travers une augmentation des taxes. Si la discussion n'aboutit pas à un consensus, la délibération doit prendre la forme d'un vote.

Cette méthode a été employée à travers différents exemples dans la littérature (Morgan et Spanish, 1984 ; Johnston et al. 1995 ; Blamey and James, 1999) mais l'intérêt pour la méthode semble aujourd'hui en déclin pour les évaluations environnementales. Elle pourrait pourtant s'avérer pertinente pour estimer la rémunération de services environnementaux, notamment par la prise en compte des spécificités territoriales des agro-écosystèmes. Cependant, la limite principale de la méthode réside dans sa difficulté de mise en œuvre étant donné le nombre conséquent d'évaluations à effectuer, mais également dans la difficulté de constituer un groupe d'individus qui ne cherchent pas à défendre leur intérêt propre au sein du groupe choisi.

3.2.4 Transferts de bénéfices

Lorsque les données ne sont pas disponibles sur place et requièrent un travail trop coûteux en temps et en ressource, il est possible d'utiliser les données obtenues par d'autres études (par l'une des méthodes des trois groupes précédents) et de les adapter au contexte local.

Des valeurs sont recueillies dans la littérature pour les mêmes services que ceux étudiés, pour le même écosystème. Un ajustement à l'environnement économique du cas d'étude est généralement effectué par pondération en fonction du PIB par habitant si la référence de valeur provient d'un autre pays. Lorsque la valeur de référence provient d'une autre région du même pays, la valeur est conservée sans pondération, mais peut être adaptée au contexte socioéconomique ou écologique local. L'idéal est de disposer au départ d'une fonction de bénéfice qui ne dépend pas seulement de la richesse des habitants, mais aussi d'autres caractéristiques de la demande (éducation, type d'habitat, CSP) et de caractéristiques de l'offre, i.e. de

l'écosystème lui-même (surface, index de biodiversité, jours de submersion, nombre d'espèces menacées, etc…). Ainsi c'est la fonction qui est transférée (adaptée et actualisée) à l'écosystème d'arrivée, et non pas la valeur. Le transfert de bénéfices peut également servir de base de références avant la mise en œuvre d'une évaluation économique précise.

L'analyse coûts-avantages de la restauration de la rivière Gardon aval (Chegrani, 2007) a notamment pour objectif le test du transfert des bénéfices avec la rivière le Loir, étudiée dans le cadre d'une étude sur la valorisation des aménités récréatives du Loir (Deronzier et Terra, 2006). Chegrani a donc évalué directement les aménités récréatives du Gardon aval par la méthode des coûts de transport, et a ensuite établi un travail de comparaison entre les valeurs primaires obtenues par l'étude et les valeurs secondaires obtenues sur le Loir.

Pour ce faire, la validité du transfert est mesurée par le taux d'erreur en valeur absolu : $\left|\frac{CAP_{site}-CAP_{transfert}}{CAP_{site}}\right|$ avec $CAP_{transfert}$ le consentement à payer obtenu par transfert et CAP_{site} le consentement à payer obtenu par estimation directe des données sur site.

Le taux d'erreur varie en fonction du type de transfert : 12% en cas de transfert simple (consentement à payer de l'étude primaire directement appliqué sur le site d'étude), 4% en cas de transfert par proportionnalité des revenus issus des données d'enquêtes, 8% en cas de transfert par proportionnalité des revenus issus des données fiscales. Le transfert de bénéfice réalisé dans cette étude présente donc des résultats assez satisfaisants, car il respecte un certain nombre de conditions : étude sur le site d'origine de bonne qualité et récente, bien environnemental évalué et changement de sa qualité similaires, populations semblables (revenus, âges, CSP). Cette méthode de transfert qui consiste à appliquer au site d'étude le consentement à payer du site d'origine éventuellement corrigé par les revenus est relativement facile à mettre en œuvre. Cependant, une autre méthode de transfert existe, qui s'appuie sur les paramètres de la fonction de bénéfices estimée pour le site d'étude, obtenue par traitement économétrique des données de l'étude contingente, et les données de population du site d'application. Bien que plus complexe à mettre en œuvre, cette méthode de transfert semble donner de meilleurs résultats (Rozan et Stenger, 2000).

Etant donné que le transfert de valeur peut être appliqué à l'ensemble des méthodes présentées ci-dessus, il peut permettre d'évaluer l'ensemble des services fournis par l'agriculture. Néanmoins, le transfert de valeur comporte un risque d'incertitude élevé : d'une part, la valeur transférée comporte les mêmes incertitudes que la valeur obtenue dans l'étude initiale, et d'autre part cette incertitude est amplifiée par le transfert, en particulier si les deux sites sont d'échelles différentes, éloignés géographiquement, et que l'étude primaire est ancienne. Enfin, le transfert de bénéfice nécessite la disponibilité d'études qui soient similaires au cas d'étude.

3.2.5 Synthèse

Le tableau suivant présente la synthèse des méthodes d'évaluation économique des services écosystémiques : atouts, limites, et pertinence pour la monétarisation technique dans le cas des services rendus par les agro-écosystèmes :

Fondement de la méthode	Méthode	Atouts	Faiblesses	Types de services évaluables	Pertinence pour un usage technique
Prix du marché	Prix du marché	- s'appuie sur un marché réel - reflète les préférences des consommateurs - données facilement disponibles	- ne reflète que partiellement les services d'une ressource environnementale - ne concerne que les services qui ont trait à un usage direct	Approvisionnement	+/-
	Changement de productivité	- s'appuie sur un marché réel - ancrage théorique solide	- nécessite de construire une fonction de production - requiert l'établissement de scénarios prospectifs qui sont sources d'incertitudes	Régulation	+/-
Préférences révélées	Prix hédonistes	- s'appuie sur un marché réel - reflète des valeurs notamment des valeurs de non-usage	- présente des difficultés d'accès aux prix réels du marché - nécessite un travail cartographique lourd - ne prend pas en compte les usages indirects	Culturels	-
	Coûts de transport	- s'appuie sur un marché réel	- n'est adapté qu'aux sites qui disposent d'une importante valeur d'usage récréatif - nécessite de construire une fonction de demande - ne prend en compte que les usagers du site, ce qui surestime généralement les résultats - présente des difficultés de traitement des données notamment: voyages à buts multiples, point de départ à considérer dans le cas d'un touriste	Culturels	--
	Coûts de remplacement	- évalue les services de régulation et de support - il existe un bon état des connaissances	- fait appel à un dispositif de remplacement qui n'est jamais tout à fait équivalent au service fourni par l'écosystème - nécessite de déterminer les coûts de remplacement selon les services considérés	Régulation	++
	Coûts évités	- évalue les services de régulation et de support - évalue les dommages évités lors des phénomènes naturels extrêmes	- présente des difficultés pour déterminer les dommages produits sans les services écosystémiques (surface de zones inondées par exemple)	Régulation	++
Préférences déclarées	Evaluation contingente	- tend vers la valeur économique totale, donc des valeurs de non-usage - facilement mobilisable aujourd'hui par les outils informatiques - nombreuses références disponibles	- fait appel bien souvent à des scénarios fictifs - présente des difficultés pour étudier un service isolé - démontre un biais de réponses stratégiques - nécessite de traiter les zéros de protestation - surévalue les consentements à payer	Régulation, culturels	+/-
	Expérimentation par les choix	- meilleur contrôle de l'expérience que dans le cas de l'évaluation contingente - décrit le bien évalué par différents aspects (attributs) - diminue le biais associé au comportement stratégique des personnes interrogées	- fait appel bien souvent à des scénarios fictifs - nécessite un traitement statistique lourd - s'avère chronophage et nécessite un budget élevé - requiert une importante collecte de données	Régulation, culturel	+
	Approche délibérative	- prend en compte l'aspect collectif des valeurs considérées, l'incommensurabilité des valeurs, la justice sociale	- ne s'appuie pas sur des méthodes classiques - demeure peu répandue	Régulation, culturel	+
Autre	Transfert de bénéfice	- peu coûteuse - rapide - peut servir de base de référence avant une évaluation précise	- présente un taux d'incertitude élevé - s'appuie sur des études similaires qui doivent être disponibles	*Selon méthode transférée*	*Selon méthode transférée*

3.3. Evaluation économique des services environnementaux

L'évaluation économique des services écosystémiques, dont les méthodes sont décrites dans la partie précédente, ne doit pas être considérée comme une fin en soi ici. Le terme de « service écosystémique » a été employé dans les parties 2.1.1 et 2.1.2 car dans ces réflexions n'ont été considérés que les services rendus par les agro-écosystèmes, non les services rendus par l'homme, et en particulier par l'agriculteur via son choix de pratiques. Or l'objectif poursuivi est bien de mettre en œuvre des dispositifs pour rémunérer les services environnementaux rendus par l'agriculteur. L'enjeu de cette partie est d'analyser comment les méthodes de monétarisation des services écosystémiques peuvent être utilisées comme outil pour déterminer la valeur de la rémunération du service environnemental. Cette réflexion est conduite à la lumière des connaissances, rappelées plus haut, sur les liens entre pratiques agricoles et services écosystémiques, afin de déterminer comment les politiques publiques, de type MAE, peuvent mobiliser, à des fins techniques, les résultats des travaux de monétarisation.

3.3.1 Du service écosystémique au service environnemental : le bénéfice engendré par une pratique agricole vertueuse

L'évaluation économique des écosystèmes a connu plusieurs étapes et centres d'intérêt. La première approche a été celle de **l'économie de la dégradation**, centrée sur l'évaluation des impacts des activités des hommes sur la nature. Cette approche économique apparue à la fin des années 1980 (Hodgson et Dixon, 1988 ; Mc Allistair, 1988 ; Hundloe et al., 1987) compare les bénéfices privés avec les coûts sociétaux pour diverses activités économiques.

A la fin des années 1990, **l'économie du bien-être** appliquée aux écosystèmes est développée et portée médiatiquement avec l'article sur la « *valeur des services des écosystèmes et du capital naturel mondiaux* » (Costanza et al., 1997). Cette approche fait largement appel aux services des écosystèmes, articulation utilitariste permettant leur évaluation économique (Heal et al., 2005).

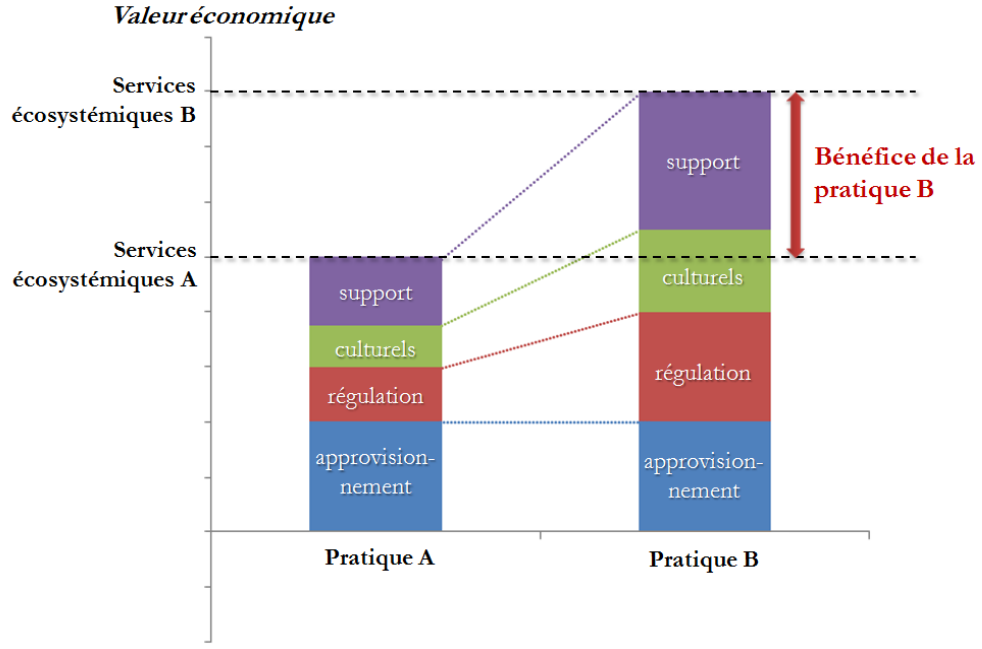
Troisième approche, **l'économie de la protection** a connu un fort intérêt, notamment par la mise en œuvre de l'évaluation contingente, relative au consentement à payer des populations pour maintenir ou protéger un écosystème (Spash, 2000 par exemple). Cette approche vise à mesurer les bénéfices de la protection des écosystèmes, par la comparaison des coûts de gestion et des revenus générés par les espaces naturels. Elle semble la meilleure approche pour objectiver les choix de gestion des décideurs et reconnecter la protection des écosystèmes avec les contraintes de financement. Pourtant, ces exercices d'évaluation se cantonnent généralement à l'estimation des revenus générés par les dispositifs de protection (droit d'entrée des réserves naturelles par exemple) (Dixon et al., 1995 ; Subade, 2007). D'autres travaux s'inscrivent dans le champ de l'économie de la protection sans pour autant mesurer les bénéfices de la protection mais seulement la valeur des services écosystémiques fournis au sein d'aires protégées. C'est le cas, entre autres, de travaux sur les bénéfices du réseau Natura 2000 en Europe (Ten Brink et al., 2011), qui font l'amalgame entre bénéfices du réseau Natura 2000 et services fournis par les écosystèmes que le réseau inclut.

Cette confusion entre bénéfices et services paraît préjudiciable à un bon usage des travaux de monétarisation pour les politiques publiques. Le seul fait d'inclure un écosystème dans un dispositif de protection confère-t-il à ce dispositif l'ensemble des bienfaits procurés par l'écosystème en question ? En prenant le raisonnement inverse, si ce dispositif disparaît, l'ensemble des services fournis par l'écosystème disparaissent-ils avec lui ? Rien n'est moins sûr, comme le rappelle Pagiola et al. (2004). Andam et al. ont d'ailleurs montré que seuls 10% des forêts protégées au Costa Rica auraient disparu si elles n'avaient pas été protégées entre 1960 et 1997 ; par

extension, 90% des services des forêts seraient alors maintenus, et leur valeur économique conservée, sans dispositif de protection (Andam et al., 2008). Ce sont précisément ces questions qui doivent être abordées dans le cadre de la rémunération d'un service environnemental rendu par une (des) pratique(s) agricole(s).

Avant de considérer un changement de pratique, envisageons simplement deux pratiques distinctes (pratique A et pratique B) qui se différencient par leur impact environnemental. Par exemple la pratique A correspond à une protection des cultures conventionnelle par l'application de produits phytosanitaires classiques, alors que la pratique B consiste en une lutte biologique et intégrée. Les deux pratiques influent sur les services rendus par l'agro-écosystème. Les services d'approvisionnement sont rémunérés à travers les marchés, en revanche les services de régulation, culturels et de support sont en règle générale source d'externalités, c'est-à-dire qu'ils procurent à autrui une utilité ou un avantage sans rémunération pour l'agriculteur, (excepté dans quelques cas particuliers, par exemple le cas de l'agro-tourisme). Que agro-écosystème soit soumis à la pratique A (standard) ou à la pratique B (plus vertueuse), il fournit des services écosystémiques. Mais la valeur de ces services dans le cas de la pratique A et de la pratique B diffère : dans le cas de la pratique B, les services de régulation, culturels et de support sont *a priori* plus élevés. Il est possible que les services d'approvisionnement soient diminués avec la pratique B si celle-ci s'avère moins efficace que la pratique A en termes de rendement, mais dans le cas idéal considéré ici, ceux-ci restent constants. On pose, en effet, l'hypothèse que la pratique B a été adoptée par un agriculteur depuis suffisamment longtemps pour que celui-ci la maîtrise pleinement et en tire les bénéfices maximum. Considérés dans leur ensemble, les services écosystémiques fournis par la pratique B seraient donc plus importants que les services fournis par la pratique A. Ainsi, l'agriculteur qui emploie la pratique B engendre un bénéfice environnemental en augmentant la valeur des services écosystémiques par rapport à la situation d'un autre agriculteur qui emploierait la pratique A. Ceci peut se résumer par les figures pages suivantes[23].

Figure 7 : Valeur des services écosystémiques de deux pratiques aux effets environnementaux différents : définition du bénéfice d'une pratique agro-environnementale



[23] Cette figure et les figures suivantes considèrent les services de support comme partie de la valeur économique des services, mais ce point est discuté par les dernières approches de comptabilisation des services. Aussi, ces services de support pourraient être omis dans cette figure, en considérant qu'ils constituent le socle de la fourniture des autres catégories de services.

L'objectif poursuivi dans le cadre de cette étude est de mobiliser cette notion de bénéfice engendré par une pratique vertueuse, pour évaluer finalement le service environnemental rendu à moyen-long terme par un agriculteur qui adopterait une pratique agro-environnementale.

3.3.2 Méthodes opérationnelles d'évaluation du service environnemental

Définition de scénarii

Pour évaluer en pratique la valeur du service environnemental, il s'agit donc de mesurer les bénéfices, en termes de fourniture de services écosystémiques, engendrés au cours du temps par l'adoption (ou le maintien) d'une pratique agro-environnementale (quelle que soit la raison qui ait poussé un agriculteur à l'adopter : souscription à une MAE, motivation personnelle, etc.). Pour ce faire, une approche consiste à comparer l'évolution des valeurs des services écosystémiques fournis par deux pratiques distinctes s'appliquant à un agro-écosystème donné : il s'agit de comparer scénario « non vertueux » avec une pratique commune ou encore standard, et un scénario avec pratique vertueuse. Le terme de « scénario » fait appel à la notion de période : dans la mesure où un écosystème évolue au fil du temps, les deux scénarii envisagés doivent s'établir sur une période suffisamment longue pour que les bénéfices d'un changement de pratique soient significatifs sur les services écosystémiques. Cette approche temporelle est également importante pour l'évaluation du scénario sans pratique vertueuse, dans lequel la valeur des services écosystémiques fournies par l'écosystème peut également varier au cours du temps (cf. infra figure 12.). Fixer la durée du scénario est donc essentiel pour aboutir à une rémunération du service environnemental.

Après avoir défini la situation initiale de l'écosystème, il s'agit de définir les deux scénarios possibles d'évolution :

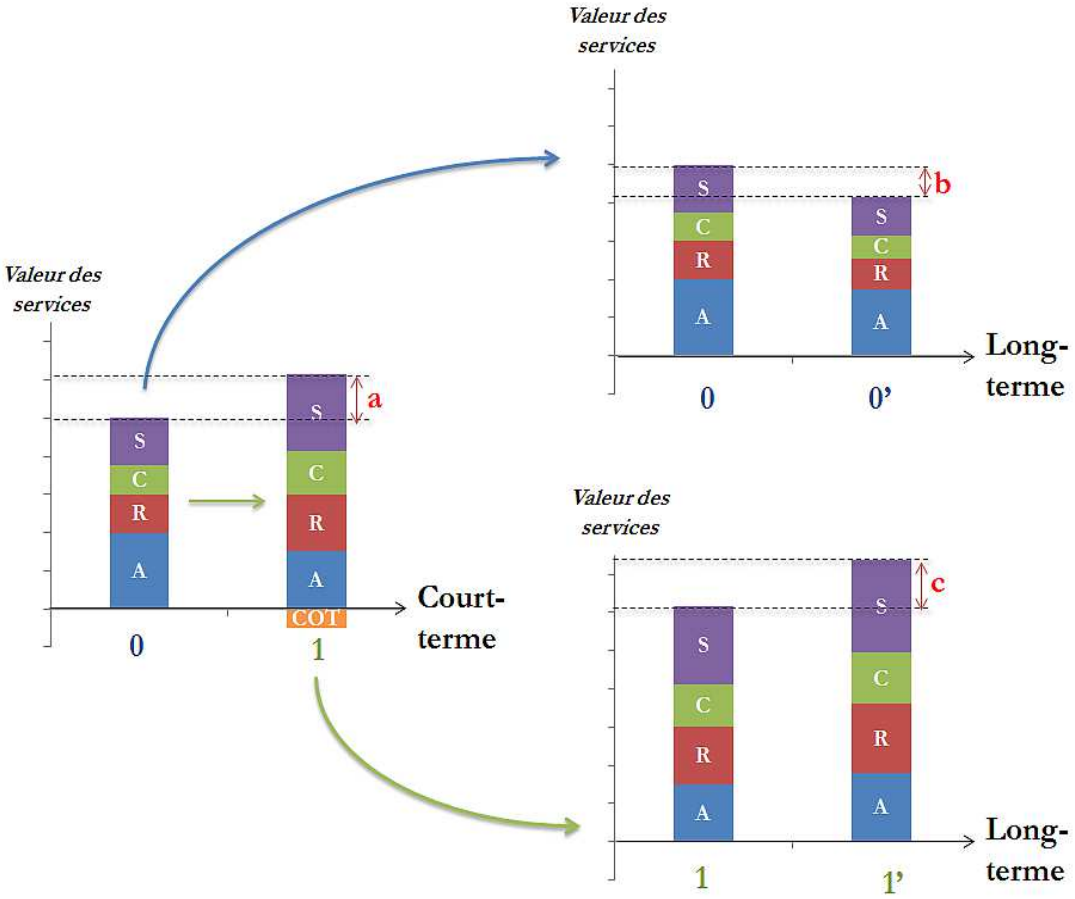
Le **scénario « standard » (0)** correspond à l'emploi de pratiques agricoles n'ayant pas de visée environnementale, qui favorisent le service de production : seule la législation en vigueur est appliquée, c'est-à-dire dans le contexte européen le respect des bonnes conditions agricoles et environnementales (BCAE), le respect de l'implantation de cultures intermédiaires pièges à nitrates (CIPAN) dans les zones vulnérables, le respect de la réglementation liée aux intrants, etc. On mesure alors la valeur économique des services écosystémiques fournis par agro-écosystème soumis à ces pratiques, sur la période déterminée, à l'aide des méthodes d'évaluation économique présentées au paragraphe précédent.

Le **scénario « vertueux » (1)** correspond à l'inverse à l'emploi de pratiques agricoles qui ont une visée environnementale, et qui dépassent la simple législation en ne favorisant pas uniquement les services d'approvisionnement mais également un « bouquet de services écosystémiques» y compris les services d'approvisionnement : ceci se traduit par exemple par une diminution voire une suppression de l'utilisation d'intrants chimiques, techniques culturales simplifiées, l'utilisation de la lutte biologique, etc. La valeur des services écosystémiques est également calculée sur la période déterminée. La différence de valeur entre les services écosystémiques du scénario vertueux et du scénario non vertueux correspond au service rendu par l'agriculteur, sur le long-terme. Ce service a été qualifié dans le cadre de cette étude de service environnemental. La valeur du service environnemental doit se mesurer non pas en référence à la situation initiale, mais bien en référence la manière dont agro-écosystème évoluerait si l'agriculteur ne modifiait pas ses pratiques « standard » et/ou ne maintenait pas ses pratiques « vertueuses » (situation dite « contre-factuelle »). Concrètement, ce « contre-factuel » est délicat à reconstituer et on peut pour s'en approcher considérer un ensemble de pratiques courantes chez la plupart des agriculteurs. Ainsi la valeur du service environnemental fourni par le passage d'une pratique 0 à une pratique 1 (VSE0→1) peut ainsi s'exprimer simplement par :

VSE0→1 = valeur des services écosystémiques (scénario 1) – valeur des services écosystémiques (scénario 0) – coûts d'opportunité et de transaction (scénario 1)

Ceci est représenté sur le schéma suivant :

Figure 8 : Scénarios d'évolution des services écosystémiques avec ou sans changement de pratique



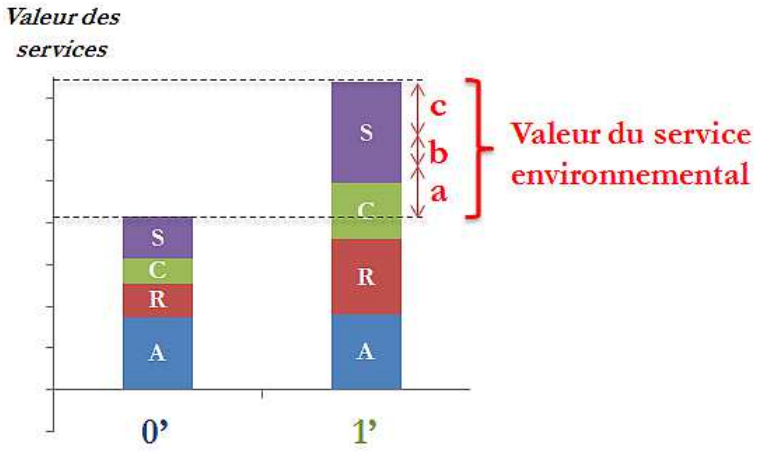
A : services d'approvisionnement ; R : services de régulation ; C : services culturels ; S : services de support ; COT : coûts d'opportunité et de transaction

A partir d'une pratique « 0 » non vertueuse et sans changement de pratique, les services rendus pas l'agro-écosystème considéré suivront le scénario modélisé par la flèche bleue pour atteindre le niveau « 0' » : à long-terme, les services écosystémiques vont *a priori* diminuer, d'une valeur « b ». Ceci est représenté par le graphique en haut à droite.

Au contraire, à partir de cette même pratique « 0 », le changement de techniques culturales vers des pratiques plus vertueuses est modélisé par la flèche verte. A court-terme d'abord, les services écosystémiques augmentent d'une valeur « a », bien que des coûts d'opportunités et de transaction soient susceptibles de réduire les services d'approvisionnement. Les coûts d'opportunité correspondent à la perte de revenus subie par l'agriculteur en passant de la pratique 0 à la pratique 1, et les coûts de transaction correspondent aux coûts de recherche d'informations, de décision, de surveillance, et éventuellement de négociation si la pratique 1 est adoptée en réponse à une demande externe. En revanche à long-terme (graphique en bas à droite), ces coûts disparaissent et les services d'approvisionnement retrouvent leur niveau initial. De plus, dans cette situation « 1' », les services de régulation, culturels et de support augmentent également. Finalement, les services écosystémiques augmentent d'une valeur « c ».

Ainsi, un changement de pratique de l'agriculteur engendre la création de services écosystémiques, à court puis à long-terme. Le service environnemental se définit donc à long-terme comme la différence des valeurs des services entre la situation « 0' » et « 1' » :

Figure 9 : représentation de la valeur du service environnemental rendu par un changement de pratique



Si l'on cherche à évaluer le service environnemental rendu par un **changement de pratique**, alors la situation initiale réelle est la situation nommée « 0 » sur le graphique ci-dessus, et les situations d'évolution supposées sont les situations « 0' » et « 1 ».

En revanche, si l'on cherche à évaluer le service environnemental rendu par le **maintien d'une pratique** agro-environnementale, alors la situation initiale correspond à la situation nommée « 1 », et les situations « 0 » et « 0' » sont des situations d'évolution supposées.

La distinction entre les deux scénarios peut prendre un caractère temporel (les deux scénarios sont appliqués à un même site d'étude à un horizon temporel déterminé), ou un caractère spatial (les deux scénarios représentent deux situations existantes sur deux sites distincts mais aux caractéristiques semblables) (voir le tableau page suivante).

Distinction temporelle :

Les deux scenarii sont établis sur une même zone géographique (parcelle, exploitation, territoire). On évalue et mesure en termes monétaires la fourniture de services écosystémiques au cours du temps par le site d'étude pour deux scénarii. Le premier constitue le statu quo, sans changement de pratique sur la zone, et le second constitue le scénario avec changement de pratique sur la zone. On évalue alors dans chaque scénario la fourniture de services écosystémiques, et la différence des valeurs de ces services écosystémiques entre les deux scénarios représente le bénéfice engendré par le changement de pratique.

Cette approche s'appuie sur une évaluation prospective. La fourniture de services écosystémiques dans la situation de changement de pratique est considérée à un horizon temporel plus ou moins lointain et demeure donc incertaine puisqu'elle ne dispose pas de résultats techniques et expérimentaux sur la zone étudiée. En théorie, il serait possible d'obtenir ces résultats par la mise en œuvre d'un protocole expérimental : par exemple en mesurant les transferts de polluants du sol vers l'eau sur deux portions d'une même parcelle soumises ou non à une pratique vertueuse. Ceci permettrait d'estimer les services de régulation des cycles de l'eau et des nutriments.

Néanmoins la mise en place d'un tel protocole s'avèrerait très coûteuse car elle nécessite de mettre en place un système de prélèvement en eau sur les sites agricoles (lysimètres) voire un système de récupération de toutes les eaux de drainage et de ruissellement d'une parcelle isolée hydrauliquement. Le temps nécessaire à l'obtention de résultats expérimentaux pourrait également s'avérer conséquent en raison de l'inertie de l'écosystème à « réagir » au changement de pratique. Enfin, les effets de masse ne peuvent pas nécessairement être mesurés par un protocole restreint géographiquement.

Une telle évaluation prospective doit donc s'appuyer sur un maximum de données expérimentales existantes à adapter selon le cas d'étude, pour estimer l'évolution des services fournis par les agro-écosystèmes après l'adoption de certaines pratiques.

Distinction spatiale :

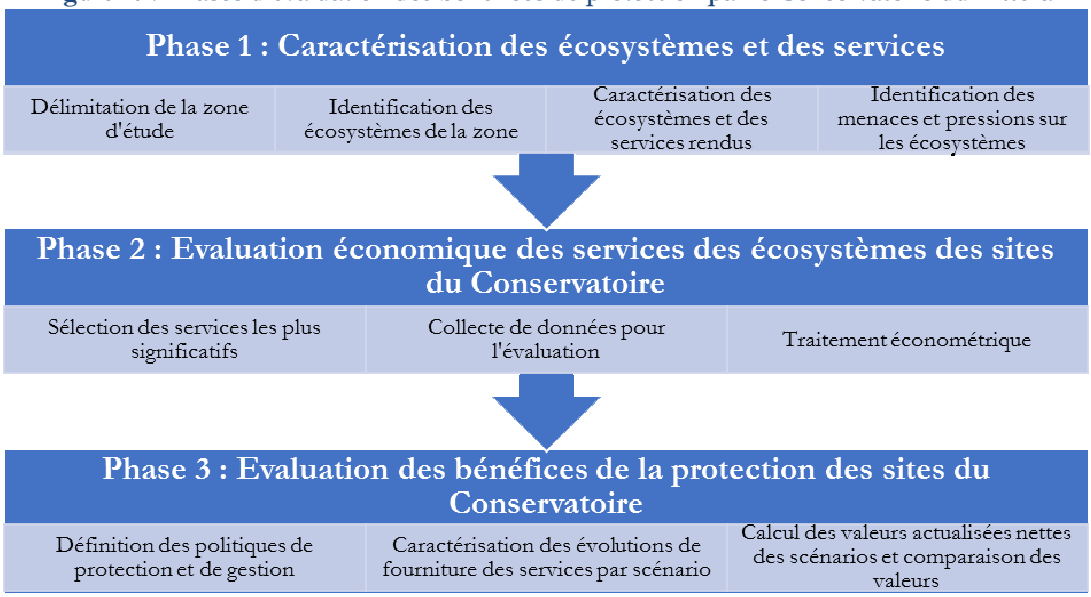
Les deux scenarii sont établis sur deux zones géographiques distinctes : une zone soumise à une pratique vertueuse et une zone soumise à une pratique standard non-vertueuse. On évalue pour chacune de ces zones la fourniture de services écosystémiques. La mesure de la différence de valeur des services écosystémiques fournis par les deux sites traduit la valeur économique du changement de pratique

Cette approche s'appuie sur une comparaison de situations réelles. Les deux zones géographiques considérées doivent donc être soumises à des pratiques différentes depuis un temps suffisant pour qu'un effet puisse être observable en termes de services écosystémiques. Il faut également s'assurer que la différence entre les deux sites provient bien d'un changement de pratique et non d'une différence entre les deux sites. C'est sur ce point que la méthode trouve sa limite : les deux sites étudiés doivent disposer de conditions pédologiques, climatiques ou encore hydrologiques identiques ou très similaires. Les différences font que la comparaison sera toujours biaisée par des contextes différents, mais ces biais peuvent être évalués et leur effet pris en compte pour ne considérer que l'effet du changement de pratique.

Cas d'application pratique : Estimation des bénéfices de la protection des sites du Conservatoire du Littoral Etat des lieux et perspectives à l'horizon 2050

Une mise en application de cette approche fondée sur la comparaison des scenarii a été réalisée par Vertigo Lab en 2015 pour l'évaluation économique des bénéfices associés à différentes possibilités d'évolution de la politique de protection du Conservatoire du Littoral (Binet, T, Diazabakana, A., Durou, N., 2015). Bien que n'ayant pas pour objectif un usage technique mais un usage de plaidoyer, l'approche est similaire. Cet encadré vise à présenter la méthodologie appliquée à ce cas d'étude concret.
L'évaluation économique des bénéfices de la protection par le Conservatoire du Littoral s'articule en trois phases, présentées dans la figure suivante.

Figure 10 : Phases d'évaluation des bénéfices de protection par le Conservatoire du Littoral



La phase 1 est préparatoire. Elle consiste d'abord à délimiter une zone d'étude pertinente. En effet, plutôt que de s'intéresser à l'ensemble des sites protégés par le Conservatoire du Littoral sur le territoire national, qui présentent des caractéristiques très différentes, plusieurs échantillons de sites sont évalués indépendamment pour plusieurs régions. Après identification précise des écosystèmes (zones humides, forêts, systèmes cultivés,…), les services rendus par ceux-ci sont identifiés, ainsi que les pressions qui menacent ces écosystèmes. L'ensemble des informations regroupées dans cette phase est ensuite réemployé dans les phases suivantes.

L'objectif de la phase 2 est la mesure des valeurs économiques actuelles des services écosystémiques identifiés à la phase 1. Seuls les services les plus significatifs sont évalués. Pour ce faire, un canevas de récolte de données est construit et complété avec des données qualitatives, quantitatives, et monétaires pour chaque service.
Ces données sont appuyées par des données cartographiques traitées en SIG qui permettent de préciser les informations en poursuivant les objectifs suivants :

Tableau 2 : Objectifs poursuivis par la récolte de données cartographiques

Catégorie	Thème	Objectif
Occupation du sol	Occupation du Sol	Avoir une connaissance des écosystèmes présents sur la zone d'étude
Service	Agriculture	Connaître précisément quelles productions agricoles sont présentes sur les sites
	Auto-épuration	Mettre en évidence l'utilité effective d'une zone humide dans le périmètre de l'étude
	Pêche	Déterminer la zone littorale disponible pour l'activité de pêche
	Population	Connaître la population présente à proximité des sites et son évolution en 2050
	Première ligne	Déterminer le nombre de bâtiments ayant une vue sur les sites du Conservatoire
	Tampon	Chiffrer le service rendu par les écosystèmes tampons en cas de crue ou de submersion marine
	Tourisme	Calculer la capacité d'accueil touristique des communes à proximité des sites du Conservatoire
	Captage	Connaître la quantité d'eau prélevée dans les aires d'alimentation de captage
Menaces et pressions	Conversion de surface	Estimer l'évolution des écosystèmes des zones à enjeux de la stratégie 2050 en cas d'artificialisation de prairie ou de conversion en terre arable

On applique alors des méthodes classiques d'économie de l'environnement (méthode des prix de marché, des coûts de remplacement et des coûts évités) , décrites plus haut, pour évaluer la valeur économique des écosystèmes étudiés. A titre d'exemple, la valeur économique actuelle estimée de l'échantillon de services écosystémiques fournis par les sites du Conservatoire du Bassin d'Arcachon représente un total de 35,25 millions d'euros par an, soit près de 500 milliers d'euros par hectare et par an. Ces valeurs ne mesurent pas un service environnemental mais des services écosystémiques fournis par les écosystèmes des sites du Conservatoire. Elles ne représentent donc pas une finalité en soi, car elles ne reflètent pas uniquement les effets de la politique de préservation du Conservatoire, de la même manière que la valeur des services fournis par un agro-écosystème ne sont pas uniquement le reflet des pratiques agricoles. Mais ces valeurs sont nécessaires à l'objectif final : l'estimation des bénéfices de l'action du Conservatoire au cours de la phase 3.

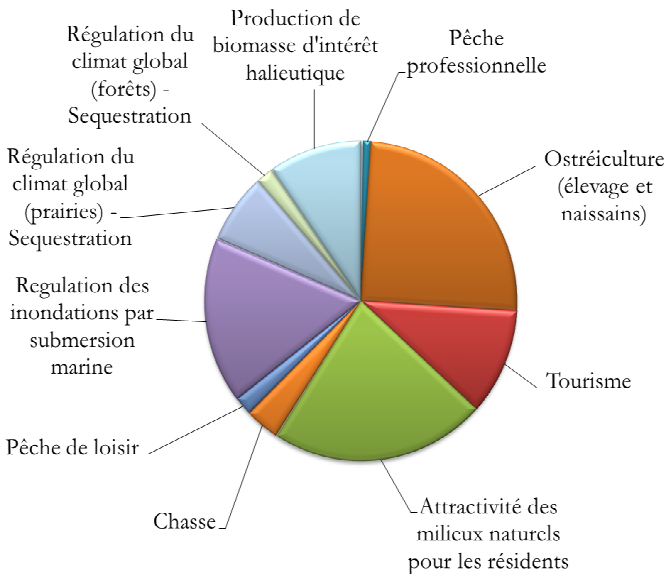
En effet cette phase 3 utilise les valeurs économiques actuelles des services des écosystèmes pour mesurer les bénéfices des mesures de gestion, par une évaluation prospective. La sélection des mesures de gestion pour l'étude doit être conduite avec soin. Les mesures de gestion considérées incluent bien entendu celles mises en œuvre par le Conservatoire et ses partenaires dans le cadre d'un plan de gestion. Mais sont également considérées les mesures des dispositifs complémentaires qui sont cohérents avec ces premières mesures, s'il s'agit de la même zone et que les mesures considérées sont cohérentes avec les premières et renforcent leur mise en œuvre. Il peut s'agir de mesures de DOCOB Natura 2000, plans de prévention des risques, stratégies régionales thématiques dédiées (par exemple,. stratégie régionale de gestion du risque d'érosion côtière aux horizons 2020 et 2040 en Aquitaine), SCOT, SAGE, programmes de mesures de la DCE, etc.

Deux scénarios sont alors construits, qui prennent tous deux comme état initial l'état actuel des sites du Conservatoire, évalués à la phase 2. Deux scénarii sont envisagés à partir de cet état initial : 1) scénario « protection forte de la zone d'étude » ; et 2) scénario « affaiblissement de la protection ». Pour chaque scénario, on estime l'évolution de la fourniture de services en fonction des pressions et menaces qui sont à l'œuvre sur les écosystèmes d'une part, et de la stratégie de gestion du Conservatoire. L'évolution de la fourniture des services est mesurée à l'aune de :

- la variation de surface d'écosystème « productive » en service ; ou
- des perturbations causées (par exemple par des pollutions ponctuelles plus fréquentes sur l'ostréiculture).

On traduit ensuite ces évolutions sous forme de valeur économique et on calcule les valeurs actualisées nettes sur 35 ans pour chacun des scénarios. En comparant les valeurs actualisées nettes entre ces deux scénarios sur 35 ans, il est alors possible de connaître les bénéfices économiques à moyen terme de la protection des écosystèmes offerts par les politiques de gestion sur les sites étudiés. A titre d'illustration, les bénéfices de la protection du Bassin sont estimés à près de 2,4 millions d'euros par an, soit 1 800 euros par hectare et par an, répartis de la manière suivante :

Figure 11 : Répartition des bénéfices de la protection des services des écosystèmes des sites du CDL du Bassin d'Arcachon



Mesurer les bénéfices d'une politique de protection de l'environnement, comme dans ce cas d'étude pour la gestion d'une zone littorale du bassin d'Arcachon, équivaut à mesurer en termes économiques un service, à savoir le service rendu par le Conservatoire du Littoral. Cette méthode pourrait donc être transposable à l'évaluation économique des services rendus par les mesures de la politique agro-environnementale.

Rémunérer le service environnemental rendu par l'adoption d'une MAE

L'objectif de ce paragraphe est de déployer une méthodologie d'évaluation de la valeur du service environnemental fourni par l'adoption d'une MAE, afin de définir le montant de sa rémunération. Il s'agit de porter une réflexion sur l'intérêt des méthodes d'évaluation (cf. supra) 0et la faisabilité de leur mise en œuvre dans le cadre spécifique des MAE. Le choix de la méthode à déployer peut s'avérer délicat pour deux raisons principales : la prise en compte de l'échelle géographique, et le coût de mise en œuvre.

En premier lieu, le choix doit prendre en considération l'échelle géographique à laquelle les pratiques « vertueuses » et donc la fourniture de services environnementaux, sont envisagés. En effet, certaines méthodes ne s'avèrent pas pertinentes pour une évaluation à grande échelle car elles évaluent un échantillon de services écosystémiques extrêmement dépendants du contexte local. C'est par exemple le cas de la méthode des coûts de remplacement appliquée à l'évaluation du service de régulation du cycle de l'eau : la valeur de ce service dépend de la capacité de stockage en eau du sol rencontré, de la quantité d'eau captée localement pour l'alimentation en eau potable, ou encore de la pluviométrie. Les coûts de remplacement de ce service sont donc vraisemblablement très différents en fonction du contexte et ne

sont pas facilement généralisables sur tout un territoire. En revanche, d'autres méthodes qui ne reposent pas ou peu sur des données locales peuvent permettre l'évaluation de service à une échelle plus globale. C'est notamment le cas des méthodes d'évaluation contingente et d'évaluation par les choix, qui reposent sur les consentements à payer des individus, et non sur des données techniques spécifiques de la zone d'étude. Ces méthodes pourraient ainsi être mises en œuvre, par exemple, pour déterminer le consentement à payer de la population nationale pour disposer de certains paysages agricoles jugés plus agréables tels que des prairies, des cultures plus diversifiées ou davantage d'éléments paysagers en bordure de champs tels que des arbres, des haies, des talus, etc.

Dans le cas des MAE, cette considération est à confronter à l'échelle des MAE, en différenciant les MAE « systèmes » applicables à l'échelle nationale, des MAE « à engagement localisé ». Ainsi, la MAE « système herbager » (SHP01) pourrait prendre en compte dans sa rémunération la fourniture de services culturels liés aux aménités paysagères résultant des prairies, mesurables à l'échelle nationale par évaluation contingente ou par évaluation par les choix. A l'inverse, les MAE à enjeu localisé qui s'appliquent sur une région ou sur des territoires précis à enjeux (zones Natura 2000, zones humides, ZNIEFF, etc.), telles que la restauration et/ou entretien de mares et plans d'eau (LINEA07) qui fournit un service de régulation du cycle de l'eau, nécessitent une évaluation spécifique sur chaque territoire.

Néanmoins, ce raisonnement n'est pas pleinement satisfaisant. En effet, comme mentionné au paragraphe 3.1, toute pratique agricole engendre des effets sur divers services écosystémiques. Aussi, certaines MAE nationales peuvent impacter des services écosystémiques localisés. Ainsi, la mesure SHP01 augmente certes la fourniture de services culturels par l'amélioration des paysages, mais également la fourniture du service de régulation du cycle de l'eau, qui dépend des caractéristiques du territoire. Par conséquent, même si une MAE s'applique à l'échelle nationale, si elle doit rémunérer l'ensemble des composantes du service environnemental fourni par les pratiques adoptées, elle doit nécessairement prendre en considération des éléments de contexte locaux. A l'inverse, certaines MAE territorialisées jouent sur des services écosystémiques qui peuvent être évalués à une échelle nationale. Ainsi, la mesure LINEA07 (restauration et/ou entretien de mares et plans d'eau) a certes un impact sur les services locaux de régulation du cycle de l'eau, mais également sur les services culturels globaux par la modification du paysage. Cette problématique est illustrée dans le tableau 3 qui synthétise les services écosystémiques impactés par quelques MAE à enjeu local : quelle que soit la MAE, plusieurs services écosystémiques locaux ou régionaux sont susceptibles d'être améliorés par sa mise en place.

Tableau 3 : Services écosystémiques concernés par un échantillon de MAE à enjeu local

Type de MAE	Exemple de MAE correspondant	Service(s) écosystémique(s) principalement concerné(s)
Bioconversion	Conversion en AB	Nombreux (quasi tous)
Maintien du bio	Maintien en AB	Nombreux (quasi tous)
Couverture végétale	Implantation de cultures intermédiaires dans les zones non obligatoires	Régulation du cycle de l'azote Qualité de l'eau Equilibre des sols Régulation du climat Paysage
	Création et entretien d'un maillage de zones de régulation écologique	Maintien des habitats naturels Support de biodiversité Paysage
	Enherbement sous cultures ligneuses pérennes (arboriculture, viticulture, pépinières)	Régulation du cycle de l'azote Equilibre des sols Paysage
Fertilisation	Limitation de la fertilisation totale et minérale azotée sur grandes cultures et cultures légumières	Régulation du cycle des nutriments Qualité de l'eau
Socle herbacé	Socle relatif à la gestion des surfaces en herbe	Equilibre des sols Qualité de l'eau
Milieux herbacés	Absence totale de fertilisation minérale et organique sur prairies et habitats remarquables	Maintien des habitats naturels Equilibre des sols Qualité de l'eau
	Ajustement de la pression de pâturage sur certaines périodes (chargement à la parcelle)	Maintien des habitats naturels Equilibre des sols Qualité de l'eau
	Retard de fauche sur prairies et habitats remarquables	Régulation de la faune et de la flore sauvage Paysage
Irrigation	Limitation de l'irrigation sur grandes cultures et cultures légumières	Régulation du cycle de l'eau
Linéaires	Entretien de haies localisées de manière pertinente	Maintien des habitats naturels Régulation du cycle des nutriments Qualité de l'eau Paysage
	Entretien mécanique de talus enherbés	Maintien des habitats naturels Régulation du débit de l'eau Qualité de l'eau Paysage
	Entretien des fossés et rigoles de drainage et d'irrigation, des fossés et canaux en marais, et des bélières	Régulation du cycle de l'eau Qualité de l'eau Maintien des habitats naturels Paysage
Milieux remarquables	Mise en défens temporaire de milieux remarquables	Maintien des habitats naturels Régulation de la faune et de la flore sauvage
	Remise en état des surfaces en prairie après inondation dans les zones d'expansion des crues	Maintien des habitats naturels Qualité de l'eau Paysage
	Gestion des marais salants (type ile de Ré) pour favoriser la biodiversité	Maintien des habitats naturels Régulation de la faune et de la flore sauvage
Ouverture des milieux	Maintien de l'ouverture par élimination mécanique ou manuelle des rejets ligneux et autres végétaux indésirables	Maintien des habitats naturels Qualité de l'eau
Produits phytosanitaires	Absence de traitement phytosanitaire de synthèse	Régulation des populations de nuisibles et pathogènes Qualité des eaux
	Mise en place de la lutte biologique	Régulation des populations de nuisibles et pathogènes

Par ailleurs, les MAE rémunèrent des pratiques à la parcelle, et prennent peu en compte les effets de masse créés par l'adoption d'une MAE par un grand nombre d'agriculteurs. Aussi, la valeur économique d'un service environnemental rendu sur une zone étendue n'est pas nécessairement égale à la somme des valeurs économiques de chaque unité géographique de la zone en question. Ceci nécessiterait donc potentiellement de multiplier encore davantage les évaluations.

De cette complexité, entre évaluation des services écosystémiques et rémunération des MAE, émerge la seconde difficulté du déploiement des méthodes : leur coût de mise en œuvre. De fait, l'évaluation des services écosystémiques, fortement dépendante des enjeux locaux, nécessite la mise en œuvre d'un grand nombre d'évaluations à l'échelle du territoire.

Néanmoins, cette complexité n'est pas spécifique à la rémunération fondée sur les services écosystémiques : elle apparaît tout autant dans le mode de rémunération actuel des MAE fondé sur les surcoûts et les manques à gagner par le changement de pratique. En effet, ces surcoûts et ces manques ne sont pas uniformes sur l'ensemble du territoire national. Pour prendre en compte ces spécificités régionales, des facteurs de pondération sont intégrés au calcul du montant de la MAE. Par exemple, pour la mesure LINEA07, le calcul prend en compte le nombre d'années durant lesquelles un entretien des mares est requis, d'après le diagnostic de territoire qui évalue le niveau moyen des besoins sur les mares et plans d'eau éligibles du territoire de mise en œuvre.

Aussi, malgré l'ensemble des éléments cités ci-dessus, **une approche pragmatique pour estimer la valeur du service environnemental pourrait être construite à partir de cet exemple.** L'évaluation économique des services environnementaux est donc possible : les méthodes sont théoriquement applicables pour déterminer l'influence des changements et maintien de pratiques sur l'évolution des valeurs des services écosystémiques. Toutefois, des incertitudes demeurent pour fixer avec précision le montant des rémunérations des MAE sur la base de ces services environnementaux. Ces incertitudes sont liées en particulier à la complexité et au manque de données concernant les impacts des pratiques agricoles sur les services écosystémiques, ainsi qu'à l'interdépendance des services écosystémiques entre eux. En outre, l'établissement de scénarios nécessite l'emploi d'hypothèses qui ne sont par définition jamais tout à fait certaines. Bien que ces incertitudes constituent actuellement un frein à l'évaluation économique pour un usage technique à l'échelle régionale, qui exige un niveau de précision élevé d'évaluation, il reste possible dans un premier temps de procéder à cette évaluation économique à des fins d'orientations politiques, pour prioriser les actions à mettre en œuvre dans le cadre des MAE. Notamment dans le cadre de définition d'une politique nationale, ces travaux permettraient de :

- lister les priorités d'intervention, notamment en tenant compte des MAE qui « maximisent » les services environnementaux ;

- définir le budget nécessaire à consacrer à la politique publique, et à ce titre les méthodes d'évaluation de la valeur monétaire des services environnementaux pourraient être utiles,

- dans une politique intégrant de nombreuses mesures comme les MAE, s'assurer de la proportionnalité entre les niveaux des paiements et le service environnemental rendu. Ce dernier peut être estimé par des approches techniques, sans aller jusqu'à une monétarisation.

4 MESURES AGRO-ENVIRONNEMENTALES (MAE) ET MARGES DE MANŒUVRE DANS LE CADRE DE L'OMC

L'objectif de cette quatrième partie est d'analyser la mise en œuvre des MAE dans les Etats membres de l'UE et d'identifier des marges de manœuvre existantes pour accroître l'incitation économique à l'adoption de ces mesures par les agriculteurs, tout en respectant les contraintes de la PAC et de l'OMC.

Cette partie est traitée en deux temps :

- dans un premier temps, nous rappelons les éléments considérés comme des faiblesses du fonctionnement des MAE, notamment en termes d'incitation monétaire ;
- dans un second temps, nous analysons des **mises en œuvre des MAE innovantes qui créent une incitation économique suscitant une adhésion des agriculteurs à des mesures agro-environnementales efficaces d'un point de vue environnemental**. Nous analysons en particulier si, parmi les mécanismes utilisés par les Etats membres pour rendre plus attractive l'adhésion aux MAE, certains se rapprochent d'un principe de rémunération de la valeur du service environnemental. En mobilisant l'approche décrite dans la partie 1.3, 5 Etats membres ont fait l'objet d'une analyse approfondie (l'Allemagne, l'Angleterre, l'Autriche, l'Italie, les Pays-Bas) et 3 d'une analyse plus rapide (l'Espagne, la Finlande et la Suède).et 5 L'annexe C présente la grille d'analyse des études de cas, ainsi que les résultats détaillés des études de cas. Nous en présentons dans la suite une analyse transversale qui permet de conclure sur les marges de manœuvre existantes dans le cadre de la PAC pour rendre les MAE plus attractives monétairement en France. Dans la partie 4, des innovations hors cadre du FEADER venant de ces études de cas sont également présentées.

4.1. Analyse des faiblesses des MAE sur la période 2007-2013

Outre les débats sur les impacts mitigés des MAE sur l'environnement, les évaluations des approches mises en place depuis 1992 ont révélé des **faiblesses des MAE pour susciter l'adhésion des agriculteurs aux engagements[24] les plus efficaces d'un point de vue environnemental** (Oréade-Brèche, 2005; Kleijn et al., 2006, 2011 et Baschet, 2009 dans Missirian, 2014; Gault et al., 2013). Ces dernières sont détaillées dans la suite, comme point de départ des analyses des innovations qui ont pu être produites par des Etats membres pour y répondre. Elles concernent **la mise en œuvre des MAE sur la période 2007-2013 pour laquelle on dispose d'un recul suffisant. Cependant, des progrès ont pu être faits sur la période suivante.**

4.1.1 Un calcul prenant insuffisamment en compte les coûts de transaction et du changement

Un des facteurs très souvent cités comme réduisant l'attrait des agriculteurs pour les MAE est que ces dernières ne tiennent pas suffisamment compte des coûts organisationnels et de transaction. Les coûts de transaction sont de différentes natures (acquisition d'information, apprentissage, gestion, administration mais aussi liés aux risques). La littérature sur le sujet (détaillée ci-dessous) montre que s'ils ne sont pas

24 Dans la suite du document, le terme « engagement » désigne les exigences des cahiers de charge et le contenu du contrat agro-environnemental que le bénéficiaire s'engage à respecter

correctement compensés, ils sont un facteur majeur pour expliquer le faible taux d'adhésion des agriculteurs aux MAE.

Il faut rappeler qu'entre 1999 et 2005, la réglementation européenne offrait la possibilité de majorer la rémunération de base de 20 % afin de rendre certaines MAE plus incitatives pour les agriculteurs. Cette opportunité était d'ailleurs bien mobilisée en France, notamment dans les zones Natura 2000 ou encore pour favoriser des problématiques locales comme des opérations collectives de montagne en Alsace (Oréade-Brèche, 2012). Les Pays-Bas l'utilisaient, quant à eux, pour inciter des agriculteurs, en mode de production très intensif, à s'engager dans des MAE. Enfin, certains Etats membres, comme le Portugal ou la Grèce, majoraient systématiquement leurs MAE sur l'ensemble du territoire. A partir de 2007 et en raison de la reprise des négociations agricoles à l'OMC, **cette autorisation de majoration a disparu au profit d'une autre, justifiée par la nécessité de prendre en compte les coûts de transactions incombant à l'agriculteur pour la contractualisation** (Dupraz, 2007). Certains Etats membres ont utilisé cette majoration de manière systématique, contrairement à d'autres, comme la France. En France, sur la période 2007-2013, les coûts de transaction pris en compte correspondaient uniquement au temps passé en formation ainsi qu'à la réalisation de diagnostics d'exploitation, et ce uniquement lorsqu'ils étaient imposés par les cahiers des charges des mesures.

Dans le cadre des MAE, des coûts de transaction sont supportés par les deux contractants, l'autorité de gestion et les récipiendaires de l'aide. Celui supporté par l'autorité de gestion est essentiellement lié à l'acquisition d'information sur le bénéficiaire pour s'assurer de sélectionner les bons bénéficiaires, de l'application des pratiques nécessaires pour atteindre l'objectif environnemental. Les coûts de transaction supportés par l'agriculteur sont de différentes natures : coût d'acquisition de l'information, coût d'apprentissage des compétences techniques nécessaires à l'adoption de nouvelles pratiques, ainsi que les coûts de gestion et d'administration du contrat (Kuhfuss, 2013). L'enquête réalisée par Kuhfuss (2013) met en évidence que **les facteurs de non adoption les plus cités sont la lourdeur et la complexité administratives**. Mettepeningen et al. (2009, dans Louis et Rousset, 2010 et dans Kuhfuss, 2013) ont montré que dans 10 régions européennes (dont une région française) les coûts de transaction supportés par les agriculteurs dans le cadre des MAE représentaient 14 % des coûts totaux liés au changement de pratiques, avec une variabilité de 5 à 35 %.

Les coûts de transaction dépendent également, selon Allaire et al. (2009) « *de la qualité institutionnelle de la mise en œuvre des MAE, c'est-à-dire la capacité des porteurs de programmes agro-environnementaux à les faire connaître, à mobiliser les réseaux professionnels ou associatifs et susciter la confiance dans le dispositif* ».

Comme le souligne Kuhfuss (2013), la littérature sur les MAE insiste aussi sur les **coûts de transaction liés à l'incertitude. En effet, le coût d'opportunité peut varier,** il est fonction de la volatilité des prix agricoles et des prix des intrants, associée à des risques de fluctuations des rendements, non maîtrisés par l'agriculteur et liés au changement de pratiques. Les prix du marché ne sont jamais connus au moment où les décisions sont prises par les agriculteurs alors qu'ils les influencent fortement (Cour des Comptes, 2011 ; Oréade-Brèche, 2005). **Cette variabilité du coût d'opportunité s'oppose à la rigidité du contrat, établi pour une durée de 5 à 7 ans** (Christensen et al., 2011, dans Khufuss, 2013).

Enfin, comme le souligne Louis et Rousset (2010), « ***l'action des pouvoirs publics peut générer de l'incertitude*** », incertitude liée d'une part aux changements d'orientations politiques à la tête de l'Etat et d'autre part aux modifications du contexte réglementaire et institutionnel, susceptibles d'affecter les conditions du contrat et le contexte de mise en œuvre de celui-ci. Les nombreux changements dans le cadre européen et la mise en œuvre nationale des MAE jouent défavorablement sur la contractualisation. Ceci souligne l'importance de la continuité dans le temps de l'accompagnement public technique et financier.

Au**-delà des coûts transaction « classiques », les MAE comportent également un « coût de changement » qui le plus souvent a été négligé dans l'analyse des coûts engendrés par l'adoption de la pratique**. Les MAE reposent en effet sur des changements d'itinéraires techniques, parfois même de systèmes de production dans leur ensemble, qui dans certains cas sont loin d'être anodins pour les agriculteurs. Elles **supposent non seulement des changements techniques engendrant l'acquisition de connaissances et de références, mais parfois des investissements et des changements organisationnels (gestion de la charge de travail, de la main d'œuvre). Ces changements peuvent nécessiter également des évolutions à l'aval et à l'amont de l'exploitation, c'est-à-dire à l'échelle de l'ensemble de la filière agricole** et des structures les accompagnant (Mathé et Rivaud, 2010 ; Meynard et al., 2013). Actuellement, la spécialisation des exploitations agricoles et des filières « *autour d'une production unique et d'un ensemble de savoir-faire répondant aux exigences du modèle d'optimisation des systèmes productifs, a conduit les agriculteurs sur un sentier de dépendance qui contraint aujourd'hui leur positionnement stratégique. L'inertie des routines et la dépossession de certaines compétences […] limiteraient la capacité des exploitants à s'approprier les connaissances* » (Mathé et Rivaud, 2010). **Ce manque de connaissances et de compétences contribue à ce que les agriculteurs aient une perception du risque, lié aux changements de pratiques, supérieure à la réalité. Ce qui se traduit par un consentement à recevoir pour changer les pratiques qui peut être très élevé**. Ce phénomène dit de « dépendance au sentier » existe aussi dans les structures de formation, de conseil agricole, dans les entreprises amont et aval qui sont adaptées à un modèle agricole intensif et de ce fait le soutienne (Mollard et al., 2003 ; Labarthe 2005 ; Ansaloni et Fouilleux, 2006 ; Meynard et al., 2013). Plusieurs facteurs peuvent réduire cette dépendance au sentier, notamment une bonne compréhension par les agriculteurs des enjeux environnementaux qui sont liés à l'adoption de pratiques alternatives, une bonne connaissance des coûts et bénéfices liés aux pratiques etc. Or, le montant des aides, tel qu'il est défini actuellement, ne prend pas ou peu en compte le « *coût du changement* » opéré sur les exploitations agricoles et dans le reste des filières, pour sortir de cette dépendance au sentier.

Enfin, Kuhfuss (2013) met en évidence que **les facteurs psychologiques, comportementaux et sociaux rentrent en ligne de compte dans le processus de prise de décision des agriculteurs**. Elle précise que « *les caractéristiques socio-professionnelles de l'agriculteur, comme son âge, son niveau d'éducation, sa sensibilité environnementale, la taille de son exploitation, et ses motivations professionnelles, sont des éléments qui interviennent dans sa capacité et sa volonté à innover, à changer de pratiques et à s'engager dans des logiques de production différentes* ». Ainsi, une enquête menée dans l'UE a montré qu'une grande partie des non-participants aux MAE, notamment de Bavière et Saxe, justifiaient ce choix par leur sentiment que les mesures proposées n'auraient pas d'impact sur l'environnement (Falconer, 2000 dans Kuhfuss, 2013).

4.1.2 Des paiements homogènes ne reflétant pas les disparités de coûts d'opportunité

Une autre difficulté propre à la règle de la compensation des pertes de recettes et des coûts de mise en œuvre est que, par définition, ces coûts d'opportunité sont spécifiques à chaque exploitant. Les montants des MAE ne peuvent pas être calculés sur une base individuelle pour des raisons évidentes de coûts d'administration des dispositifs**. La plupart des Etats membres ont opté pour des calculs des coûts moyens à une échelle régionale voire nationale, couplés le plus souvent à une logique de guichet pour attribuer les aides** selon laquelle la candidature des agriculteurs est acceptée dès lors que les critères d'éligibilité sont remplis (Cour des comptes, 2011). Ces approches s'opposent donc à des logiques de types appels d'offre/enchères (cf. infra) qui sont pourtant autorisées par le règlement CE *n° 1698/2005*.

Par conséquent, les paiements vont nécessairement dans certains cas sur-compenser les coûts d'opportunité et dans d'autres cas les sous-compenser. Logiquement plus les agriculteurs sont éloignés des

pratiques exigées dans le cahier des charges de la MAE (c'est-à-dire le plus souvent, plus ils ont adopté des modes de production intensif) et plus ils risquent d'être sous-compensés par rapport à un calcul moyen et donc de ne pas s'intéresser à la MAE. A l'inverse les agriculteurs les plus proches ou ayant déjà adopté les pratiques (en mode de production extensif) seront souvent sur-compensés car ils auront peu de changements à engager, ce que l'on désigne par la **sélection adverse**. D'un point de vue de l'efficacité, le dispositif comporte donc un risque de ne pas parvenir à intégrer les agriculteurs dont l'adoption de la mesure apporterait le bénéfice environnemental le plus important au moindre coût (Thoyer et al, 2003 ; Oréade-Brèche 2005 ; Khufuss, 2013). Ceci amènent ces auteurs à souligner des risques d'**effets d'aubaine** : dans certains cas les MAE n'engendrent pas de changement de pratiques ou encore les agriculteurs auraient adopté ces pratiques sans les MAE (Oréade-Brèche, 2005 ; Epice et Ade, 2011 ; Kufhuss, 2013). Par exemple, en France pour la Prime herbagère agro-environnementale (PHAE), proposée sur l'ensemble du territoire, « *il apparaît que près de la moitié des bénéficiaires […] répondant à l'enquête déclare qu'ils n'auraient rien changé à leurs pratiques. Elle conduit également à constater que seulement environ 5 % des surfaces de prairies engagées dans des mesures herbagères (MAE 19 et 20) étaient réellement menacées de retournement* » (Baschet, 2009). Un autre exemple, en Espagne, illustre bien ce phénomène : « *pour l'un des projets audités, un apiculteur avait perçu 1 770 euros au titre de ces exigences qui, en pratique, consistaient à inscrire quelques lignes dans son registre* » (Cour des Comptes, 2011).

Cette limite très souvent citée dans les évaluations de terrain des MAE doit cependant être nuancée : ce phénomène a été démontré pour de nombreuses mesures non zonées avec une adaptation faible des cahiers des charges et des montants selon les zones. En revanche **plus les MAE sont zonées (ouverture de la MAE sur zone à enjeux, délimitée), avec la possibilité d'adapter la MAE (paiement et contenu technique) aux contextes locaux plus ce biais est réduit**. Ainsi la Cour des Comptes (2011) rappelle qu'il est conseillé d'ajuster le montant des aides aux zones géographiques où elles sont octroyées : « *conformément à l'article 53 du règlement (CE) n° 1974/2006, les États membres veillent à ce que le soutien financier pour les sous-mesures agro-environnementales soit différencié de manière à prendre en compte les caractéristiques spécifiques des sites, au niveau local ou régional et, le cas échéant, l'affectation effective des sols* ». L'enjeu pour les Etats membres est donc de trouver le bon degré de standardisation pour réduire les coûts liés à la conception, la mise en œuvre, le suivi et le contrôle pour les autorités de gestion, mais permettre une adaptation technique des cahiers des charges des montants des MAE aux contextes locaux. Dans le cas français plusieurs MAE étaient calculées sur des moyennes nationales lors de la programmation 2007-2013, avec un risque d'effets d'aubaine élevé mais les calculs sont basés sur des moyennes régionales pour la programmation à venir).

Il faut également souligner que l'arbitrage entre des mesures très ciblées et souvent sélectives et des mesures plus générales, appliquées à une large échelle géographique et soutenant des types d'agriculture traduisent aussi des arbitrages budgétaires. Ces derniers sont influencés par **des enjeux politiques relevant de négociations sur le partage des enveloppes entre les filières agricoles ou les régions, qui influencent à la fois le contenu technique des mesures et les budgets qui leur sont alloués**. Les mesures soutenant des types d'agriculture comportent *de facto* des risques d'effets d'aubaine plus élevés si elles ne font pas l'objet d'adaptations locales. Elles peuvent avoir pour origine des enjeux d'équilibrage de répartition budgétaire entre secteurs et sont dans ce cas en général peu sélectives et peu ambitieuses d'un point de vue environnemental, afin de permettre à un maximum de producteurs d'en bénéficier.

Ces débats sur les effets d'aubaine et la sélection adverse soulèvent deux questions de fond sur les MAE : l'une relevant de l'équité et l'autre relevant de l'efficience économique.

Elle pose en effet une question d'équité, puisque les producteurs vertueux peuvent considérer comme inéquitable que les paiements soient centrés sur les producteurs qui ne sont pas « vertueux » d'un point de vue environnemental, engendrant un risque de démotivation de ceux qui ne bénéficient pas du paiement et

de signal négatif des pouvoirs publics envers ces derniers. Ceci peut être source de blocages dans la mise en place des dispositifs.

Au-delà de l'équité, la logique économique tendrait à considérer que pour être efficientes les MAE devraient être centrées sur la rémunération des externalités positives des agriculteurs et non pour compenser des agriculteurs « pollueurs » afin qu'ils limitent leurs externalités négatives. Dans ce dernier cas, la législation mais aussi les taxes sont la réponse la plus directe dans un contexte où des coûts transaction élevés existent. L'utilisation de subventions est, en effet, un dispositif efficace si elle compense les coûts (techniques et d'investissement) du passage d'un système à l'autre, autrement dit si elle est transitoire. Dans les faits de nombreuses MAE sont des paiements destinés à limiter les impacts négatifs notamment les pollutions diffuses (en France les mesures aux systèmes fourragers économes en intrants (SFEI) par exemple, les MAE Ferti etc.). Ceci s'explique par des arbitrages politiques, mais aussi par des contraintes techniques sur la mise en place de taxes sur les pollutions diffuses de l'agriculture (difficulté d'établir le lien entre la pollution diffuse et la pratique). Ce type de MAE sont donc dans un paradoxe dans lequel il faut compenser plus les agriculteurs pollueurs puisque leur coût de changement de pratiques est supérieurs à ceux qui sont faiblement pollueurs d'une part et que d'autre part la disparition de la MAE à toute chance de s'accompagner de la disparition de la pratique. Notons que l'adoption d'une logique de rémunération du service environnemental amènerait à une autre définition des paiements, selon laquelle les agriculteurs vertueux, dans des zones où leurs pratiques sont menacées, pourraient être rétribués à un niveau équivalent de celui des agriculteurs qui ont des coûts élevés à engager pour fournir le service, nous reviendrons sur cette réflexion dans la partie 6 .

Ces réflexions ouvrent sur le débat concernant le financement du changement ou du maintien des pratiques. Rappelons que jusqu'en 2013, le règlement européen stipulait que les MAE devaient financer des changements de pratiques. Le nouveau règlement de 2013 autorise le financement du maintien de pratiques. Dans les faits, il est utile de distinguer d'une part les systèmes de production agricole en zones marginales (peu productives) qui sont fournisseurs de nombreuses externalités positives, mais ne sont pas ou sont faiblement rentables et sont donc menacés de disparition ; et d'autre part des systèmes dans des zones de production centrales (à avantage comparatif) qui ont tendance sous l'effet des mécanismes de marché à s'intensifier si elles ne supportent pas le coût de leurs externalités négatives. Dans les zones marginales, l'enjeu est le plus souvent de maintenir des systèmes productifs extensifs existants (sous conditions précises) au titre des services environnementaux fournis, ainsi les MAE ont toutes chances dans ces zones de rémunérer des pratiques existantes et ce faisant d'atteindre leurs objectifs. Notons que des instruments de type ICHN[25] soutenant de manière générale les systèmes de production peuvent y contribuent également (Reed et al, 2014). Dans les seconds types de zones, l'enjeu est avant tout de faire changer les pratiques des agriculteurs intensifs et dans une moindre mesure de permettre à ceux qui ont déjà opéré le changement de maintenir leurs pratiques lorsque des pressions externes les menacent. Le débat dans ces zones principales est donc d'une part d'accompagner le changement et d'autre part d'être en mesure de s'assurer de « l'additionnalité » des pratiques promues par les MAE c'est-à-dire de s'assurer du bénéfice additionnel apporté par la pratique comparée à la pratique standard. Ceci peut donc amener à distinguer des mesures finançant le changement de pratiques et des mesures rémunérant le maintien d'un service environnemental, nous poursuivons ce raisonnement dans la partie 6.

[25] Indemnité Compensatoire de Handicap Naturel.

4.1.3 Des contrats agro-environnementaux basés fréquemment sur une obligation de moyens

Deux options de fonctionnement des MAE sont envisageables par les Etats membres pour atteindre les objectifs environnementaux : une obligation de moyens ou une obligation de résultats. **Actuellement, les MAE sont majoritairement basées sur une obligation de moyens** (Dupraz et Pech, 2007 ; Cour des comptes, 2011). En effet, les cahiers des charges imposent généralement aux agriculteurs une série de pratiques, sans imposer eni contrôler les résultats environnementaux obtenus (augmentation de la biodiversité, amélioration de la fertilité des sols, etc.). Une obligation de résultats, à l'inverse, consisterait à dédommager les agriculteurs si et seulement si les résultats environnementaux attendus étaient obtenus et vérifiés. Ainsi, les dispositifs actuels reposent sur l'hypothèse selon laquelle les pratiques promues auront un effet sur l'environnement mais le **lien entre pratiques et aménités environnementales est rarement explicité** : d'après la Cour des Comptes (2011), « *les avantages environnementaux escomptés ne sont pas démontrés pour 24 % des contrats* ».

Ceci s'explique **par un déficit de connaissance scientifique sur les liens complexes entre pratiques agricoles et effets sur l'environnement**. Dans le cas de la qualité de l'eau par exemple des modèles sur les effets des nitrates existent, tel que le modèle STICS (Gomez et al., 2003, Jego, 2008) mais comportent des incertitudes importantes. Il n'existe pas encore de modèle équivalent pour les produits phytosanitaires. Cette difficulté à établir le lien entre pratique et effets sur l'environnement est accrue pour certaines mesures dont les impacts sont plus indirects et s'observent sur le long terme. Dans les faits, les résultats en termes environnementaux sont incertains, dans la mesure où un grand nombre de facteurs extérieurs vont les influencer, sans que les contractants aient de possibilité de contrôle sur ces facteurs (Whitten et al., 2007, Schwarz et al, 2008, dans Reed et al., 2014 ; Burton et al., 2013). Et ce d'autant plus que ces résultats sont dans certains cas (eau, paysage etc.) fonction des effets de seuil et de continuité évoqués plus haut, c'est-à-dire du fait qu'un nombre critique d'agriculteurs doit adopter la MAE dans une zone donnée.

Les mesures à obligation de moyens constituent donc la grande majorité des MAE, elles ont l'avantage d'être plus simples à mettre en œuvre pour la raison citée au-dessus mais aussi à contrôler (il est souvent plus aisé de vérifier la mise en place des moyens que les résultats sur l'environnement). Par ailleurs, les mesures à obligations de moyens sont perçues comme moins risquées. En effet, si les mesures sont établies sur une obligation de résultat alors l'agriculteur doit assumer seul le risque de l'occurrence de facteurs exogènes freinant l'atteinte des résultats environnementaux.

L'intérêt des approches à **obligation de résultats est qu'elles sont plus flexibles pour les agriculteurs** et qu'elles ont l'avantage central de **favoriser le développement d'innovations par les bénéficiaires en les laissant libres du choix des moyens à mettre en place** (ici des pratiques agricoles à développer) pour atteindre les résultats. L'approche du paiement lié au résultat en termes de production, restauration du service écosystémique, est une approche *a priori* plus directe qui permet de responsabiliser et de professionnaliser les agriculteurs dans leur contribution à la restauration /préservation des services écosystémiques. Cela procède cependant d'un changement radical dans le partage des risques associés à la réalisation de l'ambition environnementale. Dans une mesure à obligation de moyen, la collectivité prend seule le risque de ne pas atteindre l'objectif puisqu'un résultat insuffisant n'affecte pas le paiement de l'agriculteur qui satisfait à son obligation de moyens. C'est l'inverse dans une mesure à obligation de résultat dans laquelle l'agriculteur est incité à mobiliser des moyens intellectuels, matériels et financiers pour réduire le risque d'échec. Comme il est probable qu'une large part de ce risque ne soit pas maîtrisable par l'agriculteur, cela implique que son consentement à payer intègre la prime de risque associée, augmentant d'autant la compensation nécessaire. Ainsi les mesures liées aux résultats accroissent l'efficacité des mesures en laissant les agriculteurs mobiliser l'ensemble de l'information dont ils disposent pour mettre en place les moyens nécessaires sur les parcelles où ils ont le plus de chances d'atteindre le

résultat escompté. En cela il a été montré qu'elles améliorent la motivation des agriculteurs (Gibbons et al., 2011, Hasund et al., 2013, dans Reed et al. 2014 ; Kuhfuss, 2013). Des **MAE à obligation de résultats sont donc adaptées et utilisées dans des cas précis où le lien entre pratiques et résultats environnementaux est facile à établir et suivre**, le plus souvent des cas de protection de la biodiversité. Ces cas nécessitent également de résoudre la question de la temporalité des paiements : les paiements doivent-ils être réalisés en avance ou une fois les résultats obtenus ? Si la deuxième solution paraît la plus appropriée, elle pose un **problème d'acceptabilité pour les bénéficiaires, dans la mesure où ceux-ci recherchent des paiements réguliers pour couvrir les coûts de maintenance à court terme** (Reed et al., 2014). En France une mesure de ce type de mesure a été introduite (herbe 07 – prairie fleurie). Les Pays-Bas ont également testé une approche de ce type pour la période 2007-2014, mais elle n'a fait l'objet que d'une faible participation, les exploitants agricoles avaient peur de ne pas atteindre les résultats escomptés et donc ne pas recevoir la prime. La mesure a donc été révisée en 2009 et propose des paiements basés sur une obligation de moyens (entretiens Commission européenne).

Notons que certaines mesures sont des mixtes des deux approches, c'est-à-dire sans pouvoir suivre des résultats en termes environnementaux, elles demandent des résultats précis sur les pratiques en utilisant par exemple dans le cas français des indices de traitement. En effet dans la précédente programmation du programme de développement rural, les MAET à indice de fréquence de traitement (phyto 04, phyto 05, phyto 06, phyto 14, phyto 15 et phyto 16) font appel à une obligation en termes de réduction de l'usage de produits phytosanitaires. Cet indicateur innovant permet de mettre en évidence les progrès agronomiques. Ce type de MAE est populaire au sein des territoires DCE ainsi que fortement contractualisé, cependant selon l'évaluation à mi-parcours du Programme de Développement Rural Hexagonal (PDRH) (Epices et ADE, 2011), la moitié des opérateurs est partagée sur l'efficacité environnementale de ces mesures à obligation de résultats « indirects ».

4.1.4 Une articulation insuffisante des MAE avec d'autres instruments de politiques publiques

A l'échelle européenne, **il est par ailleurs déploré un manque d'articulation des MAE du FEADER avec** les autres mesures des programmes de développement rural mais également avec le premier pilier de la PAC (Cour des Comptes, 2011).

L'articulation des MAE avec d'autres mesures du FEADER, telles que les aides destinées aux investissements non productifs et productifs, le soutien à la compétitivité et à la diversification, ou encore les mesures pour le renforcement de capacités des agriculteurs et la diffusion d'informations (conseil, formation, animation, etc.), permettrait de **faire bénéficier aux agriculteurs d'un ensemble intégré d'aides rendant les MAE plus efficaces** (IEEP, 2011). Par ailleurs, les interactions avec les projets LEADER sont actuellement très limitées, alors qu'elles pourraient contribuer à la réussite des MAE en apportant une dimension d'action collective aux dispositifs (Cour des Comptes, 2011).

L'évaluation à mi-parcours du PDRH (Epices, ADE, 2011) montre dans le cas français parfois des incohérences entre les objectifs visés des MAE et les soutiens du premier pilier de la PAC : par exemple, la dotation spécifique à l'herbe introduite en 2010 suite au Bilan de santé dans le PAC dans le premier pilier ne contenait pas de taux de chargement maximum alors que la PHAE visant les mêmes systèmes était plus contraignante. Nous montrons dans la partie suivante que certains Etats membres ont su bien articuler ces dispositifs et notamment trouver des synergies avec le programme LIFE.

4.2. Les approches dans l'UE permettant de mieux rémunérer les services environnementaux

Une analyse transversale des innovations mises en place dans l'UE de 2007 à nos jours ou prises par la France sur la période 2014-2020 est présentée ci-dessous, permettant de pallier certaines des faiblesses mises en évidence dans le §4.1.

4.2.1 Calcul des coûts d'opportunité et de transaction : ajuster les montants pour s'approcher du consentement à recevoir des agriculteurs

L'enjeu du calcul des paiements est de parvenir à s'approcher du consentement à recevoir des agriculteurs pour changer leurs pratiques, tout en respectant le cadre défini par la PAC. Nous montrons tout d'abord que les règles de l'OMC et de la PAC laissent une marge de manœuvre importante pour définir les paiements et les amener à un niveau supérieur à ceux actuels en France, puis nous identifions une série d'approches non-monétaires jouant sur les attributs des contrats ou hors contrats (accompagnement, etc.) qui permettent d'abaisser le consentement à recevoir des agriculteurs et donc d'accroître leur adhésion pour un paiement MAE donné.

4.2.1.1 D'importantes marges de manœuvre existent sur les modalités de calcul des coûts d'opportunités

La France fait partie des Etats membres qui ont les montants moyens à l'hectare les plus faibles sur la période 2007-2013

Rappelons que les MAE ne pèsent qu'un peu plus de 8% dans le budget de la PAC (estimation Oréade-Brèche à partir des dépenses programmées revues 2014 et des engagements sur le premier pilier sur la période 2007-2013).

Les niveaux des paiements unitaires des MAE sont simplement notifiés à la Commission européenne par les Etats membres. La Commission ne contrôle que les montants des paiements qui paraissent anormaux. Par conséquent, elle ne centralise pas de manière organisée ces informations. Ces informations sont donc à rechercher dans chacun des programmes de développement rural. Cependant, les Etats membres ne publient pas nécessairement la méthode appliquée pour calculer le niveau du paiement dans leur programme et peuvent considérer cette information comme confidentielle. Une plus grande transparence sera de mise pour la période à venir (mais les nouveaux programmes de développement rural ne sont pas publiés au moment de la conduite de l'étude). Par conséquent, sur ce point, les résultats de l'étude s'appuient essentiellement sur une revue de la littérature dans les pays et à dire d'experts. Il faut souligner également que l'analyse des modes de calcul et des niveaux de calcul est délicate car, pour juger de l'existence d'une composante « incitative » allant au-delà du principe des coûts et des pertes de recette engendrés par le changement de pratique, il faudrait des éléments de mesure objectifs. Comparer les niveaux unitaires d'un engagement donné d'un Etat membre à un autre est également peu pertinent car les engagements sont souvent légèrement différents et les conditions locales (notamment les seuils de références) spécifiques à chaque zone.

Ces limites soulignées, des écarts importants dans les montants des paiements existent entre les Etats membres comme le montre le tableau page suivante. **La France, avec un montant estimé à environ 410 €/ha pour l'ensemble de la période 2007-2013 fait partie du groupe des trois pays où les montants sont les plus faibles dans l'UE-27 sur la période 2007-2013.**

Les écarts entre les Etats membres s'expliquent tout d'abord par d**es écarts de budget consacré et d'ambition de couverture géographique**. La France a consacré environ 20% du budget des

programmes de développement rural aux MAE contre près ou plus de 30% en Allemagne, Irlande, Finlande, Suède, République Tchèque et surtout au Royaume Uni, qui consacre plus de 52% de son budget aux MAE. La France est, en contrepartie, **le premier pays en termes de surfaces engagée** et la Suède dans des MAE, ce qui s'explique notamment par les surfaces engagées dans la mesure PHAE (selon l'évaluation à mi-parcours du PDRH (Epices, ADE, 2011) 3,5 millions d'hectares étaient engagés ce qui représentent plus de la moitié des surfaces engagées en MAE). On pourrait ajouter que la France se distingue des autres pays étudiés par **une dispersion du budget sur un grand nombre de mesures**.

Ces écarts moyens traduisent également des écarts de montant unitaire par mesure, qui s'expliquent par les critères d'éligibilité utilisés : le contenu des cahiers des charges, la différenciation des paiements, la définition et l'application des seuils de référence et la prise en considération des différentes composantes du coût d'opportunité (Barnes et al., 2011 ; entretien CE, 2014).

Tableau 4 : Estimation du montant moyen des MAE et des budgets consacrés aux dispositifs MAE sur la programmation 2007-2013

Pays	Budget total MAE (000 €) programmé 2007-2013	% du budget MAE dans le budget total programmé	Surface en MAE de 2007-2012 Ha	% SAU en MAE	*Estimation des surfaces 2007-2013**	Montant moyen €/ha (surface/ montant MAE estimé*
Allemagne	4 210 885	29%	5 039 000	30	*5 878 833*	716
Autriche	3 534 865	45%	2 181 000	68	*2 544 500*	1 389
Belgique	356 805	27%	199 000	14	*232 167*	1 537
Bulgarie	279 177	9%	389 000	13	*453 833*	615
Chypre	65 088	24%	24 000	16	*28 000*	2 325
Danemark	295 139	29%	161 000	6	*187 833*	1 571
Espagne	2 466 819	18%	5 091 000	20	*5 939 500*	415
Estonie	210 887	23%	600 000	66	*700 000*	301
Finlande	2 408 748	35%	2 181 000	95	*2 544 500*	947
France	2 874 025	21%	6 000 000	22	*7 000 000*	411
Grèce	1 194 034	25%	500 000	12	*583 333*	2 047
Hongrie	1 137 329	22%	1 154 000	27	*1 346 333*	845
Irlande	1 892 494	44%	2 527 000	61	*2 948 167*	642
Italie	3 773 921	21%	2 357 000	18	*2 749 833*	1 372
Lettonie	202 451	15%	235 000	13	*274 167*	738
Lituanie	307 759	13%	252 000	10	*294 000*	1 047
Luxembourg	107 119	27%	118 000	90	*137 667*	778
Malte	9 525	9%	2 000	20	*2 333*	4 082
Pays Bas	244 740	22%	228 000	12	*266 000*	920
Pologne	2 314 861	13%	2 048 000	13	*2 389 333*	969
Portugal	618 284	13%	954 000	27	*1 113 000*	556
République Tchèque	1 092 979	30%	1 070 000	30	*1 248 333*	876
Roumanie	1 270 673	14%	1 841 000	13	*2 147 833*	592
Royaume Uni	4 026 522	52%	5 313 000	33	*6 198 500*	650
Slovaquie	390 256	15%	357 000	18	*416 500*	937
Slovénie	272 113	23%	218 000	45	*254 333*	1 070
Suède	1 984 519	47%	1 908 000	61	*2 226 000*	892
UE 27	37 542 015	25%				

Source : Elaboration propre sur données Eurostat (montants : http://enrd.ec.europa.eu/enrd-static/policy-in-action/rural-development-policy-in-figures/rdp-monitoring-indicator-tables/financial-and-physical-indicators/en/financial-and-physical-indicators_en.html; surfaces : http://enrd.ec.europa.eu/enrd-static/app_templates/enrd_assets/pdf/measure-information-sheets/C_Infosheet_214.pdf). L'ensemble des données sur le budget alloué aux PDR européens sont des données portant sur les budgets programmés 2007-2013, actualisés en février 2014 suite à la révision du bilan de santé de la PAC

*Le chiffre présenté est une estimation des montants moyens des MAE par hectare puisque tout d'abord les budgets prévisionnels actualisés 2014 ont été utilisés (et non les dépenses) et que les surfaces sur la période 2007-2013 sont une estimation réalisée à partir des surfaces MAE de 2007 à 2012 (la surface MAE annuelle moyenne pour l'année 2013 est estimée à partir des surfaces totales pour les six années de mise en œuvre – 2007/2012, cette surface MAE annuelle ainsi été ajoutée au total des surfaces sur la période 2007-2013). Cette estimation présente diverses limites : la progression de la contractualisation n'est pas linéaire et elle est variable suivant les pays ; les dépenses sont divisées par des surfaces physiques et non pas par des surfaces aidées (dans lesquelles une même surface peut-être comptabilisée au titre de plusieurs mesures) ; enfin certaines MAE ne sont pas surfaciques (ex. aides à la préservation des ressources génétiques) mais sont ici néanmoins rapportées à la surface. Ces estimations sont dont à interpréter avec précaution (surestimation à la hausse des aides par hectare).

.

L'écart reflète des différences dans les méthodes de calcul des paiements unitaires mais également des arbitrages politiques sur les budgets et les surfaces MAE cibles

Les principes de calcul des montants unitaires sont relativement similaires dans les Etats membres dans la mesure où ils sont relativement précisément définis dans les règlements européens et basés sur un calcul des coûts d'opportunités.

Les travaux de Barnes et al. (2011) montrent que, dans la plupart des Etats membres, les manques à gagner sont estimés en se basant sur les différentiels de marges brutes des exploitations agricoles entre la situation *business-as-usual* et celle avec adoption du paiement agro-environnemental induisant le changement de pratiques. Ces estimations reposent sur des hypothèses concernant les systèmes de production, comme des rotations ou des assolements types.

> Par exemple, en France, pour la mesure irrig04, l'assolement de référence pour le calcul de la ligne de base est le suivant : orge-maïs-blé dur-maïs. Le montant de la mesure correspond à la perte brute entre cet assolement de base et un assolement alternatif orge-soja-maïs-blé dur-maïs. Dans d'autres cas, les manques à gagner sont calculés en se basant sur la différence de rendement multipliée par le prix du marché. Dans de très rares cas, les pertes de paiements uniques ou d'ICHN causées par les changements de pratiques sont également incluses dans les pertes de revenus. Les coûts systématiquement pris en compte sont ceux concernant la main d'œuvre, le coût du matériel et le coût des matières. Les coûts de transport et de loyers sont quant à eux parfois inclus.
>
> Certains pays comme la Lituanie ou l'Ecosse intègrent dans les coûts les frais liés aux emprunts et l'amortissement.
>
> D'autre part, en France et dans les autres Etats membres, les formules de calcul de paiement considèrent aussi les réductions des coûts liées à la diminution, voire la suppression de certains intrants.

Les montants ainsi calculés sont revus en fonction des disponibilités budgétaires et des arbitrages politiques sur ce sujet, qui sont influencés par le lobbying des acteurs du développement rural, les niveaux de paiements fixés dans les programmes précédents, etc. (Barnes et al., 2011 ; entretiens Commission européenne).

Il faut souligner en effet que les enjeux environnementaux ciblés soulèvent des questions de seuils en termes de nombre d'agriculteurs à inclure et de continuité écologique. Or, ces seuils ont **rarement été estimés par les Etats membres, tout comme les montants cumulés qu'il faudrait pour financer le nombre d'agriculteurs à cibler** (Cour des Comptes, 2011). Par exemple, la Cour des Comptes (2011) relève qu'« *en Pologne, trois sous-mesures de base, représentant 75 % des dépenses en 2008, ont été mises en œuvre sur moins de 1 % des superficies agricoles exploitées dans les régions visitées par la Cour. Aucune donnée n'est disponible pour démontrer que cette couverture est suffisante pour produire des effets sur l'environnement. En dépit de cette faible couverture, les montants des aides pour ces sous-mesures ont été maintenus à un niveau sensiblement inférieur (entre 16 % et 44 %) aux montants calculés à partir des coûts supplémentaires supportés et des pertes de revenus enregistrées* ».

A partir des cas étudiés, on peut cependant lister plusieurs marges de manœuvre dans la réglementation européenne pour augmenter le niveau des paiements, mobilisées dans d'autres Etats membres de l'UE mais peu utilisées par la France. Il s'agit notamment :

- **du choix des valeurs de références** : il joue fortement sur le calcul des coûts (entretiens Commission européenne ; Missirian, 2014), on note ainsi des différences entre les Etats membres dans :
  - les valeurs de référence telles que le coût du travail ;
  - le choix des périodes de référence utilisées pour déterminer les valeurs de référence (prix des intrants, prix agricoles, rendements, etc.). Ainsi, par exemple, dans le calcul du montant des MAE, la Pologne utilisait « *les chiffres de 2001-2003 pour estimer les pertes de revenus, en dépit de hausses importantes intervenues depuis lors* » (Cour des Comptes, 2011 ; entretiens Commission européenne) ;
  - le type de valeur : moyenne, médiane, maximale ou minimale ;
  - les sources de données, leur type et leur fiabilité : il ne s'agit pas d'un levier en soit mais la fiabilité et le choix du set de données influencent le résultat du calcul (Barnes et al, 2011) ;
  - la représentativité des données : données nationales, régionales ou locales ;
  - l'échelle géographique retenue pour calculer les valeurs de référence ;

- **de la possibilité de dépasser les plafonds d'aide imposés par la CE** (présentés dans le Tableau 1), en le justifiant : la France n'utilise pas cette possibilité, contrairement à d'autres Etats membres (entretiens Commission européenne), alors que, dans certains cas, la justification était produite. Par exemple, pour la période 2007-2013, il est noté dans le PDRH que pour certaines MAE françaises, le montant des pertes de revenus et des surcoûts occasionnés par le respect des cahiers des charges est supérieur, voire très supérieur au montant maximal communautaire. C'est le cas pour la mesure couver05 (2007-2013), pour laquelle il était estimé un manque à gagner de 1 747 € pour les cultures légumières et de 1 432 € pour l'arboriculture et la viticulture. Cependant, le plafond communautaire de 900 € a tout de même été appliqué, portant le montant de l'aide pour cette MAE à 900 € par hectare ;
- **la majoration des paiements pour mieux tenir compte des coûts de transaction :** elle est autorisée dans la limite de 20 % du montant total, voire 30 % pour les engagements collectifs pour la période 2014-2020. **Certains pays l'appliquent systématiquement comme c'est le cas en Autriche (10 %) ou en Finlande (20 %),** tandis que d'autres Etats membres, comme l'Ecosse, ne l'appliquent pas. Les Etats membres ont, par ailleurs**, une définition différente des coûts de transaction.** Ainsi, en Finlande la recherche d'informations et de conseils était incluse dans les coûts de transaction. En Ecosse, pour les aides à l'agriculture biologique, ont été considérés comme des coûts supplémentaires, les éléments de gestion supplémentaires tels que le temps dédié à la recherche d'information et l'acquisition d'expérience, la planification et la mise en place de la conversion à l'agriculture biologique, le marketing, la gestion des ventes et de l'administration (Barnes et al, 2011). Comme cela a déjà été souligné précédemment, **cette majoration est très rarement utilisée en France sur la période 2007-2013 et ne concerne que les engagements soumis à l'obligation de suivre des formations ou des diagnostics.**

Notons par ailleurs que deux autres éléments pourraient être mobilisés par les Etats membres, notamment la France, mais ne le sont pas ou peu :

- **la prise en compte des coûts fixes :** Barnes et al. (2011) rappellent qu'un grand nombre d'études[26] ont mis en évidence la nécessité de prendre en compte les coûts fixes dans les calculs du montant des MAE, or la possibilité de les intégrer n'est pas spécifiquement mentionnée dans la réglementation européenne ; néanmoins quelques exemples existent. Il s'agit notamment des aides à l'AB de la province de Pais Vasco en Espagne ; ceci peut être également fait par une meilleure

[26] Barnes et al. (2011) citent notamment les études suivantes : Espinosa-Goded et a., 2009 ; Hrabalova et al., 2007 ; Edwards and Fraser, 2001.

articulation avec les autres dispositifs publics notamment les autres dispositifs des programmes de développement ruraux, nous en donnons des illustrations plus bas ;

- **la modulation des aides en fonction de la variabilité des prix agricoles** : elle pourrait être appliquée mais elle n'est utilisée par aucun Etat membre (entretiens Commission européenne). La Cour des Comptes met pourtant en évidence que « *lors de la modification du programme de développement rural français, en mai 2008, il a été prévu que les montants des primes agro-environnementales pourraient être révisés dans les conditions suivantes : la révision du mode de calcul couvre tous les éléments majeurs du mode de calcul des primes, les chiffres moyens des deux dernières années sont utilisés, un récapitulatif de la participation aux mesures en question doit être fourni, l'État membre doit revoir les éléments de calcul tous les 2 ans et faire connaître ses conclusions à la Commission. Une clause de révision sera incluse dans tous les nouveaux contrats, de même que dans les contrats en cours lorsque les bénéficiaires acceptent de bénéficier de primes révisées.* ». A notre connaissance, cette clause de révision n'a cependant pas été mobilisée. Ainsi, la majorité des Etats membres garde un montant d'aide fixe, car cette solution est moins onéreuse (en termes de coûts administratifs et financiers) (Cour des Comptes, 2011). Le calcul de ces montants tient souvent compte de la volatilité passée des prix. Ainsi, en France, le prix de référence est basé sur la variation des prix des six dernières années. Cependant cette approche part du principe que la volatilité passée des prix sera une estimation de la volatilité future, or dans le contexte actuel de très forte variabilité des prix agricoles on peut contester cette hypothèse et des modalités de révision des primes, en cas de forte fluctuation des cours, pourraient contribuer à garantir leur attractivité pour les producteurs. Depuis 2007, la variabilité des prix constitue le principal facteur de celle des coûts d'opportunité, avec un effet sans commune mesure par rapport à la période précédente. Une tentative d'indexation des aides agro-environnementales sur une moyenne glissante des prix agricoles des deux années précédentes à celle du paiement existe cependant aux Pays-Bas et mériterait d'être explorée.

Ces différences jouent fortement sur les résultats des calculs des Etats membres ; toutes les méthodes citées ont été acceptées par la CE, montrant **que plusieurs leviers pourraient être mobilisés en France pour accroître les paiements unitaires** et **qu'il existe sur ce point une importante marge de manœuvre.** Il faut, en effet, rappeler que la CE approuve les montants des paiements mais qu'elle ne peut pas vérifier systématiquement le détail des calculs sur lesquels se basent les paiements agro-environnementaux et que certains Etats membres allaient même jusqu'à ne pas détailler le calcul utilisé pour déterminer le montant de l'aide jusqu'en 2013 (Cour des Comptes, 2011). Par contre, la CE réalise des contrôles ponctuels lorsque les valeurs paraissent aberrantes, comme ce fut le cas pour les Pays-Bas qui avaient proposé une MAE avec une compensation à 3 500 € par hectare (entretiens Commission européenne).

4.2.1.2 Des approches pour ajuster le calcul des coûts d'opportunité au plus près des réalités des exploitants et dans certains cas tenir compte du service environnemental

Nous avons montré dans la partie précédente que le cadre de l'OMC, tel qu'il est traduit dans la PAC, laisse une marge de manœuvre importante en France pour augmenter les paiements. Cependant, l'enjeu n'est pas que d'augmenter les paiements, il s'agit également de les ajuster au plus près de la réalité du consentement à recevoir des agriculteurs afin de maîtriser les dépenses publiques (autrement dit ne pas payer plus que nécessaire les agriculteurs pour faire accepter la pratique ou la maintenir). Plusieurs méthodes sont mises en place par les Etats membres pour que les paiements s'approchent au mieux des coûts d'opportunité réellement supportés par les agriculteurs.

Les approches ascendantes et la décentralisation couplée au ciblage géographique, pour favoriser l'adéquation entre le montant des MAE, leur spécificité technique et les enjeux spécifiques locaux

De nombreux cas d'approches ascendantes et ciblées localement ont été mis en évidence et **favorisent une estimation des surcoûts et des manques à gagner plus proches de la réalité de terrain** en se focalisant sur des zones plus homogènes et en s'appuyant sur les données locales. Elles ont également souvent la vertu **de favoriser une meilleure adéquation entre les cahiers des charges techniques, les contraintes locales et les enjeux environnementaux**. Elles **favorisent également une meilleure appropriation des dispositifs et des enjeux par les agriculteurs**, **sont donc de nature à améliorer globalement l'efficience des dispositifs**. **Elles répondent donc à la nécessité de ciblage qui permet de limiter les risques de sélection adverse**.

« *La décentralisation et la participation des parties prenantes dans le design des MAE sont souvent considérées comme un moyen de réduire l'asymétrie d'information entre les décideurs publics et les agriculteurs (Canton et al., 2009). En effet, une meilleure connaissance du territoire et des agriculteurs, acquise par la concertation et l'ajustement aux conditions locales, permet de mieux prendre en compte l'hétérogénéité des milieux et des pratiques agricoles et la variabilité des coûts de mise en œuvre (Falconer et Sanders, 2002 ; Lacroix et al., 2010). (…) Les mesures conçues à un niveau institutionnel plus proche des agriculteurs ont également l'avantage de présenter plus de légitimité et d'acceptabilité (Beckmann et al., 2009) » (Kuhfuss, 2013).*

Ces approches sont, par exemple, utilisées en Italie, dans la région des Marches (voir annexe C) où les opérateurs locaux ont été activement impliqués pour définir le ciblage de mesure. C'est également le cas de l'Allemagne qui offre la possibilité aux Länder de concevoir leurs propres engagements, sous réserve de renoncer au cofinancement national (pour bénéficier de celui-ci, les Länder doivent choisir leurs mesures dans le catalogue national).

Le risque des approches «ascendantes » est une dispersion des moyens sur un grand nombre de mesures ciblant des enjeux différents. S'y ajoute celui **de niveaux d'exigences hétérogènes** entre les zones. Ces approches n'exemptent donc pas les Etats membres d'un effort de ciblage des enjeux et de définition des principes sur le niveau de sélectivité des mesures. En réponse, les programmes de développement rural italiens se distinguent aussi par une concentration des moyens dédiés aux MAE du FEADER sur un nombre restreint d'engagements (généralement moins d'une dizaine). En Allemagne c'est la définition d'un catalogue national auquel il faut se conformer pour obtenir le cofinancement qui répond à ce risque. Enfin un dernier risque est que ces approches peuvent poser **un problème d'acceptabilité** par les représentants agricoles qui y voient une forme de discrimination entre les zones, en particulier si l'effort de cadrage au niveau national évoqué plus haut n'est pas fait (Dupraz et Pech, 2007). Enfin, elles supposent **un travail d'animation au niveau local** qui peut être plus coûteux à mettre en place qu'une approche centralisée.

Les approches ascendantes posent la question du niveau de gouvernance **(local, régional ou national) qui est donc aussi un facteur important à considérer pour analyser la réussite des MAE**. Comme le souligne le CEP (Villien et Claquin, 2012) « *une gouvernance bien ajustée du niveau national jusqu'au niveau le plus local* » permet l'implication de toutes les parties-prenantes, jusqu'au maillon local.

En France, plusieurs MAE ont été établies localement, par exemple la SFEI dans le contexte Breton (Epice, ADE, 2011). Les MAEt (« t » pour territorialisées) correspondaient également à cette volonté d'ouvrir des MAE principalement sur des zones à enjeux « eau » et « biodiversité » en lien avec les directives européennes « cadre sur l'eau » et « Natura 2000 », à la demande d'opérateurs locaux**.** Cependant, plusieurs éléments limites l'effet attendu de ces approches dans ces deux cas :

- dans le cas de la SFEI, l'évaluation à mi-parcours (Epice, Ade, 2011) montre que la mesure a été construite dans le contexte local breton, puis élargie à l'ensemble du territoire sans adaptation à chacun des territoires, elle reste dans les faits une mesure essentiellement adoptée en Bretagne car bien adaptée au contexte breton.
- Dans le cas des MAEt, la même évaluation montre que les MAEt ont été un progrès par rapport aux Contrat territorial d'exploitation (CTE) et Contrat d'agriculture durable (CAD) qui les ont précédés puisqu'elles ont permis le passage d'une logique de projet d'exploitation à une logique d'intervention à l'échelle de zone à enjeux environnementaux. L'évaluation conclut que le cadrage national, qui définissait les « briques » (engagements unitaires) des mesures, a permis d'harmoniser l'intervention au niveau du territoire français mais a été trop précis. En cela, il a laissé trop peu de marges de manœuvre aux échelons locaux. Kuhfuss (2013), en se basant sur un travail d'enquête, montre sur ce point que 56 % des agriculteurs non engagés dans les MAEt estiment que les cahiers des charges proposés sont insuffisamment adaptés aux contraintes de leur exploitation, ce constat étant partagé par les porteurs de projet, qui soulignent que les marges de manœuvre pour adapter les cahiers des charges et les montants des aides ne sont pas suffisantes pour ajuster la MAEt aux contraintes du territoire.

Les dispositifs de notations ou les mesures à points et les approches de type enchères inversées

Deux Etats membres dans l'UE, l'Angleterre et l'Autriche, ont mis en place des systèmes d'éco-points permettant d'introduire une plus grande flexibilité en termes de modalités de contrats souscrits par les agriculteurs. Un point commun entre ces deux approches est qu'elles sont toutes deux systémiques et couvrent à ce titre la globalité de l'exploitation agricole. Par contre, contrairement à l'Angleterre où le système d'éco-points concerne l'ensemble des exploitations souscrivant des MAE du FEADER, en Autriche une seule mesure est concernée par cette approche.

Le dispositif anglais donne une flexibilité aux agriculteurs puisqu'il leur laisse le choix de la combinaison de mesures à mettre en œuvre pour atteindre le seuil minimal de points nécessaires aux mesures d'entrée de gamme (Entree Level Scheme), ce qui peut faciliter l'engagement des agriculteurs. Il permet également de lier les mesures aux bénéfices environnementaux attendus et éventuellement de les zoner. En revanche, il a été montré dans le cas anglais que les agriculteurs ont tendance à s'orienter massivement vers les mesures les moins contraignantes. Par ailleurs, les dispositifs à points nécessitent un montage plus complexe afin de définir les points liés à chaque mesure.

Dans le cas Anglais, les exploitants engagés dans les mesures d'entrée de gamme peuvent également s'engager dans des mesures plus ambitieuses (High Level Scheme) pour lequel un dispositif s'approchant d'enchères inversées est mis en œuvre. Seules les exploitations situées dans des zones à enjeux peuvent en bénéficier. Les exploitants doivent choisir les mesures en fonction des enjeux de leur zone (définis au niveau national) et ne sont sélectionnés que si leur projet est jugé comme apportant un bénéfice environnemental. Ils ne sont donc pas garantis d'obtenir le contrat. Pour appuyer les producteurs dans la définition de leur projet les agriculteurs doivent établir un Diagnostic environnemental de leur exploitation (Farm Environment Plan) et reçoivent à cette fin l'appui de Natural England.

Ce dispositif, sans baser le calcul du paiement sur la valeur du service environnemental, permet d'en tenir compte en cherchant pour un montant donné à maximiser la valeur de ce service. D'autre part ils donnent une flexibilité aux agriculteurs qui peuvent choisir « des mesures de base à intégrer ».

L'approche à points du PDR Angleterre

Les agriculteurs souhaitant souscrire des engagements se voient attribuer une cible, en nombre de points par hectare, dont le niveau est fonction de la localisation et des caractéristiques de l'exploitation agricole. Puis, les agriculteurs choisissent les opérations qu'ils souhaitent mettre en œuvre, sur l'ensemble de l'exploitation, parmi un catalogue d'options pour atteindre leur cible défini selon un zonage. A chaque opération correspond un montant de points, le cumul des points permettant d'atteindre la cible. Les options sont des engagements d'entrée de gamme, cartographiées afin d'identifier les zones d'action prioritaire. L'agriculteur peut également souscrire des engagements plus ambitieux et mieux rémunérés, après avoir souscrit aux options de base. Il choisit alors parmi un autre catalogue de mesures, sans obligation cette fois ni d'engager l'ensemble de l'exploitation, ni d'atteindre un certain nombre de points. Le choix des options est réalisé par l'agriculteur avec un appui facultatif d'un conseiller pour les mesures « entrée de gamme » mais obligatoire pour les mesures les plus exigeantes afin d'améliorer le ciblage et l'additionnalité des aides. Dans ce cas les exploitants déjà engagés dans des mesures de base et souhaitant adhérer à des mesures de niveau plus exigeant doivent suivre la procédure de sélection suivante :

un conseiller de l'administration en charge des MAE du FEADER réalise un pré-diagnostic pour déterminer dans quelle mesure l'exploitation agricole présente un potentiel intéressant pour fournir des bénéfices environnementaux supplémentaires grâce aux mesures plus exigeantes par rapport aux mesures « entrée de gamme » ;

- la demande passe ensuite en commission pour déterminer de quel niveau l'exploitation agricole relève (niveau fast-start, niveau standard ou niveau complexe, voir détails plus bas) ;

- un diagnostic approfondi appelé FEP (Farm Environment Plan) et de visites d'un conseiller sont réalisés pour identifier les options les plus adaptées à l'exploitation, ainsi que les moyens à potentiellement mettre en œuvre pour fournir les bénéfices environnementaux attendus :

- pour les exploitations de niveau 1 ou fast-start, le FEP peut être réalisé lors d'une visite d'un expert de Natural England ;

- pour celles de niveau 2 ou niveau standard, le FEP est réalisé par un expert tiers, et nécessite deux visites de la part d'un expert de l'administration en charge des MAE. C'est le niveau qui est adapté à la majorité des exploitations ;

- pour celles de niveau 3 ou niveau complexe, il s'agit de faire réaliser le FEP par un expert tiers, et de compléter par 4 visites de l'expert de l'administration en charge des MAE. Il correspond aux exploitations agricoles les plus complexes.

Ainsi, les exploitations agricoles bénéficiant des MAE les plus exigeantes sont sélectionnées en fonction des bénéfices environnementaux des projets soumis par les candidats, l'objectif étant de maximiser les résultats environnementaux

La mesure à éco-points du PDR du Land de Basse Autriche

Le Land de Basse Autriche a mis en place une mesure à éco-points ayant un fonctionnement qui diffère du fonctionnement en Angleterre. Le principe est d'évaluer l'ensemble de l'exploitation, parcelle par parcelle, avec des indicateurs qui mesurent la performance environnementale du système d'exploitation. Les performances sont cotées selon un système de points positifs et négatifs, en prenant en compte les pratiques de fertilisation, de rotation culturale, d'usage de pesticides, de couverture du sol et d'éléments du paysage. Les agriculteurs choisissent ensuite parmi une liste les pratiques qu'ils souhaitent mettre en place et sont

rémunérés en conséquence, à partir d'un niveau de performance élevé correspondant à 17 éco-points par hectare, sachant qu'un éco-point équivaut à une compensation de 10,7 €.

4.2.2 Des innovations pour abaisser le consentement à recevoir des agriculteurs et améliorer l'efficience des paiements agro-environnementaux

Au travers de l'analyse des modalités pour ajuster le montant du paiement au consentement à recevoir des agriculteurs, nous avons également souligné des leviers non-monétaires qui permettent d'accroître l'adhésion des agriculteurs aux MAE. Ces innovations sont des éléments essentiels pour contribuer à dépasser un ensemble de blocage dans l'adoption de changements techniques. Elles jouent donc directement sur le consentement à recevoir des agriculteurs en l'abaissant (étant donné que plus les facteurs de blocage sont importants, plus les agriculteurs attendent un paiement élevé pour adopter la pratique), elles peuvent également contribuer à maximiser les résultats environnementaux pour un budget donné, en d'autres termes elles contribuent à accroître l'efficience des MAE.

Certaines de ces démarches concernent **les attributs internes du contrat** (hors modalités de fixation du niveau de paiement) comme les exigences portant sur le type d'engagements accepté et leur combinaison, la contractualisation (individuelle, collective). D'autres concernent **des éléments hors contrat comme l'accompagnement des porteurs de contrats et le niveau de gouvernance des mesures** etc.

Des modalités pour faire adopter des MAE systémiques

Les engagements à la parcelle ou à l'élément structurant réduisent, dans la plupart des cas, la performance environnementale parce que les agriculteurs peuvent chercher à les mettre en place là où ils sont le moins contraignants et non là où le bénéfice environnemental sera le plus élevé. A l'inverse, les MAE « systèmes », soutenant des modes de production agricole, ont l'intérêt d'engager un travail sur l'ensemble du système de production, l'enjeu étant donc de parvenir à les faire adopter par un nombre critique d'agriculteurs. L'approche la plus courante pour ce type de MAE est d'opter pour des changements peu ambitieux, et à ce titre, elles sont souvent critiquées pour leur moindre efficacité environnementale. On peut cependant souligner deux cas intéressants parmi ceux étudiés : en Angleterre et en Finlande, des engagements à la parcelle ne peuvent être contractés que si des MAE systèmes l'ont été au préalable. Ces approches sont liées à un important accompagnement externe sur un projet à l'échelle de l'exploitation, elle-même considérée par rapport aux enjeux environnementaux du territoire. Dans le cas de l'Angleterre sa bonne acceptation par les agriculteurs s'explique également par l'approche à point (décrite plus haut) qui leur laisse une flexibilité dans le choix des mesures de base constituant l'approche systémique.

Rappelons qu'en France sur la programmation 2007-2013 les mesures systèmes portaient sur les systèmes herbagers avec la PHAE, les mesures aux systèmes fourragers économes en intrants (SFEI) ainsi que les mesures à la conversion et au maintien à l'agriculture biologique (jusqu'en 2010). Elles ont utilisé une part majeure du budget. Cependant, dans le cas de la PHAE, il a été montré qu'elles constituaient un soutien à des systèmes élevage sur herbe peu rentables dans des zones avec peu d'alternatives (autrement dit où les risques de retournement des prairies sont limitées) mais n'apportaient pas spécifiquement de changement de pratiques dans ces zones et étaient peu adaptées dans les zones de bordure des systèmes herbagers où les menaces de retournement des prairies sont forte (Epice, Ade, 2011). Cette mesure est, dans la nouvelle programmation, basculée dans les ICHN et dans certaines MAEC systèmes herbagers. Sur la période à venir, trois mesures systèmes ont également été définies pour les systèmes herbagers et pastoraux, polycultures-élevages et systèmes grandes cultures. Ces mesures systèmes sont complétées par des mesures de type engagement unitaire à la parcelle mises en œuvre dans le cadre des Programmes agro-

environnementaux et climatiques (PAEC). Le nombre de mesures à engagement unitaire a été légèrement réduit et est passé de 63 à 52 entre les deux périodes de programmation.

Parmi les approches systèmes intéressantes, on peut également noter le cas de l'Allemagne, de l'Autriche et de l'Italie qui proposent un engagement pour la production intégrée à grande échelle. Ainsi, en Autriche, la mesure production intégrée est celle qui est la plus contractualisée, mais cette mesure a été critiquée sur le niveau d'exigence de son cahier des charges. En Italie, 15 régions sur 21 proposent une mesure production intégrée, avec des cahiers des charges très détaillés et adaptés aux productions locales soutenues, et qui en 2012 couvrait environ 8,5 % de la SAU italienne. Il est intéressant de souligner qu'en plus du paiement agro-environnemental, certaines régions proposent une labellisation des produits régionaux issus des exploitations agricoles l'ayant souscrite. Cette labellisation permet de fournir une incitation supplémentaire aux agriculteurs pour induire les changements grâce à une meilleure valorisation des produits agricoles sur le marché. C'est le cas par exemple de la région des Marches qui propose le label « Qualita Marche » et qui prend à sa charge le financement du système de traçabilité.

Allongement de la durée du contrat pour assurer des changements à long terme des pratiques

Partant du constat que **l'impact environnemental des changements de pratiques agricoles s'obtient sur le long terme et que les efforts à réaliser par les agriculteurs sont parfois conséquents**, que cela soit en termes de formation ou d'investissement par exemple, des porteurs de projets hors FEADER ou des autorités de gestion du FEADER ont fait le choix d'allonger la durée des engagements passés avec les agriculteurs. Ces approches ont l'avantage de donner de la visibilité aux porteurs des projets, et d'accroître l'efficacité environnementale. En revanche, ils accroissent la difficulté d'adapter les paiements aux variations des coûts d'opportunité, ils peuvent donc décourager leur adoption si des mécanismes monétaires adaptés ne sont pas mis en place.

> Par exemple en Emilie-Romagne, en Italie, certaines MAE du FEADER visant la conservation des paysages ont une durée de 10 à 20 ans, ou encore pour le niveau le plus exigeant des MAE du FEADER en Angleterre, qui sont souscrites pour 10 ans alors que les entrées de gamme sont engagées sur 5 ans. Aux Pays-Bas, le projet *Farming for nature*, financé par des fonds publics et qui visait à rémunérer les agriculteurs pour la création de conditions favorables au développement de la biodiversité dans les exploitations agricoles, souhaitait proposer des contrats sur 30 ans auprès des agriculteurs. Cependant, la CE ne l'a pas accepté et la longueur des contrats a été ramenée à 10 ans.
>
> Au Royaume-Uni, les engagements High Level Stewardhsip (comlexes) sont faits sur 10 ans et les entrées de gamme 5 ans. Les engagements de 10 ans peuvent être revus en cours pour tenir compte des contraintes de l'exploitant sous réserve d'acceptation par l'autorité et leur paiement sont fixes sauf modification majeure de la réglementation européenne. C'est donc le travail d'accompagnement du producteur et de construction d'un projet d'exploitation qui doit garantir l'adhésion des exploitants.

L'action collective pour favoriser le changement de pratiques

Comme cela a été souligné précédemment, les principaux bénéficiaires des MAE du FEADER sur la période 2007-2013 ont été les agriculteurs à titre individuel. Un manque de ciblage et la dispersion des bénéficiaires peut freiner l'atteinte d'effet de seuils. L'action collective a la vertu de favoriser l'engagement des agriculteurs et de réduire les phénomènes de dépendance au sentier. **La contractualisation collective permet également de gagner en efficacité environnementale, notamment grâce à la connectivité des parcelles** (Cour des Comptes, 2011). **L'action collective peut, en effet, partiellement pallier le fait que les engagements sont réalisés à l'échelle de la parcelle ou de l'exploitation agricole alors que les phénomènes biophysiques intervenant dans la production agricole, ainsi que les incidences potentielles de celles-ci, ont lieu à des échelles plus vastes** (Francioni et al., 2014.

Le règlement 2007-2013 rendait difficile la contractualisation collective. Pour la période 2007-2013, il existe malgré tout de nombreuses **actions collectives mises en œuvre pour améliorer la mobilisation locale des MAE et ainsi obtenir la concentration d'un maximum de souscriptions, que cela soit dans le cadre du FEADER ou hors de celui-ci.**

L'approche du PDR de la région des Marches en Italie

La région des Marches a expérimenté un système d'action collective innovant pour concevoir puis mettre en œuvre efficacement les MAE dans le cadre du FEADER. Il s'agit de proposer un accord agro-environnemental aux acteurs d'un territoire ciblé, consistant à déléguer la gestion des mesures à une autorité locale pour faciliter ainsi l'établissement d'une relation de confiance, valoriser les connaissances locales dans la conception des cahiers des charges, améliorer leur adéquation au contexte local et enfin mieux sensibiliser les agriculteurs aux enjeux environnementaux. Les politiques publiques s'en trouvent clarifiées, ciblées et mieux coordonnées, ce qui facilite l'adhésion des agriculteurs au programme. Aux Pays-Bas, l'existence des coopératives agro-environnementales, regroupant des acteurs agricoles et non-agricoles favorisent aussi la consultation des parties prenantes locales dans l'élaboration des MAE, dans le cadre ou pas du FEADER.

Pour la nouvelle période de programmation, la contractualisation collective sera facilitée. Pour le moment, à notre connaissance, seuls les Pays-Bas ont décidé de baser toutes leurs MAE sur des contrats collectifs pour 2014-2020 (Jongeneel and Polman, 2014 ; entretiens Commission européenne). En France, il faut également souligner la mise en œuvre des PAE de 2007 à 2013 et des PAEC pour la période 2014-2020 qui devraient atténuer les effets négatifs de la logique de guichet en proposant un nombre restreint de mesures en adéquation avec les enjeux de la zone, et en cherchant à favoriser l'émergence d'une action collective au travers d'un porteur de projet. L'approche conserve toutefois la logique de « premier arrivé, premier servi » pour la contractualisation individuelle des agriculteurs.

L'accompagnement des agriculteurs, de la contractualisation des engagements au changement de pratiques, pour réduire les coûts de transaction

De manière générale, la Cour des Comptes (2011) met en évidence que pour assurer un niveau de souscription permettant d'atteindre une efficacité environnementale satisfaisante des MAE, « *les exploitants agricoles doivent être conscients des problèmes environnementaux, savoir ce que l'on attend d'eux et comprendre comment respecter les obligations* » des cahiers des charges. Ainsi, **l'accompagnement des agriculteurs dans le processus de contractualisation, puis de mise en œuvre, est primordial dans le bon déroulement du dispositif** (Cour des Comptes, 2011) et réduire les coûts de transaction et la dépendance au sentier de l'agriculteur (voir §4.1.1). La diffusion d'informations, le conseil personnalisé ainsi que la formation des agriculteurs sont essentiels et permettent notamment le développement d'une conscience environnementale des bénéficiaires (Oréade-Brèche, 2005 ; IEEP, 2011). L'animation peut être à la fois individuelle et collective et prendre des formes diverses (conseils individualisés, formations individuelles et collectives, organisation de réunions, diffusion de brochures, réalisation de sites internet, etc.).

Cependant, l'accompagnement des agriculteurs est souvent insuffisant, notamment en amont de la contractualisation et lors de la mise en œuvre du cahier des charges par l'agriculteur. De plus, il n'y a généralement pas assez de moyens déployés par les pouvoirs publics pour la diffusion des bonnes pratiques, malgré la mise en place du réseau européen pour le développement rural par la CE, qui avait notamment pour objectif de regrouper la liste des bonnes pratiques des Etats membres (Cour des Comptes, 2011).

Une remarque faite par Oréade-Brèche (2005), mais qui reste encore d'actualité aujourd'hui, est que la justification des décisions prises par chaque Etat membre concernant la conception et la mise en œuvre des MAE devrait être plus participative, explicite et faire l'objet d'une information particulière aux bénéficiaires, ce qui limiterait les clivages entre l'administration et les agriculteurs liés à la perception d'« injustices » et se traduisant par un manque d'adhésion au programme. De plus, les retours d'informations aux bénéficiaires sont rares. Trop peu de résultats d'études ou d'évaluations leur sont communiqués. En effet, le retour de ces données permettrait d'améliorer la compréhension qu'ont les bénéficiaires de l'impact agro-environnemental des MAE (Cour des Comptes, 2011).

Un point commun dans les expériences innovantes identifiées réside dans la forte implication des différentes parties prenantes (collectivités locales, équivalent des Agences de l'eau, équivalent des chambres d'agriculture, organisations de producteurs, opérateurs privés, etc.) dans l'accompagnement des agriculteurs dans la démarche des MAE. L'accompagnement se fait aux différentes étapes, de l'animation locale jusqu'à la mise en œuvre des cahiers des charges. En amont de la souscription, certains dispositifs proposent systématiquement la réalisation de conseil personnalisé et de diagnostic sur l'exploitation, dans l'objectif d'une part d'inciter les agriculteurs à souscrire à des MAE et d'autre part d'adapter au mieux les engagements souscrits avec les enjeux environnementaux du territoire et les enjeux économiques pour l'agriculteur. Ce conseil aboutit généralement à un appui administratif pour contractualiser l'engagement. Au-delà de cet appui, il peut être proposé des financements pour la réalisation d'analyses de sol, d'investissement, etc.

Cet accompagnement peut être réalisé par différents acteurs. Dans certains cas, il est assuré par les administrations en charge des MAE dans le cadre des programmes de développement ruraux.

Exemple de l'accompagnement par Natural England en Angleterre

En Angleterre, Natural England, l'agence gouvernementale gérant les MAE, propose des visites gratuites à la ferme par des spécialistes, aussi bien pour les primo-accédants que pour accompagner les agriculteurs dans la mise en œuvre de leurs MAE. Cet accompagnement consiste notamment en :

- des échanges sur les options de gestion environnementale les plus adaptées pour l'agriculteur en fonction de la localisation géographique de la ferme et ses caractéristiques agronomiques et environnementales ;
- des conseils d'aménagement de l'exploitation agricole pour faciliter la mise en œuvre des engagements et optimiser les bénéfices environnementaux ;
- de la diffusion d'informations sur l'évolution des aides ;
- des conseils portant sur les bénéfices économiques des contrats agro-environnementaux et sur la complémentarité entre l'aide et le fonctionnement global de l'exploitation agricole ;
- un accompagnement administratif pour souscrire les MAE.

Cet accompagnement individuel est complété par de l'animation collective, via l'organisation d'évènements locaux destinés à promouvoir les MAE. Par ailleurs, les experts de l'administration publique réalisent aussi les diagnostics nécessaires pour l'accès aux MAE les plus exigeantes.

Le choix de la structure en charge de l'animation n'est pas anodin par rapport à la réussite du programme. Par exemple, en France, dans le cadre de la mise en œuvre des MAEt, Kuhfuss (2013) met en évidence deux stratégies divergentes selon les opérateurs en charge de l'animation. Ainsi, lorsque le porteur de projet est un opérateur agricole, celui-ci va chercher un changement global de pratiques englobant le maximum d'agriculteurs ; pour cela, il va privilégier lors du montage du projet des mesures peu exigeantes,

comportant le moins de risque possible pour l'agriculture, puis la proposer aux exploitants agricoles qui sont déjà engagés dans des démarches de changement de pratiques. Au contraire, si l'opérateur est en charge de mission de protection de l'environnement ou de conservation de la biodiversité, il va favoriser un projet ciblé et exigeant et essayer d'enrôler dans le dispositif les agriculteurs les plus intensifs en termes de pratiques agricoles.

Par ailleurs, pour de nombreux dispositifs, **l'accompagnement ne s'arrête pas après la souscription des agriculteurs aux contrats, mais se poursuit lors de la mise en œuvre des cahiers des charges par l'agriculteur. Cet accompagnement a la vertu de réduire la perception du risque pour l'agriculteur** et donc le niveau de paiement qu'il est disposé à accepter pour changer ses pratique**s.**

Exemple de la Haute-Autriche

En Haute-Autriche, un programme soutenu par la mesure 111 du PDR 2007-2013 finance l'animation des MAE du FEADER, réalisé par une équipe indépendante de six « référents eau », qui recrutent eux-mêmes des « agriculteurs de l'eau (Wasserbauer) ». Ces derniers sont sélectionnés pour recevoir une formation spécifique sur les enjeux eau, bénéficier d'une formation continue ainsi que d'une rémunération de 2 300 € par an pour tenir le rôle de conseillers, animateurs et référents de petits groupes d'agriculteurs. Ces petits groupes d'agriculteurs adhérents (environ 30 à 50 par groupe) se réunissent six fois par an pour débattre des difficultés rencontrées ainsi que des questions relatives à la protection de l'eau, l'évolution de la législation, la mise en œuvre des contrats MAE, l'usage raisonné de la fertilisation des traitements phytosanitaires, etc. Des expérimentations pratiques sont également réalisées chez les « agriculteurs de l'eau », ces dernières sont rendues publiques par un bulletin régional accessible à tous les agriculteurs abordant des sujets tels que les pratiques culturales, la fertilisation fractionnée, le développement de nouvelles variétés et de nouvelles technologies.

Cette démarche **d'animation et de conseil constitue souvent le cœur de l'innovation des programmes** et elle est identifiée par les experts et la revue de la bibliographie **comme un facteur clé de l'efficacité du processus de souscription**. En effet, il a été souligné à plusieurs reprises que la mise en place « institutionnalisée » de diagnostics, de conseils personnalisés systématiques et de sensibilisation des agriculteurs aux enjeux environnementaux et au fonctionnement des paiements agro-environnementaux ont permis d'inciter les agriculteurs à s'engager.

L'initiative *Campaign for Farming Environnement* en Angleterre est une démarche publique-privée qui encourage les agriculteurs et les propriétaires fonciers des plaines anglaises à protéger et améliorer la valeur environnementale des terres agricoles. Cette démarche a été initiée en 2009 par l'action d'organisations de producteurs, en partenariat avec le gouvernement et des associations de défense de l'environnement. Elle repose sur une campagne de sensibilisation, de formations et d'accompagnement des agriculteurs dans la souscription et la mise en œuvre des mesures du FEADER ainsi que dans d'autres mesures volontaires spécifiques au programme. Selon les autorités publiques (DEFRA, 2013), ce programme a fortement contribué à améliorer la souscription des agriculteurs aux paiements agro-environnementaux du FEADER. En termes de résultats d'adoption des MAE, on met notamment en évidence que l'adoption des mesures d'entrée de gamme a augmenté, mais n'a pas atteint la cible désirée. Cependant, celle des mesures exigeantes a significativement dépassé les objectifs fixés.

En Allemagne, plus spécifiquement en Basse-Autriche, le FEADER co-finance des actions de conseil gratuit et d'études techniques pour accompagner les agriculteurs dans le choix des mesures (appartenant au PDR ou dans le cadre du programme *Kooperation*) et des types de surfaces à engager. Cette activité est l'une des facettes essentielles à l'engagement des mesures.

Dans certains cas, la mesure 111 du FEADER a été mobilisée pour financer les actions d'animation, formations et diffusion d'informations auprès des agriculteurs : par exemple dans le projet Valdaso dans la région des Marches en Italie, dans le projet *Kooperation* en Allemagne, en Haute-Autriche etc.

Des articulations réussies avec d'autres dispositifs : le cas de LIFE

Nous avons souligné des limites d'articulation avec le reste du second pilier et le premier pilier de la PAC. Cependant plusieurs cas d'articulations fructueuses ont été identifiés avec notamment la mobilisation des aides pour financer l'accompagnement, mais également des investissements. Il faut également souligner des cas prometteurs d'articulation réussie avec le programme LIFE. Cette synergie fonctionne souvent de la manière suivante : dans un premier temps le programme LIFE[27]finance les investissements initiaux des projets, puis dans un second temps, des paiements agro-environnementaux (financés notamment à partir des programmes de développement rural), permettent d'inciter les changements de pratiques des usagers de la terre, afin de conserver le milieu dans des conditions qui permettent sa durabilité. Par exemple, un écosystème fragilisé par l'action humaine à cause de pratiques agricoles intensives ou l'absence d'action conduisant à l'abandon des terres est remis dans son état initial, ou proche de l'initial, grâce à des financements LIFE. Puis, il est conservé dans cet état par la mise en place de MAE adaptées à la zone restaurée. Par ailleurs, LIFE finance aussi toute la partie communication sur le projet. En France, au Royaume-Uni et en Suède, environ 25 % des projets LIFE cofinancés entre 1992 et 2002 ont débouché sur l'utilisation de MAE. Par exemple, la Vallée de la rivière Varde au Danemark était, jusque dans les années 50, une zone de prés salés, riche en espèces ornithologiques et hébergeant en particulier le râle des genêts (*Crex crex*). Puis, à partir des années 50, cette zone a été hautement drainée, laissant place à une agriculture intensive basée sur la production de granulés d'herbe. Dans les années 90, suite à la chute du cours des granulés, l'avenir de ces zones a été remis en question par les usagers et l'idée a été émise d'utiliser des MAE pour réduire la pression agricole exercée sur ce territoire. Cependant, au préalable, la zone devait retourner à un système non drainé. C'est à cette étape qu'est intervenu le programme LIFE, à la fois en permettant aux agriculteurs qui n'étaient pas intéressés par le changement de leurs modes de production de sortir du périmètre du projet en échangeant leurs terres et de restaurer l'état non drainé de la zone. Une fois les prés salés restaurés, des MAE ont été établies avec les agriculteurs, encourageant une conduite de troupeau extensive dans laquelle se sont engagés 250 exploitants, en souscrivant à un contrat de gestion de 20 ans. Après 30 ans d'absence, le râle des genêts a de nouveau pu être observé dans la zone (European Commission, 2003).

L'appui financier de LIFE permet également l'intégration des MAE dans des programmes de plus grande ampleur en faveur de la protection de l'environnement. En Grèce par exemple, afin de permettre une meilleure cohabitation de l'ours, du loup et des hommes, le programme LIFE a contribué à l'élaboration de trois mesures sur les zones où ces animaux sont présents :

- la première mesure permet aux éleveurs d'acquérir des chiens de bergers ;
- la seconde mesure les incite à mettre des clôtures électriques ;
- la troisième les encourage à mettre en place des céréales ou fruitiers à destination de la faune locale et notamment pour constituer une alternative pour l'ours à la consommation de bétail (European Commission, 2003).

En parallèle, LIFE a permis d'établir une surveillance de l'activité des loups, soumis une législation pour mieux les protéger, mis en place des programmes de limitation des attaques sur le bétail par l'augmentation des proies naturelles du loup et assurer la communication autour du projet.

[27] Le programme LIFE est l'instrument financier de l'UE pour les actions de protection de l'environnement, la conservation de la nature et climat. L'objectif général de LIFE est de contribuer à la mise en œuvre, la mise à jour et le développement de la politique et la législation européenne sur l'environnement et le climat en cofinançant des projets.

Il existe également des politiques agro-environnementales intégrées dans les parcs naturels régionaux (cofinancement, information, adaptations locales, formation, complémentarités agriculture, environnement et monde rural, etc.) tout à fait intéressantes.

4.3. Réflexions sur les marges de manœuvre dans le cadre de l'accord sur l'agriculture de l'OMC

Les Etats membres de l'UE ont une marge de manœuvre assez importante sur les modalités de construction des MAE. Les montants des paiements doivent être calculés en respectant la règle des surcoûts et des manques à gagner établie par l'OMC et reprise dans la PAC. Une estimation des niveaux moyens de paiement à l'hectare (budget MAE prévu rapporté au nombre d'hectares prévu sur trois ans sur la programmation 2007-2013) montre des écarts importants d'un Etat membre à l'autre. Avec un niveau de 410 €/ha, la France se situe dans les groupes des trois pays où ils sont les plus faibles. Ces écarts traduisent des arbitrages politiques mais également des différences dans les méthodes de calcul des montants unitaires appliqués par les Etats membres.

Les méthodes s'appuient sur la comparaison entre les marges de brutes des exploitations suivant la situation de référence et celle avec adoption de la MAE. Les calculs théoriques sont revus sur la base des arbitrages politiques concernant les budgets de chaque mesure qui sont souvent soumis à du lobbying de groupes d'intérêt. Cependant ce principe laisse des marges de manœuvre importantes fonction :

- des sources de données employées notamment sur des variables clés comme le coût du travail, des périodes de référence utilisées, des modes de calcul (moyenne et médiane etc.).
- la mobilisation de la possibilité de dépasser les plafonds définis par la Commission européenne qui n'est pas mobilisée en France alors qu'elle peut l'être dès lors que la justification technique est fournie ;
- la mobilisation de la possibilité de couvrir les coûts de transaction à hauteur de 20% des coûts et pertes de recettes (et 30% en cas de groupements) : contrairement à d'autres Etats membres qui l'appliquent de manière systématique, la France utilise peu cette opportunité, or les coûts de transaction notamment liés à l'adoption du contrat (charge administrative), aux aspects techniques du changement de pratiques, nécessitant notamment l'acquisition d'information, de référentiels techniques, de compétences, sont élevés et constituent un élément important du frein à l'adhésion aux mesures.

Par ailleurs, l'étude a identifié plusieurs approches qui permettent de répondre à une difficulté majeure des du calcul des paiements des MAE qui est de mieux tenir compte de la réalité des coûts d'opportunité des opérateurs. En effet, les coûts d'opportunité de l'adoption d'une pratique sont spécifiques à chaque exploitation, le calcul d'un coût moyen s'accompagne forcément d'un risque de surcompensation pour les agriculteurs qui sont proches de la pratique promue et de sous-compensation pour ceux qui en sont éloignés. Les Etats membres ont donc testé diverses approches pour s'en approcher et engager les agriculteurs pertinents dans les zones à enjeux.

La première approche est d'établir les niveaux des paiements à une échelle géographique fine et en mobilisant une approche participative afin d'inciter les opérateurs à révéler l'information sur leur coût d'opportunité. Ces approches s'accompagnent généralement d'une adaptation des cahiers des charges au niveau régional. Des cas intéressants ont été présentés dans la région des Marches en Italie, en Allemagne et au Royaume-Uni. Ces démarches ont l'intérêt d'accroître l'implication des producteurs et de faciliter leur prise de conscience sur les enjeux environnementaux concernés.

Une seconde approche intéressante et l'approche par des MAE à points en particulier le dispositif du Royaume-Uni qui s'approche d'une enchère environnementale inversée.

Il faut souligner que, dans les approches étudiées, aucun Etat membre ne prend en compte les coûts liés à l'incertitude provoquée par la variabilité des coûts d'opportunité, trouvant son origine dans la volatilité des prix sur les marchés agricoles et des intrants, la non-maîtrise des rendements liée à l'adoption de nouvelles pratiques et aux variations des conditions climatiques, etc.

Enfin diverses approches, ‚mobilisant des facteurs autres que le montant du paiement ont été identifiées pour jouer sur l'adhésion des agriculteurs. Ces approches permettent d'abaisser le consentement à recevoir de l'agriculteur en jouant notamment sur sa perception du risque d'adopter la pratique et plus généralement de réduire les coûts de transaction. Ces approches permettent de contribuer à réduire les phénomènes de dépendance au sentier qui peuvent empêcher les agriculteurs de sortir de modèles standards même si le modèle proposé est plus performant. On peut citer :

- les approches locales participatives qui favorisent l'implication de l'ensemble des parties-prenantes ;

- le déploiement de moyens pour favoriser l'action collective (par exemple dans la région des Marches en Italie, aux Pays-Bas).Ceci à de multiples avantages: cela facilite l'atteinte d'effet de masse, favorise l'implication des parties prenantes, réinstaure la confiance entre l'administration et les ayants-droits et améliore la compréhension des dispositifs par ces derniers ;

- l'accompagnement de l'agriculteur à tous les stades de la contractualisation : il permet de réduire la perception du risque pour l'agriculteur et d'améliorer le ciblage des aides, grâce à la réalisation de diagnostic, la sensibilisation, l'animation individuelle et collective, la formation, le conseil personnalisé, etc. (exemples en Angleterre, au Pays de Galles, aux Pays Bas, en Basse Saxe en Allemagne, Haute Autriche) ;

- le couplage avec d'autres dispositifs permettant de financer notamment les coûts fixes comme les investissements, avec des synergies intéressantes entre des mesures du FEADER mais également avec le dispositif LIFE qui permet de financer des approches innovantes.

Ceci illustre le fait que si la volonté politique est d'augmenter le niveau des aides, un certain nombre de ces marges de manœuvre pourraient être utilisées. La condition de base est que les budgets soient disponibles et leur disponibilité apparait comme une contrainte plus forte que le cadre juridique. Soulignons que plus les ambitions du programme sont élevées, et se traduisent par un catalogue de mesures nombreuses, plus les budgets nécessaires sont élevés pour atteindre les effets seuils.

5 ANALYSE DE POLITIQUES PUBLIQUES DE PAIEMENTS POUR SERVICES ENVIRONNEMENTAUX (PSE) HORS MAE

Dans cette partie l'étude explore les apports des travaux et des expériences de terrain concernant des paiements pour service environnemental dans le contexte européen et hors de ce contexte.

Nous revenons dans un premier temps sur le concept de paiement pour service environnemental (PSE) et sur la diversité des approches que recouvre ce terme.

Puis nous analysons des mises en œuvre de politiques publiques dans le domaine de l'agriculture intégrant des PSE, dans l'UE hors du cadre des MAE et hors UE. Parmi la grande diversité des PSE, notre point d'intérêt est d'étudier des mécanismes publics qui permettent d'offrir un paiement à des usagers de terres à vocation agricole afin qu'ils modifient leurs pratiques productives, ou plus généralement leurs usages des terres en faveur de l'environnement. En reprenant les concepts du MEA, on peut dire que **l'objectif des dispositifs, qui nous ont intéressés ici, est d'offrir un paiement à des opérateurs contre l'engagement de l'adoption de pratiques qui favorisent la production d'un bouquet de services écosystémiques et rééquilibrent ainsi les services d'approvisionnement, de régulation et de support associés aux espaces agricoles**.

5.1. Paiement pour service environnemental : quelle définition ?

La question de la rémunération des services effectivement mis en œuvre par des agents économiques pour améliorer l'état des fonctions écologiques et des services écosystémiques a donné lieu à la fois à des réflexions théoriques et à de nombreuses expérimentations de terrain qui ont été par la suite qualifiées de paiement pour service environnemental ou écosystémiques ou encore pour préservation de services écosystémiques.

Les expérimentations de terrain

La notion de paiement pour service écosystémique ou environnemental a émergé à la fin des années 1990 et a connu tout de suite un fort engouement. L'intérêt pour les PSE a ainsi dû son essor à une large reconnaissance de la notion de service écosystémique et la volonté des auteurs de traduire un concept de lien homme-nature en mécanisme de marché traduisant l'espoir des économistes que ces mécanismes soient plus efficients que les politiques publiques existantes (Karsenty et De Blas, 2014). Karsenty et De Blas (2014) assimilent, en effet, à des « instruments de marché », ces instruments « incitatifs » laissant les opérateurs économiques libres de leurs choix et reposant sur un principe de rationalité économique (taxes pollueurs-payeurs et PSE) afin de les opposer à des régulations classiques relevant d'une logique administrative contraignante.

Il s'agissait également de développer une approche plus directe dans les programmes de conservation, qui consistaient essentiellement en des actions juridiques de protection, et le financement de la gestion de zones protégées. Les approches contractuelles ont été considérées par certains économistes comme une approche plus directe, ayant de ce fait une efficacité environnementale supérieure et impliquant les parties prenantes (Wunder, 2005 ; Ferraro et Simpson, 2002 ; Niesten et Rice, 2004 ; Scherr et al., 2004). Selon Pesche et al. (2011), la problématique du financement des aires protégées a, en effet, contribué à promouvoir les PSE. En raison du manque de financement public pérenne des aires protégées, de

nombreux acteurs de la conservation se sont intéressés à ces approches. Cela a permis notamment de formaliser le soutien de bailleurs internationaux.

Comme le soulignent Laurans et al. (2011), le succès et la réputation des PSE ont été portés par quelques exemples historiques de transactions volontaires privées ou de mécanismes de régulation publique , dont les trois plus célèbres sont les suivants :

- depuis le début des années 1990, la ville de New-York a choisi de financer des actions de prévention des pollutions agricoles, forestières et domestiques du bassin versant alimentant la ville en eau (*Catskills mountains*), en rétribuant les agriculteurs et les villes du bassin amont plutôt que de construire une station de traitement des eaux plus coûteuse. Ces actions sont financées par une taxe intégrée à la facture des consommateurs d'eau de New-York ;
- le Costa Rica a mis en place, depuis 1997, le programme *Pagos por Servicios Ambientales* rémunérant des agriculteurs et propriétaires forestiers pour favoriser le reboisement, la gestion durable et la protection des forêts. Ce programme est financé notamment par une taxe sur la vente de combustibles fossiles et de recettes provenant de l'exploitation de l'hydroélectricité[28] ;
- en France, l'entreprise Vittel a choisi, depuis la fin des années 1980, de financer un programme de reconversion agricole sur le bassin versant alimentant ses sources afin de supprimer toute trace de pesticides et de réduire la teneur en nitrates.

Les dispositifs qualifiés de PSE sont extrêmement variés puisqu'ils regroupent à la fois des projets d'écotourisme, des projets de « Mécanisme de Développement Propre » (MDP), de déforestation évitée et de reboisement (REDD+ notamment), des concessions de conservation, des droits d'entrée, des taxes et redevances sur l'exploitation forestière, les filières de produits labélisés (éco-certification). Les PSE ont concerné également la plupart des écosystèmes et des continents :

- dans les pays d'Amérique latine (Corbera et al., 2007 ; Kosoy et al., 2007 ; Pagiola, 2008 ; Wunder et al., 2008 ; Adhikari, 2009) ;
- en Afrique (Sommerville et al., 2010 ; Wendland et al., 2010 ; le Groupe Katoomba, réseau international dédié à la promotion des PSE, répertorie plus de 50 projets PSE dans un pays comme l'Ouganda, Ruhweza et al., 2008) ; et
- d'Asie (Bennett, 2008).

Selon Wunder (2005, 2007), les expériences PSE mises en œuvre concernent essentiellement quatre catégories de services écosystémiques : la séquestration et le stockage de carbone, la protection d'un bassin versant (érosion des sols, lutte contre le risque d'inondation, qualité de l'eau), la protection de la biodiversité, et la protection du paysage.

Au travers des exemples préalablement cités, une grande variété de situations apparaît :

- intervention des pouvoirs publics versus contrat bilatéral entre des agents privés ;
- rémunération volontaire du service rendu par les bénéficiaires versus rémunération non volontaire du service par les bénéficiaires (taxes) ;
- zone géographique d'intervention large (internationale, nationale) versus zone d'intervention locale ;
- relation directe des fournisseurs et des bénéficiaires versus relation indirecte par la présence d'intermédiaires publics.

Clarifier la définition d'un PSE paraît important à ce stade de l'étude puisque les expériences nommées « PSE » sur le terrain regroupent un ensemble hétéroclite d'instruments (Pirard et Billé, 2010). Aussi, nous reprenons dans le paragraphe suivant les différents concepts et définitions de PSE qui sont les plus usités dans la littérature.

[28] Mais depuis ce dispositif a été remis en cause, notamment car il rémunérait pour opérer des changements sur des pratiques, interdites par la loi, ce qui pose la question de la *baseline (*c'est-à-dire de le seuil de référence ou encore la situation initiale considérée comme état normal/de base qui en principe devrait correspondre aux respects des lois en vigueur).

Les concepts et définitions des PSE

Pour la plupart des auteurs ayant publié sur les PSE, ces dispositifs sont déclenchés par des externalités positives induites par des activités de production des agents économiques (FAO, 2007 ; Wünscher et al., 2007 ; Engel et al., 2008 ; Aznar et al., 2009 ; Laurans et al., 2011 ; Kemkes et al., 2009 ; Karsenty et al., 2009 ; Pagiola et Platais, 2007).

Selon ces auteurs, les PSE correspondent à une situation dans laquelle un agent économique qui modifie ses pratiques pour produire des externalités positives (ou n'abandonne pas celles qui en produisent déjà) est rémunéré par d'autres agents via un mécanisme contractuel reposant sur un accord volontaire mutuel entre les parties. Lorsque cette transaction a lieu, la relation entre les deux agents peut reprendre son cours économique « normal » (motivée par les seuls intérêts individuels), la relation entre les agents est ainsi « internalisée » dans leurs raisonnements économiques.

Ainsi, les PSE ont trait essentiellement à l'approche de « services-externalités » évoquées au début de ce rapport (partie 1.2.2).

L**es externalités sont appelées « externalités de bien commun »** puisque l'agent qui génère ces externalités ne peut s'en approprier ni l'usage, ni agir sur l'utilisation qu'en font les autres agents (Laurans et al., 2011 ; Kemkes et al., 2009).

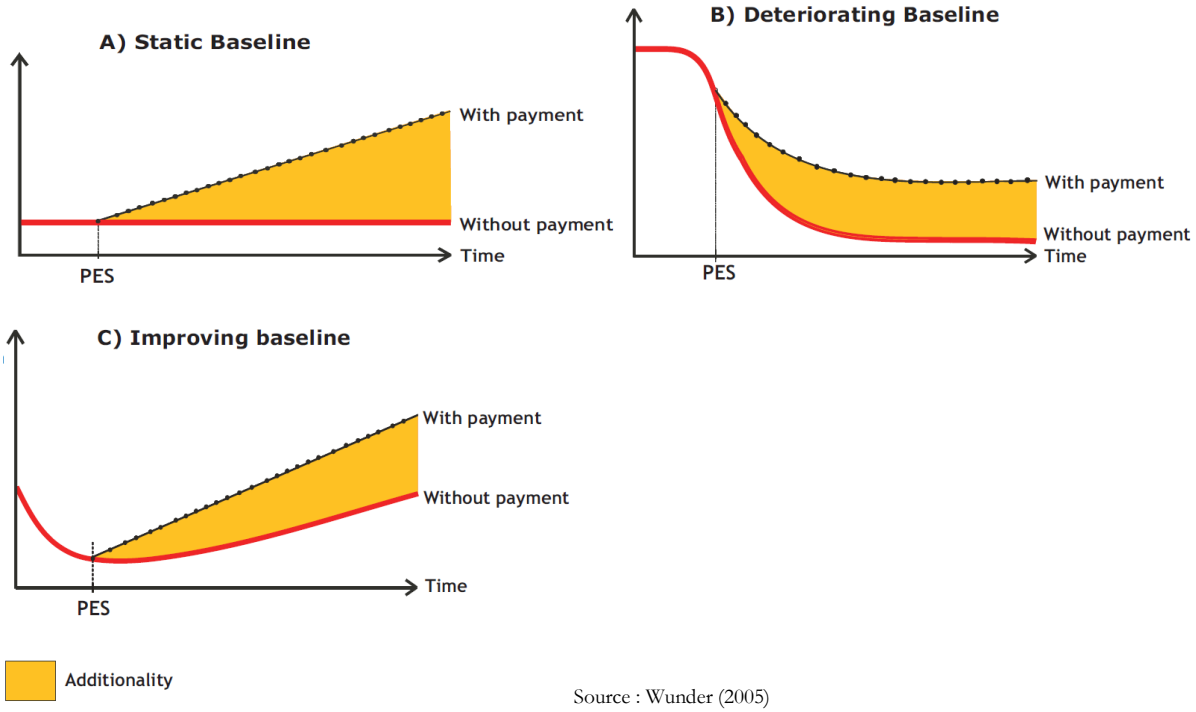
Wunder a été le premier auteur à proposer, en 2005, une définition normative d'un PSE, qui est la plus souvent usitée actuellement. Selon lui, un PSE se caractérise comme :

(i) une transaction **volontaire**, dans laquelle
(ii) un **service écosystémique** bien défini ou un usage de la terre susceptible d'assurer ce service
(iii) est acheté par (au moins) un **acheteur** et
(iv) auprès d'(au moins) un **fournisseur** de service

(v) à la seule **condition** que le fournisseur assure la fourniture de ce service (conditionnalité) (Wunder, 2005).

Dans le même article**,** Wunder précise que les PSE doivent théoriquement (sur le plan de l'efficacité économique) **rémunérer uniquement des pratiques additionnelles à celles qui auraient été mises en place sans soutien financier**. Autrement dit, les PSE doivent avoir une action sur la fourniture d'un service écosystémique en modifiant le seuil de référence ou *baseline en anglais,* de cette fourniture (évolution du service en absence de paiement). Le seuil de référence peut être statique, en amélioration, ou encore déclinant. Aussi, le PSE doit théoriquement être considéré et évalué à l'aune de ce seuil de référence. Le schéma page suivante illustre les trois effets d'additionnalité résultant de ces différents seuils de référence considérés.

Figure 12: L'effet des PSE par rapport aux seuils de référence ou *baseline* de la fourniture d'un service



Source : Wunder (2005)

En adoptant le même point de vue que Wunder (2005), Engel et al. (2008) définissent le PSE comme une transaction volontaire dans laquelle un service écosystémique bien défini est acheté par un acheteur pour un service rendu si et uniquement si le fournisseur assure la fourniture de ce service (conditionnalité). En conséquence, ils définissent **trois conditions nécessaires pour caractériser un PSE :**

(1) la relation entre le type d'usage des terres promu et le service écosystémique rendu doit être claire,

(2) les contractants doivent avoir la possibilité de mettre fin à la relation contractuelle (transaction volontaire),

(3) un système de suivi et de contrôle doit accompagner l'intervention afin de s'assurer de la fourniture du service (additionnalité et conditionnalité du paiement).

La définition est traduite de manière plus opérationnelle par Bond et al. (2009) et Wunder (2005) : les fournisseurs, en s'engageant de manière volontaire à produire un ou des services écosystémiques, renoncent à un usage alternatif des ressources naturelles ou des terres. Ils doivent donc être compensés par les bénéficiaires de ces pratiques ou usages alternatifs (Bond et al., 2009). Les bénéficiaires externes d'un service écosystémique réalisent, eux, un paiement direct, contractuel et conditionnel à des propriétaires locaux et usagers en échange de l'adoption de pratiques qui garantissent la conservation et la restauration de cet écosystème (Wunder, 2005).

La définition de Wunder a suscité de nombreuses réactions, elle a été très commentée et a ainsi fait l'objet de nombreuses publications mais aussi l'objet de plusieurs critiques.

Tout d'abord, la définition de Wunder est jugée trop restrictive et considérée comme un **« archétype contractuel de PSE »** (Laurans et al., 2011 ; Muradian et al. 2010 ; Farley Costanza 2010 ; Vatn, 2010 ;

Karsenty, 2011). De fait, de l'avis de ces auteurs et de Wunder lui-même (Wunder, 2005), les critères de cet « archétype de PSE » ne sont **quasiment jamais réunis au sein d'un seul et même dispositif**. Ainsi, parmi les 287 « initiatives PSE » observées par Landell-Mills et Porras en 2002, très peu respectent les cinq critères de ce que Wunder (2005) nomme un PSE « vrai ». Etant donné l'écart avec la mise en œuvre des PSE sur le terrain, nous le qualifions plutôt de PSE « pur » (en référence à la définition des biens publics purs). Plusieurs critères sont souvent peu respectés sur le terrain, parmi lesquels :

(i) un lien non établi ou établi *a posteriori* entre le service écosystémique et la modification de l'usage des terres et/ou des pratiques (Muradian et al., 2010 ; Wunder et al., 2008 ; Pascual et al., 2010), (

(ii) des bénéficiaires qui ne sont pas toujours à l'initiative du paiement (Vatn, 2010),

(iii) aucune évaluation ou une difficulté d'évaluation de l'additionnalité du PSE dans la plupart des expériences (Wunder et al., 2008).

Pour Wunder, (2005), l'objectif de la définition qu'il donne est de mesurer le degré de conformité des expériences de terrain avec les cinq critères d'un PSE, et donc de créer une certaine gradation de PSE. A l'inverse, pour Muradian et al (2010), la gradation entre un PSE idéal (c'est-à-dire pour lequel les 5 critères seraient remplis) et un PSE « partiel » peut créer une frustration pour les personnes qui les mettent en place sur le terrain en raison de la difficulté à atteindre l'ensemble des critères d'un PSE pur.

Suite aux critiques émises sur la définition de 2005, Wunder en propose une moins restrictive en 2011 (Wunder, 2011) : un PSE se caractérise comme (i) une transaction « volontaire », **dans une certaine mesure du côté de l'acheteur, entièrement du côté du fournisseur**, (ii) dans lequel un service écosystémique[29] bien précis, un usage de la terre pour assurer ce service, ou **un regroupement de services sous la forme d'un « panier »** (iii) est acheté par (au moins) un acheteur **ou une entité publique** (iv) et est « fourni » par (au moins) un fournisseur **ou une communauté**. (v) La conditionnalité est sous-jacente dans la conception et le fonctionnement des dispositifs.

Laurans et al (2011) retiennent eux seulement deux critères nécessaires : (1) l'agent qui fournit le service n'y est pas contraint et (2) le maintien ou la modification des pratiques de cet agent est obtenue par un **paiement incitatif**. Les auteurs insistent bien sur le deuxième point qui permet d'exclure tous les paiements destinés à financer le fonctionnement des systèmes administratifs, de gestion, de contrainte (exemple : droit de paiement à l'entrée d'un parc, d'une réserve, fonds fiduciaire pour la gestion d'aires marines protégées) comme ce peut être le cas partiellement avec la définition de Wunder (2005). Cette notion de paiement incitatif est très peu mise en avant par les auteurs travaillant sur les PSE, elle est donc loin d'être un élément considéré comme caractéristique d'un PSE dans la plupart des travaux sur le sujet. Pourtant on peut considérer qu'implicitement le paiement doit être suffisamment incitatif pour que la décision de s'engager dans le PSE soit prise par l'agent.

La seconde critique faite par plusieurs auteurs concerne l'approche « coasienne »[30] adoptée par Wunder (Muradian et al., 2010 ; Farley, Costanza, 2010). La mise en place des PSE, qui mettraient directement en lien les fournisseurs et les usagers des services écosystémiques devrait permettre d'atteindre un bien-être social maximum. L'approche coasienne fait l'hypothèse d'une part de droits de propriété définis et d'autre part de coûts de transaction faibles voire nuls.

29 Service environnemental dans la publication mais dans le sens d'un élément précis d'un service écosystémique

30 L'approche coasienne (Coase, 1960) établit que, si les droits de propriété sont bien définis et les coûts de transaction faibles voire nuls, il est possible d'obtenir une allocation optimale des ressources sans intervention de l'État (c'est-à-dire sans forme de taxe administrative – comme l'entend l'approche pigouvienne).

La première hypothèse portant sur les droits de propriété fait débat, puisque il y a dans la majorité des cas de nombreux ayants droits intervenant sur le territoire à considérer pour un service écosystémique donné. Par ailleurs, l'instrument défini par Wunder est perçu comme basé sur le marché (« *market-based* »), ce qui laisse supposer à certains auteurs que les services écosystémiques fournis ont fait l'objet d'une appropriation préalable. Or, parler de droit de propriété des services écosystémiques est inapproprié puisque ce sont des externalités de bien commun, donc non appropriables par nature (Kosoy et Corbera 2010 ; Mc Cauley 2006 ; Robertson 2006). En revanche, on peut parler de la propriété des droits d'usage : droit de défricher, d'utiliser des pesticides, etc. L'hypothèse coasienne repose ainsi, non pas sur des droits de propriété des services, mais sur des droits de propriété des supports qui permettent de fournir ces services (parcelle agricole, forêt) (Karsenty et al., 2009). Karsenty précise qu'il n'est pas nécessaire que le fournisseur du service environnemental soit le propriétaire du bien support mais qu'il en soit le « possesseur ». Cette hypothèse de droit de propriété des biens supports n'est néanmoins pas toujours observée sur le terrain (Wunder, 2005). On peut cependant souligner qu'en droit il y a la possibilité de distinguer très clairement les choses communes, perçues comme des choses de l'humanité, pouvant être utilisées par tous mais acquises par personne et les biens qui eux peuvent faire l'objet d'une appropriation et qui peuvent avoir une valeur patrimoniale. Enfin une critique plus fondamentale est que les services écosystémiques ont des caractères de biens collectifs, ou encore publics, comme nous l'avons souligné plus haut. Par conséquent, comme le montre clairement Ostrom (2009), les opérateurs privés sont en incapacité de les gérer de manière optimale sans des arrangements institutionnels spécifiques favorisant la gestion collective dans des conditions données l'intervention de l'Etat. Dans les faits, on constate que les initiateurs de PSE sont souvent des institutions publiques, parapubliques (en y incluant les bailleurs de fonds multilatéraux), des ONG (qui ne sont donc pas des opérateurs économiques classiques) mais qu'il ne s'agit que rarement de contrats simples entre des opérateurs privés. Ce dernier cas impose qu'un faisceau de circonstances soit établi. Il faut ainsi que l'usager du service écosystémique soit un opérateur économique clairement identifié et que lien entre les services écosystémique et le service environnemental le soit également. Le cas de Vittel en est un l'exemple, mais il faut souligner que dans ce cas l'opérateur économique s'est entouré d'une structure de recherche et d'une structure d'animation du dispositif relevant donc d'une approche assez complexe.

En outre, la deuxième hypothèse coasienne concernant les coûts de transaction nuls est rarement confirmée sur le terrain. En effet, comme expliqué précédemment, le lien entre le service écosystémique et la modification des pratiques n'est pas toujours facile à établir. Etablir ce lien peut entraîner des coûts de transaction importants et compromettre la mise en place d'un PSE (Muradian et al., 2010 ; Wunder et al., 2008 ; Pascual et al., 2010). Le lien entre pratiques et service restant incertain, la plupart des PSE portent donc sur des « proxies » (Munoz-Pina et al., 2008) mais pourraient également porter sur un ensemble de services pour lesquels le lien avec les pratiques est peu connu (Farley et Costanza, 2010).

Au-delà de la nécessité de proposer une définition qui corresponde, ou non, à la réalité de terrain, le débat porte également sur les objectifs attendus d'un PSE. La définition d'un PSE de Wunder (2005) renvoie à une vision économique de l'environnement dans laquelle **l'efficacité économique** est l'objectif premier (Wunder, 2005 ; Engel et al., 2008). L'additionnalité est donc le critère primordial pour juger l'efficacité d'un PSE. Selon les économistes de l'environnement, les PSE doivent donc être mis en œuvre avec un lien le plus direct possible entre les usagers des services écosystémiques et les fournisseurs afin de limiter les coûts de transaction et faciliter la fixation du paiement au niveau le plus efficient. Ce qui tend à définir un PSE pour un service écosystémique bien identifié, et amène à négliger la complexité du fonctionnement des écosystèmes. Ils doivent être également mis en place de manière à ce que l'additionnalité puisse être clairement démontrée. Un corolaire en est qu'il n'est pas efficient de mettre en place des PSE pour les populations locales qui vivent déjà en relative harmonie avec la nature, sans qu'aucune menace crédible, interne ou externe ne pèse sur leur milieu (Wunder, 2007). Enfin, comme l'expliquent Pagiola et al. (2005)

et Wunder (2005, 2011), pour les économistes de l'environnement, un PSE peut servir plusieurs objectifs mais il perd alors en efficacité environnementale. La réduction de la pauvreté ne doit ainsi pas devenir l'objectif premier des PSE même si ces derniers peuvent contribuer à cet objectif.

Ces analyses ne sont pas partagées par plusieurs auteurs qui, à l'inverse, considèrent que les PSE doivent poursuivre à la fois un objectif d'efficacité environnementale mais également **d'équité**, ce qu'ils ne font pas toujours actuellement (Egoh et al., 2007 ; Muradian et al., 2010 ; Pascual et al., 2010 ; Farley et Costanza, 2010 ; CDC, 2014). Ils montrent que les enjeux d'équité peuvent peser en réalité sur l'efficacité et l'efficience des PSE. Différentes études (Zbinden et al. 2005 ; Sommerville et al., 2010) ont en effet montré que les PSE qui font l'objet d'une mise en œuvre ont bénéficié à une élite et non aux plus pauvres, posant au-delà de l'équité des questions d'efficacité environnementale, et ont pu générer des « fuites environnementales ».

Par ailleurs, plusieurs auteurs (voir CDC, 2014) soulignent également que les écosystèmes sont complexes et qu'il faut tenir compte de cette complexité pour définir des PSE efficaces ; ce qui est contradictoire avec l'idée de ne travailler que sur un service écosystémique unique. En ligne avec ce constat, Muradian et al (2010) ont proposé une nouvelle définition : **un PSE est un « *transfert de ressources entre des acteurs sociaux, qui visent à créer des incitations pour assurer la cohérence des décisions individuelles et/ou collectives en matière d'usages des sols avec l'intérêt social lié à la gestion des ressources naturelles* »** (*Ibid*). **Ils définissent ainsi trois critères pour classer les PSE : (i) le degré de sensibilité à l'incitation financière[31], (ii) la nature du transfert[32], (iii) le degré de commercialisation des services environnementaux.**

Diversité des PSE et des politiques publiques mobilisant des PSE

Il est utile de revenir sur la diversité des PSE. Laurans et al. (2011) en proposent une cartographie, qu'il nous semble utile de reprendre ici pour illustrer où se situent les exemples étudiés. Les auteurs distinguent les PSE en fonction de qui finance le PSE (c'est-à-dire les acheteurs) et de l'aspect volontaire ou non du financement (paiements conscients et volontaires d'opérateurs qui ne sont pas nécessairement les usagers directs des services écosystémiques). Notons que de nombreux autres auteurs soulignent l'intérêt de distinguer les PSE selon le type d'acheteur du service environnemental (Wunder, 2005), (Wunder et al., 2008), (Engel et al., 2008), (Muradian et al., 2009)).

Les auteurs identifient ainsi quatre types de PSE organisés en deux groupes. Le premier groupe concerne des PSE financés volontairement :

- les premiers sont des accords bilatéraux entre les usagers des services écosystémiques et les « fournisseurs » du service environnemental identifiés comme affectant les services écosystémiques (l'intervention du groupe Nestlé sur la source de Vittel citée au début de ce rapport en est l'exemple type) ;
- le deuxième type regroupe des PSE financés par des paiements volontaires mais d'un groupe hétérogène d'opérateurs qui ne sont pas nécessairement bénéficiaires du service écosystémique (cas des PSE de conservation de la biodiversité financés par des ONG et passés auprès de communautés locales qui s'engagent à modifier leurs pratiques de chasses, de cueillette, ou encore agricoles).

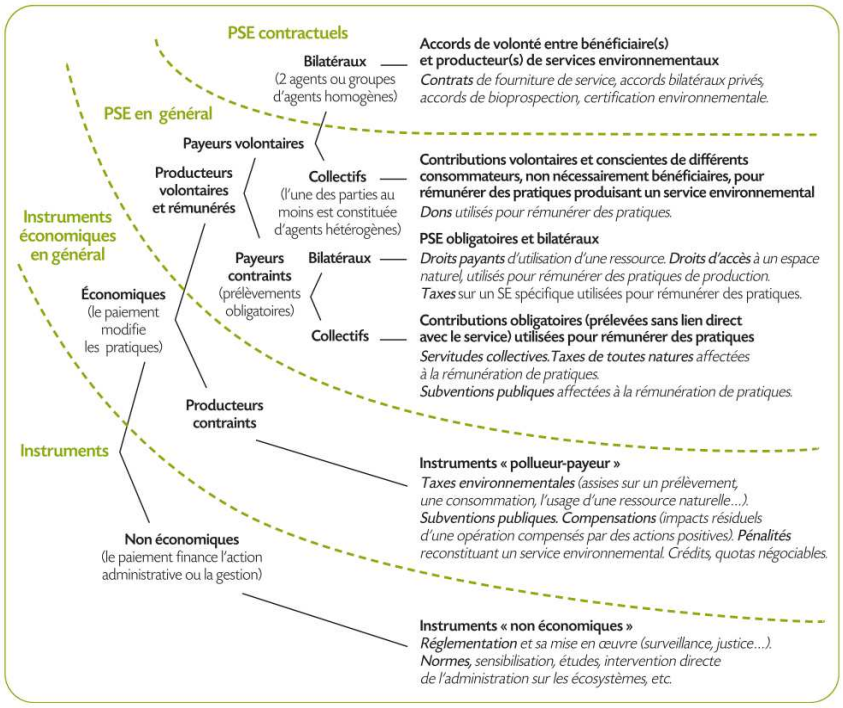
[31] Muradian et al., (2010) donnent pour exemple un PSE pour la conservation de forêts par le maintien de pratiques chez des populations indigènes et un PSE incitant à la reforestation. Dans le second cas, l'incitation financière sera plus importante. Ainsi, plus le degré de sensibilité à l'incitation financière est faible, plus d'autres incitations non financières rentrent en ligne de compte (motivation, pratiques culturelles, etc.).

[32] Muradian et al. (2009) entendent par nature de transfert ce que d'autres auteurs nomment PSE « public » et PSE « privé » : un transfert indirect est réalisé lorsqu'il existe des intermédiaires mais également que le paiement ne reflète pas vraiment le service « individuel » rendu.

A ce premier groupe s'opposent des PSE financés de manière non volontaire (taxes) parmi lesquels les auteurs distinguent :

- des PSE de type bilatéral dans lesquels les usagers du service écosystémique sont taxés pour financer des pratiques favorables à la production du service écosystémique (l'exemple type est celui de l'expérience de la Ville New York) ;
- et enfin des paiements financés de manière non-volontaire mais par un groupe n'étant pas nécessairement directement usager du service (par des systèmes de taxes qui ne sont pas liées au service écosystémique). Les politiques publiques, du type des MAE et de celles détaillées dans les études de cas en annexe D, appartiennent à ce dernier type de PSE.

Figure 13 : Cartographie générale des instruments de politiques publiques de l'environnement, position des PSE et de leurs variantes



Source : Extrait de Laurans et als, 2011

Il faut souligner que les auteurs lient également le type de PSE et leur mode de financement, décrit plus haut, avec la nature des services écosystémiques ((Engel et al., 2008), (Karsenty et al., 2009)) :

- **les PSE rémunérant la fourniture de biens collectifs ou encore des biens publics locaux**, comme le maintien de la qualité de l'eau, sont propices à des accords « bilatéraux » : négociation entre une communauté rassemblant un groupe d'agriculteurs et une entreprise, un syndicat des eaux, une municipalité, etc. ;
- **les PSE rémunérant la fourniture de biens publics purs,** c'est-à-dire des biens dont l'utilisation est non rivale[33] et non exclusive[34]. Cette définition correspond par exemple à la séquestration du carbone, le maintien de la biodiversité ou la réduction des émissions de gaz à effet de serre. Les PSE rémunérant la fourniture de ce type de biens se prêtent peu à des engagements

[33] La consommation du bien par un agent économique (au sens économique du terme) n'a aucun effet sur la quantité disponible de ce bien pour les autres individus.

[34] L'ensemble des agents économiques peut bénéficier de ce bien, une fois qu'il est produit.

bilatéraux, car les bénéficiaires sont l'ensemble de la planète. Ils supposent un ensemble de médiations institutionnelles entre le bénéficiaire abstrait (le monde) et les fournisseurs locaux du service.

Le tableau ci-dessous présente les différents types de biens.

		Soustractivité/Rivalité	
		Oui	Non
Exclusivité	Oui	Biens privés : *bois*	Biens de club : *parcs nationaux à accès contrôlé*
	Non	Biens collectifs, biens commun ou bien public impur : *forêts et pâture communautaires, qualité de l'eau au niveau local*	Biens publics purs : *qualité de l'air, protection de la qualité générale de l'eau, paysage, esthétique, aspects culturels*

Les PSE et autres outils de rémunération de services environnementaux du point du vue du Droit

Il n'existe pas de définition juridique des PSE en Droit français (Labat, 2014). De plus, les PSE sont susceptibles de prendre des formes particulièrement variées (ils mobilisent des acteurs multiples comme les Etats, les collectivités locales, les propriétaires privés, les associations, etc. ; ils combinent des financements privés et publics, tels que des paiements par les usagers du service environnemental, des paiements par des aménageurs tenus de compenser les impacts négatifs de leurs projets d'aménagement, des paiements par la puissance publique, etc.). Les PSE ont néanmoins en commun de constituer des constructions contractuelles (même si un minimum ou un seuil environnemental peut être imposé unilatéralement par la puissance publique lorsqu'elle est partie contractante). Cette relation contractuelle suppose que les parties (fournisseurs de services et usagers payeurs) s'entendent sur les modalités de mise en œuvre du PSE, en particulier sur le contenu des obligations à la charge du fournisseur, et sur le paiement octroyé en contrepartie du respect de ces obligations. L'objet de ces constructions contractuelles peut résider dans un usage particulier des terres, dans la réalisation de prestations spécifiques, dans le renoncement à certaines pratiques ou certains modes de gestion, etc.

Dans l'hypothèse (relativement rare) où des PSE sont conclus entre des acteurs privés, ils reposent sur des financements d'origine privée (cf. cas de Vittel) et ils ne sont par conséquent pas concernés par l'encadrement européen et international de la concurrence. La liberté contractuelle est pour ainsi dire totale : il est ainsi concevable que ce soit des opérateurs privés qui rémunèrent les agriculteurs, voire de simples propriétaires non-exploitants, pour les services rendus. Les financements provenant de fonds privés ne sont pas assimilables à des subventions publiques et ils ne sont par conséquent pas soumis à la règle des surcoûts et manques à gagner.

En revanche, les PSE qui seraient conclus entre acteurs publics et acteurs privés (entre une collectivité territoriale et des agriculteurs par exemple) et qui reposeraient sur des fonds publics, constitueraient des « aides d'Etat » au regard du droit européen. L'instauration de ces nouveaux soutiens publics est encadré par le droit communautaire (Caylet, 2009) et les versements doivent être limités aux « *coûts supplémentaires ou aux pertes de revenu découlant de l'observation du programme public* » au regard du droit de l'OMC (cf. supra).

Du point de vue de l'ingénierie contractuelle, des difficultés apparaissent au niveau de la pérennisation des services et du support matériel (la propriété sous-jacente) lors de la négociation et de la rédaction des contrats de PSE.

S'agissant de la pérennisation des services, il convient de noter que le temps de la nature (des centaines d'années pour modeler un paysage, constituer une forêt) n'est pas celui des contrats humains (5 à 7 ans

pour les MAE, 9 ans renouvelables pour les baux ruraux). L'actuel projet de loi relatif à la biodiversité pourrait toutefois venir favoriser l'élaboration d'obligations contractuelles en adéquation avec la pérennisation des services environnementaux. Ce projet de loi prévoit en effet de faciliter *« la mise en œuvre d'actions favorables à la biodiversité sur les terrains agricoles et naturels sans avoir à recourir à leur acquisition »*. L'introduction d'un nouvel article L. 132-3 dans le code de l'environnement devrait prochainement autoriser le propriétaire d'un fonds à créer sur celui-ci une *obligation environnementale intuitu rei* durable et automatiquement transmissible à ses ayants cause qu'ils soient universels ou particuliers. L'article L. 132-3 devrait permettre « *aux propriétaires de biens immobiliers de contracter avec une collectivité publique, un établissement public ou une personne morale de droit privé agissant pour la protection de l'environnement en vue de faire naître à leur charge, ainsi qu'à la charge des propriétaires successifs du bien, les obligations réelles que bon leur semble, dès lors que de telles obligations ont pour finalité le maintien, la conservation, la gestion ou la restauration d'éléments de la biodiversité ou de services écosystémiques dans un espace naturel, agricole ou forestier »*. Les obligations affecteront la propriété elle-même (afin d'éviter les contingences liées au devenir des personnes parties prenantes au contrat) et elles concerneront la gestion sur un temps suffisamment long (afin d'assurer la pérennité des actions mises en œuvre). Dans l'hypothèse où le propriétaire aurait consenti un bail sur son fonds, il ne pourra toutefois accepter de telles obligations réelles environnementales qu'avec l'accord préalable de son preneur. C'est en effet sur ce dernier que pèseront les obligations en termes de changement de pratiques, de temps consacré… et un partage de la rémunération suffisamment « stimulant » sera à prévoir.

Selon les services environnementaux à développer, et notamment eu égard à leur pérennisation, il est souhaitable de favoriser des outils juridiques existants mais peu utilisés :

- en tout premier lieu il faut réexaminer les objectifs et les modalités de conclusion du bail environnemental pour dépasser l'aporie qui vise à déconsidérer le bail environnemental en raison des possibilités offertes au propriétaire de contraindre le fermier à adopter certaines pratiques agricoles plus favorables à l'environnement. Le bail environnemental permet au propriétaire de contraindre le fermier à adopter des pratiques environnementales contraignantes, mais en contrepartie de ces contraintes le fermier pourra bénéficier d'une minoration du loyer. L'intérêt majeur de cet outil est de faire transiter les contraintes environnementales d'un exploitant à un autre par le propriétaire du bien, la pérennité des contraintes assurant le maintien de la valeur patrimoniale du bien. Ce type de contrat permet une meilleure stabilité juridique au fermier puisqu'en aucun cas le propriétaire ne pourra se prévaloir d'une mauvaise exploitation du fond.

- Enfin, s'agissant des problèmes de pérennisation des contraintes environnementales, le droit français dispose de deux contrats qui offrent des durées de vie compatibles avec les conditions d'efficacité de bon nombre de contraintes environnementales : il s'agit du bail cessible de 18 ans renouvelable par période de 9 ans[35] qui peut comporter des exigences environnementales contractuellement solides et qui peut se transmettre hors cadre familial et du bail emphytéotique qui a pour principal intérêt une durée de l'engagement contractuel pouvant aller de 18 à 99 ans.

D'autres évolutions juridiques susceptibles de favoriser la mise en place de PSE sont également à noter (Labat, 2014). La première piste est celle de la *fiducie* (*trust* en droit ango-saxon) qui est un contrat qui permet un transfert de propriété limité dans son usage et dans le temps. Elle consiste pour une personne (le fiduciant / *settlor*) à remettre à une deuxième personne (le fiduciaire / *trustee*) un bien pour qu'elle le gère d'une manière convenue par avance, avant de le restituer à une troisième personne (le bénéficiaire / beneficiary, qui peut être le fiduciant) à l'échéance d'un délai déterminé. La fiducie foncière n'est pas actuellement reconnue en France, mais elle pourrait théoriquement permettre à un propriétaire-fiduciant

35 A l'origine (loi n°2006-11 du 5 janvier 2006) la durée du renouvellement était d'au moins 5 ans à défaut d'un congé régulier, depuis la mise en œuvre de la loi d'avenir agricole (Loi n° 2014-1170 du 13 octobre 2014) la durée de ce renouvellement est de 9 ans (CRPM, article L.418.1)

de confier son fonds à un gérant-fiduciaire (par exemple un conservatoire d'espaces naturels, une association environnementale, une entreprise). Ce gérant-fiduciaire devrait respecter un cahier des charges visant à garantir le maintien ou la restauration de services écosystémiques et fixant le niveau de rémunération, pendant une durée déterminée. Au terme du délai, le gérant-fiduciaire devrait restituer les terres au bénéficiaire (qui pourrait être le propriétaire-fiduciant lui-même ou une autre personne). La fiducie foncière à vocation environnementale, sous réserve d'une bonne articulation avec les baux ruraux notamment, offre une voie intéressante pour la mise en œuvre des PSE.

Le droit français dispose d'une situation *quasi* analogue à la *fiducie* et il serait peut être intéressant de l'utiliser en attendant une évolution concrète du cadre législatif français. Il s'agit de la vente temporaire d'usufruit : l'usufruit est défini par les dispositions de l'article 578 du code civil comme le droit réel de jouir des choses dont un autre a la propriété, comme le propriétaire lui-même, mais à la charge d'en conserver la substance. L'article 581 de ce code prévoit en outre que l'usufruit peut être établi sur toute espèce de biens meubles ou immeubles. En conséquence, rien ne s'oppose à ce qu'un bien rural fasse l'objet d'une vente temporaire d'usufruit. Un propriétaire peut donc vendre temporairement un bien foncier pour une durée ajustable par les parties ; dans cette vente les parties peuvent prévoir de conserver le bien ou de le restaurer à des fins environnementales. L'intérêt pour le vendeur est de s'assurer, pour une durée librement consentie, de la conservation du bien dans les conditions expressément prévues dans l'acte de vente temporaire. Pour l'acheteur, l'intérêt majeur est de pouvoir jouir d'un bien à un prix réduit, en toute liberté et pour une durée suffisante pour assurer la stabilité de l'exploitant. Quant aux contraintes liées à la conservation/restauration du bien, elles correspondent par principe aux *desiderata* des parties ; les frais engagés pour la restauration du bien seront déduits du prix de vente de l'usufruit.

L'idée de *patrimoine naturel* offre une deuxième piste intéressante pour la mise en place de PSE. A l'image de ce qui existe pour le patrimoine culturel, il est peut-être envisageable de reconnaître un intérêt collectif à la préservation de la nature. Le patrimoine naturel se superposerait alors au droit de propriété : un même fonds relèverait à la fois d'une propriété privée et d'un patrimoine naturel commun. Dans le domaine culturel, un immeuble classé ou inscrit à l'inventaire des monuments historiques est à la fois la propriété d'une personne privée et un bien qui fait partie d'un patrimoine commun à protéger. Le propriétaire reste le propriétaire, mais il a par exemple l'obligation de ne pas transformer l'immeuble, d'en préserver les caractères esthétiques... en contrepartie de quoi, il bénéficie généralement d'avantages fiscaux. La transposition de ce raisonnement s'agissant de l'environnement n'apparait toutefois pas aisée compte tenu notamment de la difficulté à donner une définition du patrimoine naturel (qui se prête sans doute moins à l'inventaire que le patrimoine culturel).

Synthèse sur le concept de PSE

Cette revue de littérature met en lumière la diversité d'approches sur le concept de PSE et les définitions y afférant. Elle permet cependant de dessiner des lignes communes dans les approches et de tirer les points qui semblent importants pour les besoins de l'étude.

Tout d'abord, la mise en œuvre d'un PSE en agriculture devrait inciter les agriculteurs à modifier certaines pratiques (voire plus largement le système de production) et/ou en maintenir d'autres, afin de contribuer à la préservation des fonctions écologiques des agro-écosystèmes, fournissant en retour des services (écosystémiques). Ainsi, le PSE rémunère ce que nous avons défini plus haut comme « un service environnemental » rendu par le détenteur du droit d'exploiter les terres.

Cette définition est celle proposée par la CDC Biodiversité et sa Mission Economie de la Biodiversité (CDC, 2014). La CDC (2014), pour clarifier le débat sur le concept de PSE dont l'acronyme peut être interprété comme un paiement pour les services que l'homme rend à la nature ou encore pour les services écosystémiques, propose d'utiliser le concept de Paiement pour Préservation de Service Ecosystémique qui porte sur **les services que l'homme tire de la nature, source de bienfaits pour lui-même et pour**

ses pairs et dont il peut faciliter le maintien ou la restauration via les actions qu'il entreprend.

Ensuite, **un certain nombre de critères de qualification de PSE ont été listés plus haut**. Parmi ces critères, cinq nous semblent importants à retenir pour qualifier un PSE :

1- le premier critère est **le caractère volontaire** du point de vue du fournisseur du service, commun à la plupart des définitions, et qui distingue les PSE d'autres instruments d'interventions notamment la réglementation ;

2- le deuxième critère est celui de **l'identification précise** d'une part du service (ou du bouquet de services) écosystémique concerné par le paiement et d'autre part de l'effet du changement, ou du maintien de pratique sur ce(s) service(s) ;

3- l**a conditionnalité :** le paiement n'a lieu que si les exigences environnementales sont respectées et le service environnemental effectivement fourni ;

4- **l'additionnalité :** le paiement permet l'amélioration des fonctions écologiques par rapport à un scénario sans PSE (contrefactuel). Toutefois, l'échelle d'appréciation de ce critère peut être variable : pour de nombreux services, il n'a de sens qu'a une échelle territoriale plus large qu'une seule exploitation agricole. L'essentiel est que la mise en place d'un dispositif de PSE permette une amélioration au niveau de l'échelle à laquelle il s'applique et pas nécessairement à un niveau strictement individuel ;

5- l**'aspect incitatif du paiement**, retenu seulement dans la définition de Laurans (*Ibid*), nous semble pertinent pour l'étude : ce critère n'est pas donné dans la définition de Wunder, qui est la plus usitée, mais compte tenu que l'intérêt de l'étude est d'analyser des dispositifs permettant d'aller au-delà de la simple compensation des coûts et pertes de recettes engendrés par le changement, le critère parait essentiel.

Finalement, la définition qui reprend les éléments pertinents pour l'étude est celle de Tacconi : « *un PSE est un système transparent pour une fourniture additionnelle de services environnementaux à travers des paiements conditionnels à des fournisseurs volontaires* » (Tacconi, 2012 ; traduit par Karsenty et de Blas, 2014). Cette définition est à considérer avec la définition de service environnemental préalablement établie et avec un objectif de développer des paiements incitatifs.

5.2. Paiements pour services environnementaux : cas d'études au sein d'Etats membres et non membres de l'Union européenne

Nous nous intéressons ici à des instruments de politiques publiques dans le domaine de l'agriculture mobilisant des PSE tels que nous les avons définis ci-dessus. Ce travail a été fait dans les Etats membres de l'UE étudiés dans la partie 3 et hors de l'UE dans des contextes de pays industrialisés pour se rapprocher des conditions d'intervention de la PAC. En annexe D de ce rapport sont ainsi présentés dans les Etats membres de l'UE des analyses d'instruments hors PAC intéressants ainsi que trois analyses détaillées de politiques publiques en Suisse, aux Etats-Unis et en Australie. Nous présentons ici des synthèses de ces études de cas ainsi qu'une analyse transversale, complétée d'autres illustrations plus rapides de PSE connus pour leur efficacité environnementale et déjà bien documentés dans la littérature.

Soulignons enfin que nous nous sommes particulièrement intéressés à des dispositifs dans lesquels les opérateurs sont incités à continuer de produire et dans une moindre mesure aux dispositifs qui incitent à l'arrêt de la production agricole sur des terres identifiées en raison des fonctions écologiques associées (dispositif qui est très utilisé dans la politique agro-environnementale des Etats-Unis).

Nous présentons les résultats de l'analyse transversale en reprenant, dans un premier temps, les méthodes employées pour définir un montant du paiement incitatif, c'est-à-dire pour en théorie ajuster le consentement à payer des bénéficiaires du service écosystémique et le consentement à recevoir des agriculteurs (fournisseurs du service environnemental).

Comme nous avons montré, dès la phase 1, que le paiement n'est qu'un élément qui explique l'adhésion des agriculteurs à des mesures de type agro-environnemental, nous revenons également dans un second temps sur les facteurs d'efficacité environnementale hors paiement et d'efficience économique des dispositifs étudiés.

5.2.1 Présentation des cas étudiés

Les tableaux ci-dessous présentent succinctement les dispositifs étudiés dans les Etats, au sein de l'UE (Allemagne, Angleterre, Pays de Galle, Pays-Bas) et hors de l'UE (Australie, Etats-Unis et Suisse) et leurs caractéristiques : type de service, fournisseur et bénéficiaire du service, période et zone d'implémentation, modalités de financement, de sélection des fournisseurs et d'évaluation du montant du paiement, lien avec d'autres programmes environnementaux, etc. Cette présentation stylisée permet une comparaison rapide des programmes environnementaux retenus pour l'étude et est complétée par des encadrés plus détaillés dans la suite du texte et les études de cas disponibles en annexe D. Certaines informations n'étant pas disponibles dans les différents documents, nous n'avons pas été en mesure de remplir l'ensemble du tableau.

5.2.1.1 Les cas étudiés dans l'Union Européenne

Pays	Allemagne		Angleterre	Pays de Galle	Pays-Bas
Nom du programme	Programme Kooperation	Association entretien du paysage Landschaftspflegeverbände (LPV)	River Foweys	Pumlumon Project	Green and blue services
Période	Depuis 1992	Depuis 1985	2012-2013	Depuis 2007	Depuis 2002
Services écosystémiques ciblés	Qualité de l'eau	Services liés au paysage (eau, biodiversité, services culturels, …)	Quantité et qualité de l'eau	Séquestration du carbone, stockage et qualité de l'eau, biodiversité, services culturels	Préservation de la biodiversité, des paysages et de l'eau
Actions à engager*	Maintien et changement de pratiques agricoles	Pratiques de conservation	Changement de pratiques agricoles et investissement	Pratiques de conservation et changement de pratiques agricoles	Pratiques de conservation et changement de pratiques agricoles
Type d'engagement –paiements conditionnés aux moyens/résultats	Moyens	Moyens	Moyens	Moyens	Moyens
Fournisseurs	Agriculteurs / forestiers	Agriculteurs	Agriculteurs	Agriculteurs/communautés rurales	Agriculteurs/coopératives
Payeurs	Usagers de l'eau (Taxe sur consommation 85%) et UE (Feader 15%)	Länder, communes, districts, cotisations des membres association et FEADER	Compagnie South West Water	Fonds Privés/publics	Particuliers/organismes publics/privés
Gouvernance**	Implication des agriculteurs, d'experts et de la compagnie dans le choix des mesures	Implication des agriculteurs, d'experts et du réseau LPV dans le choix des mesures	Seule implication de la compagnie dans la sélection des mesures	Implication des agriculteurs et d'experts dans le choix des mesures	Implication des agriculteurs et des autres parties prenantes (collectivités, privés) dans le choix des mesures
Accompagnement et autres dispositifs***	Accompagnement individuel des agriculteurs et recherche	Actions de communication, sensibilisation	Actions de communication, sensibilisation	Accompagnement individuel	Recherche
Critères d'éligibilité	Zone prioritaire avec mesures à guichet « simple »	Zone prioritaire à valeur environnementale avec mesures spécifiques de conservation	Zone prioritaire avec objectifs à atteindre et libre choix des mesures	Zone prioritaire	Absence
Déploiement	12 750 exploitations et 150 distributeurs d'eau.	152 associations soit 20 000 agriculteurs	18 exploitations	3 732 ha, 15 propriétaires	
Durée du contrat	5 ans		10 à 25 ans		10 ans
Mode de fixation du paiement	Paiement fixe selon coûts d'opportunité Modulation par le niveau de pollution en nitrate		Enchère selon le rapport coût/bénéfices environnementaux	Paiement fixe selon coûts d'opportunité	Paiement fixe selon coûts d'opportunité Une part incitative
Montant	Entre 13 et 241 €/ha /an		Seuil 68 000 €/exploitation	Moyenne de 360 €/ha/an (pratiques conservation)	
Budget total	17.75 millions d'€		490 000 € pour le projet pilote	625 000 € pour 5 ans	
Insertion dans / lien avec d'autres programmes	Conseil et appui (FEADER), Recherche, Accords agro-environnementaux	Co-financement par le FEADER	Insertion dans l'Upstream thinking	PDR Gallois	Insertion dans le National Structure Scheme on Green Environment

*On distingue ici les mesures de maintien ou de changement pratiques agricoles (absence d'usage d'engrais, de produits phytosanitaires, l'instauration de rotation des cultures, de couvert, etc.) des pratiques de conservation (restauration de zones humides, d'habitats, arrêt de production, etc.) d'une part et des investissements (station de traitement du lisier, collecteur d'eau, etc.) d'autre part.

La gouvernance caractérise ici les parties prenantes qui interviennent dans la définition des mesures à mettre en place. * les dispositifs qui ne concernent pas directement le paiement aux agriculteurs, c'est-à-dire les actions d'accompagnement, de formation, de recherche, de communication participant au succès d'un programme.

5.2.1.2 Les cas étudiés hors Union Européenne

Pays	**Etats-Unis**			
Nom du programme	Conservation stewardship program	Environmental quality incentives program	Conservation reserve program	Wetland reserve program
Période	Depuis 2002	Depuis 1996	Depuis 1985	1992-2014
Service(s) écosystèmique(s) ciblé(s)	Qualité du sol, de l'air, de l'eau, des habitats, réduction consommation d'énergie	Qualité du sol, de l'eau, de l'air, des habitats pour la faune et la flore	Réduction de l'érosion du sol, émission nutriment, capture du carbone	Services liées aux zones humides (qualité de l'eau, des sols, capture carbone, biodiversité, services culturels)
Actions à engager* (service environnemental)	Maintien et amélioration de pratiques agricoles	Instauration de pratiques agricoles et investissements	Arrêt de production et actions de restauration	Arrêt de production et restauration de zones humides
Type d'engagement	Moyens	Moyens	Moyens	Moyens
Fournisseurs	Agriculteurs	Agriculteurs	Agriculteurs	Agriculteurs
Payeurs	Etat fédéral	Etat fédéral	Etat fédéral	Etat fédéral
Gouvernance**	Implication de l'Etat fédéral et des experts dans le choix des mesures	Implication de l'Etat fédéral et des experts dans le choix des mesures	Implication de l'Etat fédéral et des experts dans le choix des mesures	Implication de l'Etat fédéral et des experts dans le choix des mesures
Accompagnement et autres dispositifs***	Accompagnement individuel des agriculteurs	Accompagnement individuel des agriculteurs	Recherche	Accompagnement individuel des agriculteurs, visite d'exploitation
Critères d'éligibilité	Zonage des actions dans des lieux à valeur environnementale	Absence	Zone prioritaire à forte valeur environnementale	Critères de sélection des zones à protéger
Déploiement	24 millions d'hectares (2014)		13,4 millions d'ha (2009)	2.7 millions d'ha (2013)
Durée du contrat	5 ans	1 à 10 ans	10 à 15 ans	10, 30 ans ou engagement permanent
Mode de fixation du paiement	Enchère selon le rapport coûts/bénéfices environnementaux	Paiement fixe selon coûts d'opportunité	Enchère selon le rapport coûts/bénéfices environnementaux	Paiement fixe selon coûts d'opportunité et bénéfices environnementaux
Montant	Montant maximum de 37 000 €/an/ exploitation.	Un montant maximum de 416 000 €/exploitation/5 ans	Une moyenne de 115 €/ha (2009)	De 1 302 USD/ha (achat permanent du foncier) à 293 USD/ha (partage coût de restauration) (1992-2007)
Budget total	Equivalent de 6 507 millions d'€ (2014-2018)	7 400 millions d'€ (2014-2018)	1,85 milliard d'€ (2009)	2,4 milliards d'€ de 2009-2013
Insertion dans / lien avec d'autres programmes	Lien avec Conservation Reserve Program Insertion dans le Farm Bill.	Insertion dans le Farm Bill	Lien avec le Conservation Stewardship Program.	

Pays	**Suisse**		**Australie**		
Nom du programme	Contribution à la biodiversité	Qualité du paysage	Landcare	Tasmanian forest conservation fund	Bush Tender
Période	2014-2017	2014-2017	Depuis 1986	2005-2009	Depuis 2001
Service(s) écosystèmique(s) ciblé(s)	Biodiversité de la faune et de la flore	Préservation du paysage	Qualité des sols, de l'eau, des paysages, biodiversité	Protection des écosystèmes forestiers	Qualité des sols, des eaux et capture des gaz à effet de serre
Actions à engager*	Maintien, instauration de pratiques agricoles et pratiques de conservation	Maintien, instauration de pratiques agricoles et pratiques de conservation	Changement de pratiques agricoles et actions de restauration	Actions de conservation	Actions de conservation
Type d'engagement (paiement liés aux résultats/moyens	Moyens mis en œuvre et résultats	Moyens	Moyens	Moyens	Moyens
Fournisseurs	Agriculteurs	Agriculteurs	Agriculteurs/volontaires	Propriétaires	Agriculteurs/propriétaires
Payeurs	Autorités cantonales (0-10%) /fédérales (100-90%)	Autorités cantonales (10%) /fédérales (90%)	Fonds privés et publics	Etat fédéral et Etat de Tasmanie	Etat de Victoria
Gouvernance**	Implication de l'Etat fédéral, des cantons et des agriculteurs dans la construction des mesures	Implication de l'Etat fédéral, des cantons et des agriculteurs dans la construction des mesures	Implication des collectivités locales et des agriculteurs/propriétaires dans la construction des mesures		Implication des collectivités locales et des agriculteurs/propriétaires dans la construction des mesures
Accompagnement et autres dispositifs***	Action de communication	Action de communication	Action de formation, de communication et d'organisation		Accompagnement individuel des agriculteurs et visite d'exploitation
Critères d'éligibilité	Surfaces éligibles et différenciation des paiements selon zonage	Zonage des actions dans des lieux à valeur environnementale		Zone ciblée	Zone prioritaire à forte valeur environnementale
Déploiement		71 projets sont mis en œuvre	> 6 000 groupes 40% des agriculteurs australiens	28 890 hectares	35 200 hectares, 15 projets
Durée du contrat	8 ans	8 ans		24, 48 ans ou permanent	3 ans
Mode de fixation du paiement	Paiement fixe selon coût d'opportunité et bénéfices environnementaux	Paiement fixe selon coût d'opportunité et bénéfices environnementaux Part incitative		Enchère selon le rapport coût/bénéfices environnementaux Paiement fixe	Enchère selon le rapport coût/bénéfices environnementaux
Montant	Entre 190 et 3 620€/ha/an	Montant maximum de 350 €/ha/an		930 €/ha (enchère) 1200 €/ha (prix fixes)	Non standardisé
Budget total	1 213 millions d'€ (enveloppe fédérale 2014-2017)	201 millions d'€ (enveloppe fédérale 2014-2017)	Non standardisé : sources variées (publiques et privées)	35 millions €	11,4 millions €
Insertion dans / lien avec d'autres programmes	Insertion dans la Politique Agricole Suisse	Insertion dans la Politique Agricole Suisse			Lien avec Landcare

5.2.2 Les méthodes pour ajuster le paiement au consentement à payer des bénéficiaires et au consentement à recevoir des agriculteurs

Dans cette partie, nous analysons la manière dont les montants des paiements ont été définis afin d'inciter au changement de pratiques des fournisseurs du service écosystémique.

Nous commençons par clarifier ce qui est financé par les instruments étudiés puis, dans un deuxième temps, nous montrons comment le montant du paiement a été établi ; enfin nous nous intéressons aux méthodes mises en place pour « ajuster » le paiement entre consentement à recevoir et consentement à payer.

5.2.2.1 Sur quoi portent les paiements ?

Il est important de revenir sur ce que le paiement entend financer :

- tout d'abord nous clarifions si le paiement est lié à un résultat (donc à la fourniture effective du service environnemental voire du service écosystémique) ou à la mise en place de moyens (c'est-à-dire un engagement de mettre en place des mesures qui ont toute chance de garantir la fourniture du service environnemental). Rappelons que, dans le cas des MAE, nous avons montré que le plus souvent les paiements sont liés à des engagements de moyens ;

- puis nous analysons ce qui est visé par le paiement : un service écosystémique précis, pour lequel un lien entre service environnemental et service écosystémique est établi, ou un bouquet de services ;

- enfin, nous analysons, pour les dispositifs qui financent la mise en place de moyens, ce qui est en général financé : un changement de pratiques, des investissements de long terme, ou des maintiens en l'état, dans ce cas nous revenons sur le débat de l'additionnalité des mesures financées.

Les paiements sont-ils liés aux résultats ou aux moyens ?

La première question que nous traitons est de voir si les paiements sont fixés sur des résultats en termes de contribution à la fourniture du service écosystémique (qui peuvent se traduire par exemple pour la biodiversité par un nombre d'espèces données, ou pour l'eau par un taux de nitrates dans l'eau, etc.) ou s'ils sont basés sur des mesures à mettre en œuvre : dans les différents dispositifs des trois politiques publiques étudiées hors UE mais également dans les sept dispositifs dans l'UE (hors Feader) étudiés, les dispositifs sont orientés sur la rémunération de la mise en œuvre de pratiques et uniquement un dispositif en Suisse considère également les résultats. La Suisse a, en effet, mis en œuvre un dispositif (la contribution à la biodiversité) fonctionnant sur trois paliers (à partir de 2014) qui combinent une majorité d'engagements en termes de pratiques agricoles, et des résultats notamment en termes de diversité floristique. Une mesure basée sur la diversité floristique existe déjà depuis 2001, la rémunération était déclenchée lorsque six espèces floristiques parmi une liste de quarante espèces étaient identifiées sur les parcelles. Selon les résultats du premier programme, les agriculteurs qui s'engageaient ne modifiaient pas leurs pratiques, autrement dit, ils engageaient des parcelles qui présentaient déjà une diversité floristique, la mesure finançait donc le maintien de surface à haute valeur environnementale ce qui questionnait « l'additionnalité » du dispositif ; il n'incitait pas non plus les agriculteurs à engager des pratiques pour aller au-delà du seuil des six espèces. Ce sont ces constats qui ont conduit à une refonte du dispositif tel que décrit dans l'encadré ci-dessous et en annexe D.

Contribution à la biodiversité (Suisse)

En Suisse, la contribution à la biodiversité, prend la suite dans la nouvelle politique agricole suisse 2014-2017 à l'ordonnance qualité écologique, en vigueur entre 2001 et 2014. Elle vise via deux volets « qualité » et « réseau ». le maintien et la promotion de la biodiversité et des habitats. Les agriculteurs s'y engagent à adopter et maintenir des pratiques vertueuses ou à développer des projets de mise en réseaux (continuité écologique) pendant 8 ans.

Cette contribution fait partie de l'enveloppe des paiements directs de la politique agricole suisse et représente un budget total sur les quatre années de 1 192 *millions* d'€, soit 11% des paiements directs. La Confédération finance à 100% les contributions à la qualité et au maximum 90% de la contribution à la mise en réseau. Les cantons ou tiers doivent financer au minimum les 10% restant.

La contribution pour le volet « qualité » est allouée pour les surfaces de promotion de la biodiversité. Contrairement à l'Ordonnance pour la qualité écologique, des exigences d'exploitation déterminées par différents niveaux de qualité, de I à III sont définis dans ce programme. Les contributions sont versées de manière cumulée : un agriculteur respectant le niveau de qualité III recevra l'ensemble des paiements des trois niveaux de qualité, mais doit respecter les exigences des trois niveaux. En ce sens ce volet va plus loin que l'ordonnance qualité écologique en termes d'échelonnage des paiements selon la qualité floristique et de la faune, incitant donc l'agriculteur à adopter des pratiques vertueuses. Les paiements sont définis en fonction d'une estimation des coûts d'opportunité et varie selon le type de surface (praire extensive, peu intensive, berge) et de la zone (plaine, montagne).

La contribution pour le volet « réseau » a pour objectif de favoriser la faune en créant un maillage entre les surfaces de promotion pour la biodiversité. L'agriculteur peut être financé s'il inclut des parcelles dans un projet de mise en réseau, aménagées et exploitées selon les directives du projet régional approuvé par le canton.

Dans la continuité de l'ordonnance écologique mise en œuvre entre 2001 à 2014, la contribution correspond à une régionalisation de la politique environnementale suisse. En effet les cantons sont libres d'adapter les critères et les exigences du programme à leurs spécificités, dans le cadre d'exigences minimales appliquées au niveau national.

L'approche du paiement lié au résultat en termes de production, restauration du service écosystémique, est souvent citée comme une approche particulièrement intéressante puisque les financeurs attendent en principe un résultat en termes de services écosystémiques et non le service environnemental en lui-même. A première vue, l'approche paraîtrait donc plus efficiente pour approcher le consentement à payer des bénéficiaires et le consentement à recevoir des producteurs. Par ailleurs, cette approche permet de laisser les actions d'intervention aux choix des opérateurs qui fournissent le service environnemental, valorisant ainsi les savoirs des opérateurs et l'adaptation aux contextes locaux des pratiques à mettre en œuvre pour atteindre le résultat (Schomer, Matzdorf, 2013 ; Gibbons et al., 2011 ; Reed et al., 2013).

En revanche, ces dispositifs sont plus rares sur le terrain car ils sont plus complexes à mettre en œuvre et à suivre que les mesures qui imposent le respect des pratiques ; ils engendrent donc des coûts de transaction supérieurs (OCDE, 2010). Par ailleurs, le lien entre le changement de pratiques et les services écosystémiques sont complexes, de par la nature même du fonctionnement des écosystèmes (CDB, 2014). Les craintes sont alors que le coût administratif de gestion du dispositif (imposant des observations dans les parcelles) soit perçu comme prohibitif, mais également que les opérateurs soient réticents à s'engager s'ils considèrent que leurs actions pourraient ne pas garantir la fourniture du service écosystémique. Dans le cas de la protection de la qualité des eaux, les cas basés sur les résultats paraissent plus rares en raison de la diversité du caractère diffus de la pollution des eaux qui peut être générée par un grand nombre d'opérateurs d'une part et de la difficulté à attester un lien entre changement de pratique par un opérateur donné et qualité de l'eau (taux de nitrates). Même dans le cas connu de la source de Vittel qui aurait pu se

prêter à ce type de lien dans la mesure où un large programme de recherche a précédé l'intervention pour définir les sources de la pollution, les opérateurs concernés, les actions à engager auprès de ces opérateurs (concrètement les changements de pratiques à développer), la rémunération n'a finalement pas été basée sur le résultat (Laurans et al, 2014).

Dans des cas précis, l'approche à obligation de résultats est cependant efficiente et opérationnelle, comme le montrent les cas pratiques cités ci-dessus, lorsque :

- le coût de suivi/contrôle peut être abaissé en identifiant des indicateurs facilement observables d'une part, et

- les parties prenantes pouvant influer sur le fonctionnement de l'écosystème sont toutes engagées dans le dispositif avec un mécanisme garantissant qu'elles engageront les mesures (nous y revenons plus bas). Comme conclu **Reed (Reed et al., 2013), le paiement lié aux résultats est particulièrement intéressant lorsque des informations cruciales pour définir le lien entre pratiques à adopter et fourniture du service environnemental sont trop coûteuses à obtenir. L'avantage de laisser alors les pratiques des agriculteurs libres permet alors une adaptation au contexte spécifique de chaque parcelle et l'inclusion des parcelles où les bénéfices environnementaux seront les plus importants. Dans ce cas, le coût du dispositif est compensé par des gains en termes d'efficacité environnementale**.

Dans les autres cas, l'approche basée sur le paiement par les pratiques serait plus efficiente, expliquant pourquoi elle est la plus courante sur le terrain et ce constat était déjà fait pour les MAE. Nous verrons dans la suite que de nombreuses approches ont été testées pour palier le fait qu'elles laissent peu de marge de manœuvre aux opérateurs et améliorer ainsi son efficacité environnementale.

Les paiements rémunèrent-ils les services environnementaux, un service écosystémique ou un bouquet de services écosystémiques ?

L'objectif des PSE est la fourniture de services écosystémiques, mais le plus souvent le paiement est conditionné à des engagements de changements de pratiques, maintien de pratiques ou encore un arrêt total de l'exploitation des terres.

Les objectifs des instruments étudiés n'en restent pas moins d'améliorer ou restaurer des fonctions écologiques des écosystèmes et ainsi de fournir des services écosystémiques. Dans les cas étudiés, les objectifs en termes de services écosystémiques sont parfois centrés sur un service écosystémique, et dans ce cas le plus souvent sur la qualité de l'eau, ou sur un bouquet de services écosystémiques. Rappelons que dans les cas des MAE nous avons montré que le ou les services écosystémiques visés ne sont pas explicitement définis dans les programmes de développement rural.

Dans les trois politiques publiques hors UE, et dans les exemples dans l'UE :

- les programmes visant la restriction d'usages des terres visent souvent un bouquet de services, par exemple via la protection des zones humides (comme le Wetland Reserve Program aux Etats-Unis décrit en annexe D qui vise la prévention de l'érosion, des inondations, la préservation de la qualité des eaux, des sols, de la biodiversité, des usages récréatifs et la capture du carbone) ou encore d'espaces boisés, de prairies (cas du programme suisse pour la qualité du paysage par exemple, voir encadré ci-dessous), et par là même de l'ensemble des fonctions écologiques qui sont liées à ces espaces ;

- les dispositifs visant des changements d'une ou d'un ensemble de pratiques peuvent être centrés, en revanche, sur un unique service écosystémique. C'est souvent le cas des PSE mis en place dans les bassins versants sur la qualité de l'eau (exemple de la source Vittel dans lequel l'objectif principal est la qualité de l'eau et le respect de la réglementation en la matière ; exemple aux Etats-Unis des dispositifs mis en place par les stations d'épuration, hors du cadre des marchés de la qualité des eaux mis en place par certains Etats américains, qui se focalisent sur les pollutions en azote et phosphore ; ainsi que nombreux exemples en Angleterre). C'est aussi le cas de PSE qui vise la préservation de la biodiversité comme le dispositif suisse (voir les exemples de mise en œuvre pilote de la contribution à la biodiversité en annexe D et dans l'encadré ci-dessus). Cependant, dans tous les cas, ces dispositifs vont au-delà de leurs objectifs et ont des effets sur d'autres services écosystémiques.

Contribution à la qualité du paysage (Suisse)

En Suisse, des contributions à la qualité du paysage sont introduites comme nouveau type de paiement direct dans le cadre de la Politique agricole suisse 2014-2017. Le budget pour la période 2014-2017 atteint 198 millions d'euros, soit à peine 2% de l'enveloppe des paiements directs. L'objectif de ces contributions est de préserver, encourager et développer des paysages attrayants, et donc **l'ensemble des services associés** (biodiversité, prévention de l'érosion, maintien boisement, etc…). Pour ce faire, les contributions à la qualité du paysage seront délivrées lorsqu'un projet, développé par un porteur de projet (groupes d'agriculteurs, cantonal, communal, association ou groupes d'intérêts) sera autorisé par l'Etat fédéral. La mise en œuvre du projet est contrôlée par le canton et par l'Etat.

Il existe une directive cadre au niveau national mais celle-ci laisse une certaine liberté pour l'établissement des projets, le choix des pratiques à mettre en œuvre et les montants à l'échelle locale : au sein de chaque canton des mesures « de base » et des mesures complémentaires sont établies, spécifiques à chaque paysage, avec une graduation possible des aides selon la qualité écologique initiale des parcelles ou des éléments de paysage. Le projet et le montant des contributions, bien qu'établis par le porteur de projet, sont présentés par les autorités cantonales auprès de la Confédération. Cette présentation est précédée par un processus d'harmonisation des montants demandés effectué par les autorités cantonales. Des montants maximum sont fixés : 350 euros/ha SAU et 233 euros/pâquier normal ; ils sont financés jusqu' à 90% par l'Etat et le reste est pris en charge par les cantons. Le montant se compose du coût des prestations de l'agent, ici les exploitants agricoles, et d'un bonus si la valeur paysagère est particulièrement forte. Ce bonus peut atteindre jusqu'à 25% de l'ensemble du paiement et permet de répondre à deux types de situation : (i) des mesures lourdes à mettre en place pour l'agriculteur ou (ii) des mesures axées sur des priorités régionales. Ainsi dans la première situation, le bonus permet de s'approcher du consentement à recevoir de l'agriculteur. Dans la seconde situation il permet de favoriser des mesures prioritaires en cohérence avec le projet régional.

Ces projets ont l'intérêt de viser des objectifs régionaux et intègrent généralement des agriculteurs dans les acteurs porteurs du projet. Cette forte représentativité de la profession agricole et des enjeux locaux favorise l'acceptation des projets (pour les projets pilotes, entre 59 et 100% de participation des acteurs). Le porteur de projet doit veiller à identifier la diversité des attentes en organisant des procédures participatives ou en faisant appel à des représentants de chaque groupe d'intérêts.

Comme nous l'avons souligné dans la partie 1, les auteurs ayant des approches qu'on pourrait qualifier de « néoclassiques » des PSE selon lesquelles il faut tendre vers un ajustement le plus direct possible entre le consentement à payer des bénéficiaires des services écosystémiques et le consentement à recevoir de fournisseurs pour garantir l'efficience du PSE, considèrent que le paiement pour un bouquet de services est peu efficient. Et ce notamment parce que le risque de passager clandestin, lié au caractère de biens publics des services écosystémiques, est accru par les possibilités d'accéder à des

services écosystémiques liés (Engel et al, 2008). Cependant, plusieurs auteurs soulignent **qu'il peut être dangereux de ne pas prendre en compte dans le montage de PSE la complexité du fonctionnement des écosystèmes et des différentes fonctions qui leur sont associées en générant indirectement de nouveaux déséquilibres** (CDB, 2014 ; Reed et al., 2013 ; OCDE, 2010). Enfin, Laurans (Laurans et al, 2014) soulignent également, au travers d'études de cas, que **certains services écosystémiques font davantage l'objet d'attention que d'autres**. La biodiversité est notamment plus rarement un objectif explicitement visé dans les PSE. Il faut noter que la **multiplication des PSE sur la qualité de l'eau paraît, dans les cas étudiés, plutôt initiée par des contraintes légales que par une volonté nette des consommateurs de l'eau**, leur caractère de bien public local facilite également les opérations contractuelles directes entre les parties prenantes. Cette remarque ouvre un point de réflexion intéressant sur les liens entre les différents instruments d'intervention en matière de politique publique pour favoriser la fourniture de service écosystémique.

Sur quoi porte le paiement : payer pour un changement de pratiques ou payer pour un maintien de pratiques ?

Parmi les PSE étudiés et rencontrés dans la littérature, tous consistent à ce qui peut être qualifié de restriction de droit d'usage et ils incluent :

- des dispositifs qui visent à arrêter l'exploitation agricole de certaines zones à haute valeur environnementale avec ou sans investissement pour restaurer les écosystèmes (cas typique : les dispositifs des Etats-Unis de servitude environnementale de type Easement Program, tel que le **Wetland Reserve Program** décrit ci-dessous et en annexe D) ;

- l'exploitation des zones mais sous conditions soit :

  - de maintien des pratiques : p. ex. dans le cas du programme suisse « Contribution à la qualité du paysage » qui rémunère les producteurs pour qu'ils maintiennent des paysages, avec des niveaux de rémunération plus élevés pour des paysages jugés de meilleure qualité, mais sans incitation spécifique à la restauration des paysages ;

  - de changement de pratiques d'usage des terres qui peuvent intégrer des investissements comme des reconstitutions de talus, de fossés, de haies, l'installation de prairie ou des restrictions d'usages d'intrants, etc. (par exemple dans le cas de l'Environmental Quality Incentives Programs de la politique USA décrit ci-dessous, des LandCare en Australie, des exemples de PSE connus comme celui de la source de Vittel et plus généralement les nombreux exemples de PSE présentés en annexe D mis en place par les agents responsables du retraitement des eaux, etc.)

Wetland Reserve Program (Etats-Unis)

Entre 1992 et 2014, le Wetland Reserve Program (WRP) proposé par l'USDA Natural Resources Conservation Service (NRSC) dans le cadre du Farm Bill a permis aux propriétaires fonciers volontaires de protéger et restaurer les zones humides sur leurs terres. Il a été fondu dans l'Agricultural Easement Conservation Program pour la nouvelle programmation Farm Bill. **Les services issus de ces zones humides sont multiples :** prévention de l'érosion, d'inondations, préservation de la qualité de l'eau, des sols, de la biodiversité, capture de carbone, usages récréatifs. Le financement est fédéral mais l'administration du programme se fait à l'échelle de chaque Etat. Le programme est limité par un seuil maximal de surface à contractualiser par année. Au niveau de chaque County, les terres soumises au WRP ne doivent **pas excéder 10% des terres cultivables**, et le NRCS alloue un budget à chaque Etat en fonction **des performances de l'année passée et sur des considérations écologiques** Ainsi le budget fluctue chaque année avec un fonds total pour 4 années consécutives déterminé lors de la signature du Farm Bill. Pour la période 2009-2013, 2,4 milliards d'euros ont été alloués au

WRP pour une surface contractualisée de 1,1 million d'hectares.

En échange d'un montant alloué par le gouvernement et constitué d'un loyer et d'une partie ou la totalité des coûts de restauration, le propriétaire s'engage à renoncer à ses droits d'usage et à mener des actions de restauration. Ce contrat peut s'établir sur 30 ans (14% de la surface engagée entre 1992 et 2007) mais peut également être permanent (77% de la surface), avec une prise en charge de 75% des frais de restauration dans le premier cas et un financement total dans le second. Un contrat axé uniquement sur les actions de restauration, c'est à dire sans renoncement au droit à produire, peut également être établi sur 10 ans et incluant un financement à hauteur de 75% des frais de restauration (9% de la surface). Pour les deux autres types de contrat , le loyer, portant le nom de servitude, prend la valeur la plus faible entre **le prix établi sur le marché foncier**, **une valeur préétablie propre à la zone géographique** ou **le prix proposé par le propriétaire** Les mesures de conservation et de restauration sont **définies et supervisées** par des équipes techniques du Natural Resources Conservation Service à partir **d'une visite de l'exploitation**, ils font donc le lien entre les propriétaires et les chercheurs, universitaires, les conservatoires et les ONG.

Les propriétaires, souvent des exploitants agricoles, doivent remplir une candidature précisant les types de cultures avant l'entrée dans le programme, les espèces menacées présentes, les types d'habitats, les qualités écologiques des parcelles et les coûts des actions de restauration. Ils bénéficient d'un soutien technique et sont soumis à une expertise sur le terrain. Les candidatures sont ensuite classées selon le rapport coût/bénéfices.

Environmental Quality Incentives Program (Etats-Unis)

Etabli en 1996, l'Environmental Quality Incentives (EQIP) s'adresse aux éleveurs, aux agriculteurs et aux propriétaires forestiers et aux porteurs de projet de transition vers l'agriculture biologique. Ce programme du Farm Bill permet aux bénéficiaires volontaires de conserver leurs activités de production mais en les rendant plus respectueuses de l'environnement et vise à améliorer la qualité du sol, de l'eau, de l'air, des habitats pour la faune et la flore. Le Congrès américain a alloué un budget de 7,4 milliards d'euros pour la période 2014-2018. Ce budget se répartit entre **une aide technique** et **une aide financière via des paiements aux agriculteurs**. Il est intéressant de noter une hausse considérable du budget par rapport à la période 1996-2002 : jusqu'en 2002, le budget s'établissait à 140 à 185 millions d'euros/an.

Les paiements **visent le partage des coûts de mesures de conservation** (jusqu'à 75% pour certaines mesures) : un paiement annuel pour les **pratiques de conservation** (rotations culturales, fertilisation, etc.) et un paiement de soutien à l'investissement sur 3 ans maximum pour les **mesures structurelles** (installations de traitement du lisier, plantation de haies, etc.). Le programme permet **une collaboration entre le NRCS et le producteur pour élaborer un plan d'actions de conservation et pour les mettre en place.** Un soutien technique peut être apporté via des prestataires de services techniques certifiés par le NRCS. Les contrats EQIP durent entre 1 et 10 ans selon les mesures mises en place et les investissements nécessaires, après l'élaboration d'un plan conjointement par le NRCS, les groupes techniques locaux et l'exploitant.

Deux débats sur ce que rémunèrent les PSE ressortent de ce constat :

- dans le cas du financement du maintien de pratiques existantes se pose la question de la vérification de l'additionnalité qui suppose de parvenir à s'assurer que les PSE sont établis dans les zones où les milieux protégés sont réellement menacés, sous peine de financer des zones où les pratiques se seraient maintenues sans les PSE. C'est par exemple l'une des limites qui a été reportées dans l'un des dispositifs suisses décrit en annexe, l'ordonnance qualité écologique, où les surfaces à haute valeur écologique n'étaient pas rétribuées à ce titre dans le programme. La Contribution à la biodiversité lancée en 2014 dans le cadre de la Politique agricole Suisse, vise par

une différenciation des rémunérations à corriger ce défaut (voir en annexe). Pour une question d'efficience des fonds, il paraît opportun de concentrer les financements sur les zones ou sur les pratiques réellement menacées ;

- dans les deux cas se pose aussi la question de la pérennité des changements opérés, c'est-à-dire la question de savoir si, sans les approches de type PSE, les pratiques vertueuses ou les zones protégées continueront à l'être : par exemple dans le cas du dispositif américain du Conservation Reserve Program qui vise à l'arrêt de la production de céréales sur des zones à haute valeur environnementale pendant une durée de 10 à 15 ans (renouvelable), il a été montré que le dispositif était sensible à la variation du cours du maïs et que lorsque les contrats arrivent à terme les producteurs reprennent l'exploitation en céréales. Au contraire, les programmes tels que le Wetland Reserve Program comprend des engagements permanents, permettant ainsi de pérenniser les bénéfices environnementaux. D'autre part, plusieurs auteurs s'engagent sur des réflexions sur des PSE incorporant au-delà du financement des coûts d'opportunité des dispositifs d'investissements destinés à rendre, dans le cas qui nous intéresse ici, viables des exploitations qui ne le sont pas. On retrouve principalement cette réflexion pour les pays du Sud pour des agriculteurs pauvres (Karsenty, 2011). Cependant la question est également posée par certains auteurs dans le contexte européen (Reed et al, 2014 ; Barnes et al, 2011), notamment pour viabiliser les modes de production extensifs dans les zones où ils sont fournisseurs de services environnementaux (moyenne montagne et haute montagne, zones humides, etc.). Une des voies est de souligner que, dans ce cas, la ligne de base qui est utilisée pour déterminer les paiements, mais aussi l'additionnalité, n'est pas la bonne, puisque sans les aides (paiements directs, ICHN, etc.) ces exploitations disparaîtraient.

Le financement d'investissements complémentaires pour tenir compte des coûts fixes du changement

Certains programmes financent essentiellement des investissements pour accompagner des changements (notons qu'à l'origine en 1992 les mesures d'accompagnement de la réforme de Mac Sharry qui ont donné naissance aux MAE finançaient également des investissements dans cette même logique). Deux exemples en sont donnés ci-dessous.

Le projet *Upstream Thinking* (Angleterre)

Il est financé par une compagnie de distribution des eaux et conduit sur le terrain par une association de défense de l'environnement. Il consiste en l'établissement de contrats agro-environnementaux avec les agriculteurs. **Ceux-ci s'engagent à respecter un certain nombre de pratiques de bonne gestion (réduction du chargement animal, de l'usage d'intrants, couverts végétaux, etc.) et à entreprendre des pratiques structurelles (instauration de bandes tampons, restauration de points d'eau, etc.) sur leurs terres pendant 10 à 25 ans en échange d'un financement à hauteur des mesures engagées.** Ces contrats sont complétés par un conseil personnalisé auprès des agriculteurs et une large communication auprès des agriculteurs.

L'Environmental Quality Incentives Program (Etats-Unis)

Déjà décrit plus haut, vise **l'instauration de mesures** permettant d'améliorer la qualité du sol, de l'eau, de l'air, des habitats pour la faune et la flore et à ce titre co-finance des mesures structurelles, c'est-à dire des investissements (traitement du lisier, haies, système d'irrigation, etc.), sur **une période maximale de 3 ans et à hauteur de 50 à 75% selon les mesures**. L'élaboration du projet individuel de l'exploitant est faite en étroite collaboration avec les bureaux du service agronomique américain et les groupes techniques locaux.

5.2.2.2 De quelle manière les montants des paiements sont-ils définis et ajustés au consentement à recevoir ?

Les paiements compensent-ils les coûts d'opportunité ou intègrent-ils également un paiement incitatif pour le service environnemental ?

L'enjeu de la fixation des montants à payer aux producteurs agricoles est de parvenir à définir un paiement qui incite un changement de pratiques de la part des opérateurs en capacité, par leurs pratiques, d'influer sur le bouquet de services écosystémiques, mais au coût le plus réduit (recherche d'efficience). On retrouve dans les méthodes de fixation des paiements des approches décrites dans la partie 4. Les approches technico-économiques basées sur les coûts des pratiques et les pertes de recettes (coûts d'opportunités) sont courantes, en particulier dans les politiques publiques.

Concernant le montant des aides agro-environnementales hors cadre FEADER dans l'UE, il est intéressant de souligner que les pays mobilisant directement des fonds publics doivent notifier leurs aides auprès de la CE dans le cadre du régime des aides d'Etat (en respect des articles 107 et 108 du traité sur le fonctionnement de l'UE (TFUE)). Par conséquent, ils sont tenus de respecter les mêmes règles que les aides du FEADER, à savoir un montant d'aide correspondant à la compensation des surcoûts et des manques à gagner.

Par exemple, les Pays-Bas possèdent une longue expérience des programmes agro-environnementaux hors Feader. pour faire face à l'émergence de multiples initiatives locales impliquant des financements publics-privés devant être notifiés à la CE, le gouvernement a conçu en 2002 un catalogue national de *Green and Blue Services* proposant un cadre, validé par la CE, devant être suivi par les porteurs de projet, notamment pour respecter les règles de notification des aides d'Etat. Ce catalogue contient une description des activités et les niveaux d'aide pour les éléments de paysage et des parcelles concernées par les actions des agriculteurs, visant à préserver la biodiversité, les paysages et les ressources en eau. Cependant une des attentes des supporteurs de ces services est de pouvoir rémunérer les agriculteurs à hauteur du service rendu, en tant qu'entrepreneur, en allant au-delà du système des MAE qui ne compensent les agriculteurs que pour les surcoûts et les manques à gagner.

Dans le cas des trois autres politiques publiques hors UE étudiées, l'approche basée sur les coûts d'opportunité est également utilisée couramment. Cependant, on note que des dispositifs (décrits ci-dessous) ont **intégré également un paiement au titre du service environnemental, fixé sur des index techniques d'estimation du service.** Des éléments incitatifs sont également indirectement intégrés dans les approches à paiement fixe et les approches enchères. Ils ne sont pas affichés mais dans le premier cas les producteurs dont les coûts d'opportunité sont surcompensés par le paiement fixe seront plus enclins à adhérer puisqu'ils ont une incitation monétaire à adhérer, et dans le second cas les producteurs seront également enclins à tenir compte d'un facteur incitatif dans la définition de leurs prestations à un coût donné.

- En Suisse, l'un des dispositifs, la Contribution à la qualité du paysage (voir encadré plus haut pour une description), qui a pour objectif de préserver, encourager et développer des paysages attrayants, est fixée sur la base des coûts d'opportunité mais inclut également un élément d'incitation au titre du service environnemental pour les pratiques qui présentent une haute valeur écologique. Ce bonus peut atteindre jusqu'à 25% du paiement. Concernant la Contribution à la biodiversité, nous n'avons pas d'information sur la manière dont les montants ont été fixés. Cependant, ces paiements sont définis en fonction des types de surfaces concernées et leurs niveaux montrent qu'ils sont variables en fonction des coûts d'opportunité géographiques plutôt

qu'en fonction de la contribution de la pratique aux services écosystémiques ; par exemple, le maintien de prairie extensive est nettement mieux rémunéré en zone de plaine qu'il ne l'est en zone de montagne où les risques de retournement des prairies sont plus faibles. Ils peuvent cependant comporter un terme incitatif mais qui n'est pas explicite, contrairement à la Contribution à la biodiversité.

- Aux Etats-Unis, dans le cadre du Farm Bill, le Conservation Stewardship Program vise à favoriser l'adaptation de pratiques respectueuses de l'environnement, notamment par les agriculteurs, dans le but de fournir un bouquet de services écosystémiques (eau, sol, air, habitats). Les producteurs montent leur projet en proposant un ensemble de mesures et les candidatures sont évaluées par un outil technique, le Conservation Measurement Tool, qui vise à sélectionner les meilleurs projets mais également à définir le paiement (voir le dispositif Conservation Stewarship Program en annexe et dans l'encadré ci-dessous). Les montants de paiement incluent les coûts d'opportunité mais également un montant au titre du service environnemental. A l'hectare, les montants des paiements restent cependant modestes puisqu'en moyenne ils varient de 55 euros / ha pour une terre arable à 9 euros /ha pour les parcours, pet ils sont plafonnés par exploitation mais également par hectare. L'autre dispositif incitant au changement de pratiques (Environmental Quality Incentives Program) est plutôt basé sur un partage des coûts annuels des pratiques de conservation mais également sur le financement d'investissement. Enfin, certains programmes qui visent le retrait des terres sont également basés sur le principe des coûts engagés pour la restauration des écosystèmes et des pertes de recettes qui sont financées par des loyers. Les loyers sont fixés par county selon le prix de fermage des terres agricoles et la productivité dans un cas (Conservation Reserve Program) ; dans l'autre cas (Wetland Reserve Program) ils sont estimés en prenant le prix des loyers sur le marché, une valeur préétablie dans la zone ou l'offre du producteur. De plus, dans le cadre du Conservation Reserve Program, au loyer annuel s'ajoute un partage des coûts des mesures de conservation, soumis à des enchères mixant des données techniques et de coûts. Ces mécanismes permettent avant tout de garantir l'efficience économique des dispositifs.

Conservation Stewardship Program (Etats-Unis)

Ce programme a été introduit par la Farm Bill de 2002 et rémunère les agriculteurs **pour maintenir et améliorer des pratiques de production plus respectueuses de l'environnement afin de préserver la qualité du sol, de l'air, de l'eau, des habitats et de réduire la consommation d'énergie**. Pour la période 2014-2018, l'enveloppe financière prévisionnelle est équivalente à 6 507 millions d'euros et le seuil de nouvelles surfaces pouvant être contractualisées par année est de 4 millions d'hectares. En 2014, l'ensemble de la surface soumis au programme (incluant les terrains contractualisés lors des années passées) est de 24 millions d'hectares. Les contrats sont établis sur 5 ans et inclus des paiements annuels pour le maintien et le développement de pratiques agricoles. Les agriculteurs doivent présenter un projet constitué d'un ensemble de mesures qu'ils souhaitent mettre en place auprès d'un bureau local du Natural Ressources Conservation Service. Les projets candidats sont évalués selon l'indicateur **Conservation Measurement Too**l. L'évaluation se fait lors d'une rencontre entre l'agriculteur et un responsable du NRCS et sur la base des déclarations de l'exploitant (il n'y a pas de visite d'exploitation). La valeur du Conservation Measurement Tool dépend des mesures de conservation déjà mises en place, ainsi que des nouvelles mesures de conservation proposées, et de l'aspect coût efficacité de l'ensemble de la candidature. Le niveau des paiements n'est pas fixé par l'exploitant mais est établi selon **les coûts des mesures (matériels, mise en place, gestion, main d'œuvre formation), les coûts d'opportunité et les bénéfices environnementaux attendus**. Puis les meilleurs projets sont retenus. Dans ce système de classement, les surfaces s'apprêtant à sortir du Conservation Reserve Program **sont prioritaires pour entrer dans le Conservation Stewardship Program**. Ce programme est relativement exigeant car selon la FAO (2013) seuls 54% des candidatures éligibles sont retenues sur la période 2008-2013.

- En Allemagne, le projet *Kooperation*, a une composante de type paiement agro-environnemental. Elle est financée par une taxe sur l'eau transitant par un opérateur économique rémunérant les agriculteurs. Cette composante est notifiée à la CE, donc encadrée, par les règles de l'UE. La valeur du paiement agro-environnemental est déterminée à partir d'une démarche innovante de recherche appliquée, conçue pour déterminer avec précision l'impact des pratiques agricoles sur l'environnement et le montant de la rémunération nécessaire pour compenser les changements de pratiques. Grâce à ce travail approfondi sur le lien entre pratiques et bénéfice environnemental, le montant des aides rémunérant les contrats passés avec les agriculteurs a pu être différencié par zone et modulé en fonction des efforts réalisés et des résultats attendus

L'application d'index technique se retrouve également dans des projets internationaux.

Le programme RISEMP

Ce programme est mis en œuvre en Colombie, au Costa Rica et au Nicaragua établit une distinction entre les différentes utilisations des terres et adapte les paiements en conséquence. La détermination des paiements différenciés reste complexe, elle est basée sur les utilisations des terres et sur un indicateur de service environnemental. Cet indicateur combine un indicateur de biodiversité et un de séquestration du carbone. Les paiements sont ainsi établis sur la base de la note obtenue pour cet indicateur de service environnemental. Le paiement est donc à la fois basé sur les coûts d'opportunité (utilisation des terres) et l'incitativité puisque le paiement est déterminé par les services fournis par la zone concernée[36]. L'indicateur de service environnemental permet donc également un suivi de l'impact environnemental du PSE. Le gain d'un point supplémentaire dans l'indice correspond à un paiement de 75 dollars (dans le cadre d'un PSE sur 2 ans) ou de 110 dollars (dans le cadre d'un PSE sur 4 ans) (Pagiola et Arcenas, 2013)[37], (Mayrand et Paquin, 2004).

Le tableau ci-dessous présente les gradations de l'indicateur de service environnemental.

LAND USE	BIODIVERSITY INDEX	CARBON SEQUESTRATION INDEX	ENVIRONMENTAL SERVICE INDEX (ESI)
Annual crops (annual, grains, and tubers)	0	0	0
Degraded pasture	0	0	0
Improved pasture with recently planted trees	0.3	0.4	0.7
Windbreaks (per km)	0.6	0.5	1.1
Diversified fodder bank	0.6	0.6	1.2
Shade-grown coffee	0.6	0.7	1.3
Diversified timber plantation	0.7	0.7	1.4
Riparian forest	0.8	0.8	1.5

Dans le cadre d'approche plus locale, la fixation des montants est le plus souvent le résultat **de négociations de gré-à-gré dans lesquelles s'opère un « *compromis entre le coût d'opportunité des fournisseurs du service et le consentement à payer des financeurs* » (Karsenty, 2009).**

36 Le gain d'un point supplémentaire dans l'indice correspond à un paiement de 75 dollars (dans le cadre d'un PSE sur 2 ans) ou de 110 dollars (dans le cadre d'un PSE sur 4 ans).

37 Pagiola S., Arcenas A. Regional Integrated Silvopastoral Ecosystem Management Project – Costa-Rica, Colombia and Nicaragua. The Economics of Ecosystems & Biodiversity, 6p.

Notons que **les financeurs semblent rarement estimer leur consentement à payer à partir de méthode d'évaluation monétaire des services écosystémiques**[38] (Laurans et al., 2014 ; Karsenty et al, 2014). C**ependant, une méthode d'évaluation mobilisée est la comparaison aux coûts des méthodes de traitement des dégradations, qui est fréquemment employée dans les dispositifs visant l'amélioration de la qualité de l'eau** (OCDE, 2010).

Selon l'origine des financements, le budget maximum disponible, qui est un proxy du consentement à payer, est fixé de différentes façons :

- comme nous venons de le souligner, dans le cas des dispositifs destinés à garantir la qualité de l'eau, les programmes de type PSE sont souvent comparés au coût de retraitement des eaux (voir par exemple le cas de la ville de New York, qui est décrit de manière détaillée dans Laurans et al (2011), ou dans le cas de la source Vittel (décrit dans Laurans et al, 2014)) ;

- dans le cas d'exemples de PSE sur la biodiversité montés par des ONG ou des associations de type Landcare ou des fonds internationaux, ce sont simplement les fonds collectés qui le définissent. Etant donné que ces fonds ne proviennent pas nécessairement des usagers directs du service environnemental, mais de groupes plus hétérogènes, ces fonds ne sont pas nécessairement un indicateur de la disposition à payer des usagers.

Les méthodes pour établir des paiements tenant compte de la variabilité des coûts d'opportunités et rapprocher le consentement à payer et à recevoir

- De nombreuses approches se basant sur l'approche des coûts d'opportunité sont sujettes également à la question de parvenir à tenir compte de leur variation dans l'espace et dans le temps, d'autant plus que les contrats sont longs. La question de la variation dans l'espace des coûts d'opportunité est prise en compte dans les différentes politiques publiques étudiées par divers mécanismes : **l'utilisation d'index et de cartographie pour définir les paiements** en fonction des zones est courante et appliquée avec un degré de finesse plus ou moins important (comme dans le dispositif Contribution à la qualité du paysage Suisse) ;

- -dans les cas de loyer des servitudes environnementales, on note **une comparaison à des marchés locaux** ;

- **des approches ascendantes qui donnent une marge de manœuvre locale** *(*cas des Landcare en Australie, mais également cas du dispositif de conservation du paysage en Suisse, etc.*)* pour définir les montants payés adaptés mais souvent également les actions les plus pertinentes, et donc favorisent également l'efficacité environnementale (cf. infra) ;

- **des approches d'enchères**, qui permettent notamment de mieux révéler le consentement à recevoir (cf. infra).

En ce qui concerne la gestion de la variation des coûts d'opportunité dans le temps, aucune approche innovante n'a été identifiée. **Les contrats ont des durées souvent relativement longues par rapport aux contrats des MAE, notamment dans les dispositifs de servitude ; ils sont donc particulièrement soumis à ce risque**. Notons que les servitudes observées s'appliquaient à des zones de production marginales (peu productives d'un point de vue agricole) et donc où les coûts d'opportunité sont plus faibles. Par ailleurs, le dispositif d'enchères peut alors également répondre à cette problématique.

[38] Laurans et al (2014), parmi les nombreux cas de PSE étudiés, n'identifient qu'un cas où une évaluation économique de la valeur des services écosystémiques précède l'action (Indonésie, Lombok Island), mais l'évaluation, financée par l'USAID, ne sert pas à définir le paiement mais plutôt à justifier la nécessité d'une intervention collective.

✓ *Les approches ascendantes*

Les approches ascendantes sont souvent basées sur un travail d'implication locale des parties prenantes afin de créer un climat de confiance et de garantir l'engagement d'un nombre important d'acteurs. Elles permettent également de révéler, par des analyses détaillées et des négociations directes, les consentements à recevoir.

Par exemple, dans l'approche de la contribution au Paysage en Suisse , pour garantir l'adaptation des niveaux des paiements à la variation des coûts d'opportunités, les mesures et leur niveau de paiement, tout comme les bonus environnementaux, sont définis par les porteurs de projet (regroupements d'agriculteurs, syndicats, associations, parcs régionaux) et validés par les cantons. Pour éviter des surcompensations, les montants sont « limités » par un plafond fédéral des mesures de base et des mesures complémentaires spécifiques sont définies et c'est à l'échelle du canton que les montants sont fixés et que le bonus est défini pour les mesures spécifiques. On note que tous les cantons sauf un se sont engagés dans le dispositif, et que sur les quatre projets pilotes la participation des agriculteurs au dispositif dans les zones des porteurs de projet a été élevée (59 à 100% selon les projets). La bonne définition des montants des paiements y a probablement contribué mais également le travail collectif en amont autour de différentes parties prenantes ; nous y revenons dans la suite.

✓ *Les enchères*

De nombreuses méthodes ont été mises en place dans les exemples détaillés en annexes pour rapprocher le paiement du consentement à recevoir des agriculteurs ; parmi elles, certaines ont déjà été citées :

- les enchères souvent inversées ou combinant une notation sur une offre technique et de coût à partir d'index relativement complexes (voir encadré ci-dessous sur le Bush Tender australien, ou le Conservation Stewardship Program américain), qui permettent à la fois de définir le prix mais également de sélectionner les parcelles ou les zones ou les mesures présentant les bénéfices environnementaux seront les plus élevés (voir partie 1) ;

- **les projets hors FEADER utilisent également des systèmes d'enchères** (enchère sur les paysages au Pays-Bas) ou **des systèmes d'enchères inversées** (*River Fowey* en Angleterre) pour sélectionner les agriculteurs participant aux projets. Il faut noter qu'en France l'Agence de l'Eau Artois-Picardie a également mis en place un paiement agro-environnemental basé sur des enchères inversées qui est décrit dans les travaux de Khufuss (2013) et dans l'encadré page suivante, mais avec peu de succès.

Les systèmes d'enchère, permettent de **mettre en concurrence les agriculteurs entre eux et de sélectionner les projets en fonction leur efficacité environnementale, leur additionnalité et leur efficience**. Il existe deux règles de paiements pour les enchères à prix non déterminé : le prix homogène (chaque agriculteur sera sélectionné selon son projet via un jeu de critères concernant le coût et l'efficacité environnementale) et le prix discriminant, situation dans laquelle les producteurs sont payés au prix annoncé dans leur offre, c'est une enchère dite au « premier score » (Chan et al. 2003). Le système d'enchère le plus utilisé dans les MAE est souvent celui des enchères inversées (les proposant définissent un « projet » qui est alors noté selon un jeu de critères, qui inclut une offre de prix et de service environnemental). Le système des enchères présente des avantages face aux paiements à prix fixe et prédéterminé sur un contrat établi. Il peut éviter une surcompensation des agriculteurs dont les coûts sont inférieurs aux paiements ou une exclusion des exploitations dont les coûts sont supérieurs au montant mais présentant tout de même des bénéfices environnementaux. Selon Latacz-Lohman et Van der Hamsvoort (1997), ce processus de sélection incite à faire correspondre le montant des offres du

consentement à recevoir des agriculteurs, ce dernier n'étant pas nécessairement égal aux coûts de mise en place des pratiques, il peut être supérieur (si le producteur est averse aux risques ou porte des coûts de transaction élevés) ou inférieur (si le producteur présente des motivations non financières). Le risque de surenchère devrait être limité par la volonté d'être sélectionné. De plus, les agriculteurs sont libres d'adopter des pratiques en concordance avec les caractéristiques de leur exploitation et éventuellement d'innover. Pour maximiser l'efficacité du programme vis-à-vis des coûts des projets sélectionnés, un nombre important de candidats est préférable. Dans ces conditions, la probabilité d'attirer des projets à haute valeur environnementale sera plus élevée. Il est important que la procédure de sélection combine des critères de coût et d'efficacité environnementale au risque de ne sélectionner que les projets les moins vertueux d'un point de vue de l'environnement.

Le programme Bush Tender (Australie)

L'Etat de Victoria en Australie a lancé en 2001 le programme Bush Tender. Il s'agit de contrats de 3 à 6 ans entre l'Etat de Victoria et les agriculteurs pour que ces derniers adoptent des pratiques de conservation visant la protection et l'amélioration de l'état de la végétation native, en échange d'un paiement préétabli. Les objectifs de ce programme sont un meilleur contrôle de la salinité, de la qualité de l'eau, une protection contre l'érosion et la capture de gaz à effet de serre. Entre 2001 et 2012, 35 200 hectares ont été contractualisés à travers la quinzaine de projets Bush Tender organisés pendant cette période, pour un montant total de 17,5 millions d'AUS dollars.

Afin de minimiser le coût de ce programme, la détermination des paiements se fait via l'intermédiaire d'enchère inversée. Les candidats doivent avec l'aide d'un *field officer* proposer les actions de conservation qu'ils sont prêt mettre en place ainsi que le soutien financier souhaité pour cette mise en œuvre. Les actions de conservation sont au choix du propriétaire (parmi celles conseillées par l'Etat ou bien nouvelle mesure sous condition d'approbation par les autorités). Les actions les plus communes sont : gestion du pâturage, contrôle de la faune et la flore invasive, plantations d'espèces natives et installation de clôture. Les offres de tous les candidats sont classées selon le **Biodiversity Benefits Index** et les meilleurs projets retenus. Le Biodiversity Benefits Index est constitué de trois facteurs : le **Biodiversity Significance Score (BSS)**, **l'Habitat Services Score (HSS)** et l'offre associé aux actions proposées (soit le financement souhaité par le propriétaire). Le BSS s'intéresse à la qualité de **la biodiversité initiale** des terres et à la présence d'espèces végétales vulnérables ou en voie d'extinction. Le HSS est associé à la valeur des actions que le propriétaire propose en termes d'amélioration de l'état biologique des habitats, c'est-à-dire plus **aux changements attendus**.

Chaque année les candidats retenus doivent effectuer un rapport sur les activités de gestion de végétation et sur les progrès réalisés en cohérence avec les objectifs initiaux. L'Etat utilise ces rapports annuels pour évaluer l'implication des contractants, mettre en évidence d'éventuelles difficultés rencontrées sur le terrain, et enfin rapprocher certaines pratiques de conservation et leurs effets. Ce feedback peut à amener des solutions de gestion et des innovations dans les actions de conservation. En plus de ces rapports, un certain nombre de propriétaires ont reçu la visite d'un responsable du Department of Sustainability and Environment de Victoria, dans le but de contrôler les progrès, de garder un contact et d'aider à résoudre des difficultés de mise en œuvre.

La sélection des offres peut néanmoins s'avérer relativement lourde puisqu'elle nécessite dans ce cas d'utiliser des indicateurs pour quantifier le bénéfice environnemental. Dans le cadre du programme australien de conservation de la forêt de Tasmanie (Tasmanian Forest Conservation Fund, présenté en annexe), une première étape d'enchère inversée a été organisée pour acquérir de l'information sur le niveau du consentement à recevoir des propriétaires. Une fois cette valeur connue, les organisateurs l'ont proposée de façon directe à un ensemble plus large de propriétaires. Pour les agriculteurs, il peut être

difficile de déterminer son consentement à recevoir. Lorsque ces derniers n'ont pas en leur possession des informations, les offres réalisées peuvent être en incohérence avec les objectifs environnementaux. Il peut également exister un risque de collusion mis en évidence par Cason et *al.* (2003), les participants s'entendent alors pour définir une offre supérieure à leur consentement individuel. Chan et *al.* (2003) propose de garder secret le prix de réserve[39] et de ne pas dévoiler les scores/prix des offres retenues pour limiter ce risque de collusion. L'érosion de l'efficacité du système d'enchères face au paiement fixe est reconnue, mais elle pourrait être amoindrie par l'incitation des candidats non sélectionnés à soumettre de nouveau leur dossier[40] (amélioré éventuellement à l'aide de conseillers). Une autre limite de ce système est qu'il ne favorise pas la continuité temporelle de la fourniture du service environnementale, un projet pouvant être retenu pour une période mais pas pour la suivante.

En France, les agriculteurs ne sont pas familiers de ces mécanismes d'enchère. Rolfe *et al.* (2009) ont montré que l'introduction de plusieurs rounds d'enchère facilitait l'apprentissage (à condition qu'aucune information sur les offres gagnantes ou perdantes ne soit divulguée). Ce type d'enchère est cependant plus coûteux à mettre en place pour les autorités et pour les agriculteurs.

Programme Eau et Agriculture (Agence de l'eau Artois-Picardie)

Kufhuss (2013) décrit le programme pilote mené dans le bassin hydrographique Artois-Picardie depuis 2010. L'Agence de l'eau Artois-Picardie a développé le Programme Eau et Agriculture, dans lequel un appel à projets de création et d'entretien de couvert visant à augmenter l'adhésion des agriculteurs aux mesures-agro-environnementales dans le bassin hydro-géographique associé. Ce dispositif prend la forme d'une enchère inversée à prix discriminant. Chaque année, tous les agriculteurs du zonage prioritaire peuvent donc déposer un dossier de candidature dans lequel chacun propose de convertir un nombre de parcelles (anciennement cultivées en grandes cultures ou cultures légumières) en prairie, un cahier des charges des pratiques d'entretien des prairies (choix parmi un menu de pratiques) et le montant qu'il souhaite recevoir pour la mise en place de ces actions. Le montant réclamé doit être justifié et représentatif des coûts de mise en œuvre et des pertes de revenus. De plus il ne doit pas excéder le plafond réglementaire de 450 €/ha/an du règlement de développement rural. A la fin de l'appel à projets, les candidatures sont évaluées et classées selon une note technique des pratiques, une note géographique selon la localisation des parcelles et une note financière selon le montant souhaité par l'exploitant. Les agriculteurs sélectionnés doivent appliquer leur cahier des charges contre rémunération sur une durée de 5 ans. Le respect des engagements est contrôlé sur 5% des exploitations. Le budget maximal par session d'enchère est de 100 000 €, le montant moyen est de 435 €/ha/an, enfin 36 exploitants et 163 hectares ont été contractualisés entre 2010 et 2013. Cependant ce dispositif a montré des limites. Les projets sont acceptés à l'échelle de la parcelle, non pas de l'exploitation ; ainsi seule une partie du projet d'un agriculteur peut être acceptée. Entre 2010 et 2012, la sélectivité du dispositif est passée de 27 à 82%, avec de moins en moins de candidatures au fil des années mais un budget constant et donc une concurrence de moins en moins importante.

Enfin les dispositifs d'enchères peuvent être adaptés pour traiter d'un enjeu environnemental donné et pas d'un autre. Par exemple, pour des enjeux environnementaux où des agriculteurs dans un zonage précis doivent être inclus, ou encore là où une continuité écologique est recherchée par l'engagement de producteurs selon une trame, on constate que les enchères ne sont pas mises en place dans les programmes. On note ainsi qu'aux Etats-Unis le dispositif d'enchères a été abandonnée pour le dispositif Environmental Quality Incentives Program

39 Le prix de réserve est le prix maximal du paiement par unité de bénéfice environnemental (OCDE 2010)

40 Dans les annexes nous présentons des systèmes de ce type mis en place en Australie (donc hors politique MAE)

5.2.3 Les dispositifs « hors rémunération » pour garantir l'efficience économique mais également l'efficacité environnementale

Les études de cas ne permettent pas systématiquement de faire un bilan des résultats des programmes ; en revanche, la littérature existante sur les PSE souligne de nombreux facteurs hors rémunération comme facteurs de réussite des programmes (Laurans, 2011, Karsenty, 2011, CDB, 2014, Karsenty et al, 2014).

Les approches étudiées dans l'UE, hors FEADER, ont souvent la spécificité d'être mises en place à des échelles locales, facilitant ainsi l'implication des parties-prenantes dans la construction des mesures. Elles se basent sur des formes innovantes impliquant la recherche, les agriculteurs, les opérateurs concernés par la production du service écosystémiques. Elles se caractérisent donc souvent par une bonne connaissance du lien entre service environnemental et services écosystémique et incluent un accompagnement de proximité (voir les annexes et ci-dessous).

En Europe, hors du cadre FEADER, des programmes sont caractérisés par une animation engageant une diversité d'organisations : des acteurs locaux du développement rural tels que des associations environnementales, des ONG, des bureaux d'études, des organisations de producteurs, voire les agriculteurs eux-mêmes. De nombreux exemples sont décrits en annexe, tels que le *Pumlumon project* au Pays de Galles, *Upstream Thinking* en Angleterre, *CFE* en Angleterre, le programme *Koopération* en Allemagne, le projet Valdaso dans la région des Marches en Italie, les coopératives agro-environnementales aux Pays-Bas comme l'association Water, Land and Dijken, etc.

Par exemple, le programme allemand *Kooperation* en Basse-Saxe consiste en l'élaboration de partenariats collectifs régionaux entre les collectivités territoriales, les sociétés de distribution d'eau potable et les agriculteurs. En plus des contrats agro-environnementaux visant l'adoption de bonnes pratiques pour la qualité de l'eau, le programme comprend la fourniture de conseil (co-financement par la mesure 111 du Programme de développement rural), la réalisation de diagnostics sur l'exploitation et un programme de recherche.

Les approches étudiées hors UE peuvent être mises en place à des échelles plus larges, les facteurs de succès de littérature qui ressortent sont :

- une bonne compréhension en amont du lien entre les facteurs sources de la dégradation des fonctions écosystémiques, mais également des parties prenantes à engager ainsi que des actions à engager (soit du lien entre le service environnemental et les services écosystémiques). Ce travail préalable est le point de départ de la définition d'une intervention efficace de type PSE. Dans un cas d'école comme celui de la Source de Vittel, plus d'un an d'investigation menée par l'Inra a été nécessaire (Laurans et al, 2014) ;

- **un mécanisme d'engagement des acteurs au-delà de l'attrait de la rémunération**: ce mécanisme est particulièrement important lorsque les enjeux à traiter sont localisés et nécessitent un seuil de participation ou des participations d'acteurs géographiquement localisés (cas des pollutions de l'eau mais également de protection de la biodiversité, etc.) ; un travail de sensibilisation, de mobilisation et l'établissement d'un climat de confiance par un porteur du projet légitime est alors un facteur important ;

- **un mécanisme de construction institutionnelle et une gouvernance claire des dispositifs** : des structures d'animation des dispositifs sont souvent nécessaires pour aider les agriculteurs à définir les mesures adaptées, mais également les mettre en œuvre. Elle suppose donc de définir un porteur du dispositif, mais également une structure de prise de décision pour le faire évoluer (faire évoluer les paiements, les actions et les mesures) qui implique l'ensemble des parties prenantes.

Les évolutions peuvent nécessiter des travaux de recherche-action en parallèle de l'intervention. On revient ici sur la construction d'arrangements institutionnels innovants qu'observe Ostrom dans la gestion des biens communs (2009).

Sur ce dernier point, on peut donner plusieurs illustrations de cas intéressants de gouvernance novatrice mobilisant différents acteurs, comme les approches des coopératives environnementales aux Pays-Bas. Ces dernières constituent un système basé sur les résultats intéressant et innovant. Elles gèrent actuellement pour certaines des MAE en dehors du cadre du FEADER mais devraient être aussi amenées à prendre en charge les programmes environnementaux pour la future période de programmation du FEADER. L'idée clé est que les coopératives perçoivent les aides et qu'elles les redistribuent ensuite aux agriculteurs en fonction de leurs résultats. La gestion par des coopératives cumule un certain nombre d'avantages : i) gestion localisée, ii) ciblage des objectifs par rapport à des enjeux localement déterminés, iii) la coopérative travaille au plus près des agriculteurs pour faciliter son travail, optimiser ses revenus, notamment en protégeant et valorisant l'environnement (argument de vente), iv) la coopérative aura des coûts de transaction inférieurs à d'autres organismes, v) la coopérative pourrait concevoir des mesures avec des objectifs spécifiques et cumulatifs tendant vers le résultat escompté au sein de son aire d'influence, vi) la gestion par les coopératives permet d'associer les efforts consentis par les agriculteurs à des paiements environnementaux, puis et surtout d'associer ces efforts à une plus-value environnementale directement traduite dans le prix de vente des produits de la coopérative, vii) le fait d'attribuer à chaque agriculteur des obligations spécifiques complémentaires aux obligations des autres agriculteurs permet une approche bien comprise des enjeux environnementaux. Les efforts demandés et la rémunération associée seront également mieux compris, d'autant que le gain environnemental aura un effet direct sur le prix des produits, ce type de fonctionnement peut à terme répondre à une demande sociale croissante. Par exemple, l'association *Water, Land and Dijken* aux Pays-Bas qui est une coopérative de 650 membres dont 500 agriculteurs, a passé un contrat avec les agriculteurs qui les autorise à prélever une part des montants versés par l'organisme payeur national dans le cadre des MAE. Ces prélèvements sont ensuite utilisés pour financer des paiements basés sur le nombre de nids protégés par les exploitants agricoles ainsi que de passer des contrats supplémentaires hors cadre FEADER pour financer des actions de conservation d'urgence.

6 CONCLUSIONS ET RECOMMANDATIONS

Cette partie rappelle les principaux éléments de conclusion des parties précédentes sur lesquels s'appuient ensuite un ensemble de recommandations permettant de rendre les MAE plus incitatives en s'inspirant en partie des approches de paiements pour services environnementaux.

6.1. Quels enseignements de l'approche par les « services » ?

6.1.1 Les MAE sont un type de PSE

La revue de littérature scientifique portant sur la définition des PSE, présentée en 5.1, a montré la diversité des instruments permettant de rémunérer des services environnementaux (au sens de la définition de cette étude, cf. 2.2.2). La plupart d'entre eux diffèrent largement de l'archétype d'un échange spontané de service « marchandisé » entre un fournisseur et un bénéficiaire privé si tôt les conditions de marché réunies, éventuellement par l'action de la puissance publique. La figure 13 (partie 5.1) étaye ce constat en présentant une typologie des instruments de « type PSE » pouvant être financés par des individus seuls, des collectifs, volontaires ou non volontaires (lorsqu'il s'agit d'une taxe ou d'un impôt par exemple). Au final, cette étude a retenu cinq critères essentiels pour qualifier un PSE : le premier est **le caractère volontaire** de la fourniture du service ; le deuxième est **l'identification précise** du service qui est rémunéré et des pratiques qui le favorise ; les troisième et quatrième sont l**a conditionnalité et l'additionnalité** du paiement qui n'a lieu que si les exigences environnementales sont respectées (conditionnalité) et que s'il permet une amélioration des fonctions écologiques par rapport à un scénario sans PSE (additionnalité) ; le cinquième a trait à l**'aspect incitatif** du paiement, permettant d'aller au-delà de la simple compensation des coûts et pertes de recettes engendrés par le changement de pratiques, pour réellement inciter à les mettre en œuvre. En résumé, « *un PSE est un système transparent pour une fourniture additionnelle de services environnementaux à travers des paiements conditionnels à des fournisseurs volontaires* » (Tacconi, 2012 ; traduit par Karsenty et de Blas, 2014).

En ce sens, on peut considérer que les MAE sont bien un type de PSE et s'insérant dans un continuum d'instruments ayant pour but la fourniture de services environnementaux. Si les MAE ont toute leur pertinence et leur place dans ce continuum, la variété de ces instruments peut inspirer des améliorations, le critère « d'identification précise du service » ou celui de « l'aspect incitatif » des MAE pourraient par exemple être renforcés.

6.1.2 La question centrale de la fixation du montant de rémunération

Quel que soit le type d'instrument retenu, la question centrale, au cœur de cette étude, est d'être en mesure de déterminer le niveau de rémunération versée en contrepartie d'engagements volontaires, permettant d'attirer un maximum d'agriculteurs, à un coût acceptable par la société et proportionnel aux bénéfices environnementaux attendus. Plusieurs approches permettent ensuite de fixer ce montant. L'étude a montré que de nombreux instruments utilisent le coût d'opportunité, qui représente le bénéfice potentiel auquel l'agriculteur renonce en mettant en œuvre la (les) pratique(s) exigées. C'est le montant de rémunération minimum, puisqu'il ne fait que « compenser les pertes et manques à gagner des agriculteurs », comme le font les MAE. Pour susciter plus d'adhésion, le paiement doit s'approcher du « consentement à recevoir (minimal) » des agriculteurs, c'est à dire le montant minimum à partir duquel ils sont prêts à mettre en œuvre les actions demandées. L'étude montre que ce montant est plus élevé que le coût d'opportunité, car il inclut une composante incitative. Enfin, le montant maximum de rémunération, ne pourra être supérieur à la valeur des services environnementaux rendus, qui représente le bénéfice, pour

l'ensemble de la société, des engagements environnementaux pris par les agriculteurs. L'équation est donc la suivante : le montant de rémunération devra être supérieur au coût d'opportunité et s'approcher au mieux du consentement à recevoir des agriculteurs pour susciter leur adhésion, tout en restant inférieur (ou égal) à la valeur des services environnementaux rendus, pour être « rentable » d'un point de vue de la société. La partie suivante propose une approche pour estimer la valeur de ces services.

6.1.3 Estimer la valeur des services environnementaux rendus

L'analyse théorique et l'analyse des cas pratiques de mise en œuvre d'outils de type PSE montrent que les montants versés ne sont jamais directement basés sur la valeur économique estimée des services écosystémiques. D'une part, les méthodes pour estimer cette valeur sont plus ou moins robustes et d'autre part, il n'y a pas lieu de rémunérer à hauteur de l'ensemble de la valeur des services écosystémiques fournis par un écosystème (par définition), mais seulement pour la « plus-value » de service engendrée par des changements de pratiques. L'étude a retenu le terme de « service environnemental » pour désigner cette contribution à la fourniture de service écosystémique. Comme rappelé ci-dessus, la valeur du service environnemental n'est pas nécessairement égale au consentement à recevoir des agriculteurs, mais devrait être supérieure à ce dernier. Ainsi, la valeur économique estimée des services environnementaux peut donner une mesure de l'effort budgétaire à consacrer à des politiques agro-environnementales ou peut permettre de cibler les mesures génératrices d'un plus grand bénéfice environnemental, sans pour autant servir directement à la fixation du montant de rémunération à verser aux agriculteurs contractants.

Une méthode opérationnelle d'estimation des services environnementaux est cependant complexe à établir pour plusieurs raisons. Tout d'abord, l'échelle géographique de mise en œuvre des mesures d'une politique agro-environnementale, *a minima* régionale, rendrait un travail fin d'évaluation trop coûteux en temps, en données et en ressources. Par ailleurs, le manque de connaissances précises sur les services écosystémiques ne permet pas de mesurer d'une manière simple et rapide les valeurs des services pour chacune des innombrables unités locales qui constituent le territoire national. Enfin, de nombreux liens de causalité entre une pratique et ses effets sur un service écosystémique sont peu connus ou très difficiles à quantifier.

Malgré les difficultés exposées ci-dessus, une approche pragmatique pour estimer la valeur du service environnemental pourrait être envisagée selon les étapes suivantes :

- définir un ensemble d'indicateurs agro-environnementaux, facilement quantifiables sur l'ensemble des territoires ;
- réaliser un nombre limité d'études localisées sur des territoires types permettant de définir une valeur de services écosystémiques correspondant au niveau des indicateurs agro-environnementaux définis dans l'étape précédente. Le choix de ces territoires types se ferait en fonction (i) de critères topographiques, pédologiques et géographiques : connexion au réseau hydrographique, position dans le bassin versant, pente ou plaine, taille moyenne des parcelles, etc. ; et (ii) de critères paysagers et écologiques : espaces non cultivés, paysage de bocage ou champs ouverts, caractéristiques du couvert végétal, types de haies, etc.
- utiliser ces valeurs des territoires types pour déterminer la valeur des services écosystémiques dans d'autres territoires uniquement à partir d'indicateurs agro-environnementaux ;
- enfin, déterminer la valeur des services environnementaux engendrés par un (des) changement(s) de pratiques, en estimant la plus-value de services écosystémiques entre plusieurs scenarii avec ou sans changements de pratiques.

Cette façon de procéder se rapproche dans ces dernières étapes de la méthode de transfert décrite en 3.2.4 et pourrait s'appuyer sur des outils cartographiques. Elle aurait donc les limites de la méthode de transfert dont la principale est que la valeur transférée comporte les mêmes incertitudes que la valeur obtenue dans l'étude initiale, et cette incertitude est amplifiée par le transfert, en particulier si les deux sites sont d'échelles différentes, éloignés géographiquement, et que l'étude primaire est ancienne. Elle permettrait d'estimer à moindre coût la valeur des services environnementaux générés par les agriculteurs adhérant aux programmes. Elle pourrait ainsi servir à calibrer les budgets de manière objective et à prioriser les mesures.

La fixation du montant du paiement s'appuiera, elle, sur des méthodes permettant d'approcher le consentement à recevoir des agriculteurs. L'analyse des cas pratiques montre que ces montants sont en général calculés à partir des coûts d'opportunités auxquels sont ajoutés ou non une composante incitative. Certaines des recommandations à suivre dans la troisième partie de cette conclusion proposent justement des moyens pour rendre les MAE plus incitatives aux yeux des agriculteurs afin de susciter une adhésion plus importante de leur part. Un rappel des principales « faiblesses » des MAE, pointées par les travaux d'évaluation est d'abord effectué dans la partie qui suit.

6.2. Optimiser les MAE dans le cadre actuel de l'OMC

6.2.1 Les principales faiblesses des MAE

Outre un des postulats de départ qui reprenait la critique d'une rémunération insuffisamment incitative aux yeux des agriculteurs pour susciter une adhésion massive, l'étude a repris et analysé les principales faiblesses des MAE pointées par divers travaux d'évaluation portant sur la période 2007-2013.

Premièrement, un des facteurs très souvent cités comme réduisant l'attrait des agriculteurs pour les MAE est que ces dernières **ne tiennent pas suffisamment compte des coûts organisationnels et de transaction**. Les coûts de transaction sont de différentes natures (acquisition d'information, apprentissage, gestion, administration mais aussi liés aux risques) la littérature sur le sujet (détaillée ci-dessous) montre que s'ils ne sont pas correctement compensés ils sont également un facteur majeur pour expliquer le faible taux d'adhésion des agriculteurs aux MAE.

Deuxièmement, **une autre difficulté tient au caractère « forfaitaire » des paiements.** Or, la règle de la « compensation des pertes et manques à gagner » rappelle que ces coûts sont par définition spécifiques à chaque exploitant. Or les montants des MAE ne peuvent pas être calculés sur une base individuelle pour des raisons évidentes de coûts d'administration des dispositifs. La plupart des Etats membres ont donc opté pour des moyennes régionales voire nationales, couplées le plus souvent à une attribution quasi-automatique des aides lorsque les agriculteurs remplissent les critères d'éligibilité (logique de « guichet »). Cette critique doit cependant être nuancée. En effet, certaines MAE « zonées » peuvent être adaptées et donc mieux prendre en compte les spécificités, si ce n'est individuelles, au moins locales des exploitations. Cette adaptation locale des dispositifs va dans le sens d'une réduction des « effets d'aubaine », encore faut-il s'entendre sur la signification de ce terme. Cette réflexion débouche nécessairement sur un débat central dans la conception et l'ambition des MAE : doit-on rémunérer les agriculteurs pour un changement et/ou un maintien de pratiques (sous-entendu favorables à l'environnement) ? Depuis le 2013 et la parution du nouveau règlement de développement rural, ce débat a été tranché, **puisqu'il autorise désormais le financement de maintien de pratiques lorsque celles-ci sont menacées de disparition** (comme dans de nombreuses zones agricoles marginales). Rémunérer le maintien de pratiques n'implique donc pas nécessairement un « effet d'aubaine », lorsque la pratique risque de ne pas être maintenue sans un soutien.

Troisièmement, **les évaluations de l'efficacité environnementale des MAE rappellent souvent le manque de garanties qu'offrent des mesures à obligation de moyens**. En effet, deux options de fonctionnement des MAE sont envisageables par les Etats membres pour atteindre les objectifs environnementaux : une obligation de moyens ou une obligation de résultats. Actuellement, les MAE sont majoritairement basées sur une obligation de moyens (Dupraz et Pech, 2007 ; Cour des comptes, 2011). En effet, les cahiers des charges imposent généralement aux agriculteurs une série de pratiques, sans imposer et contrôler les résultats environnementaux obtenus (augmentation de la biodiversité, amélioration de la fertilité des sols, etc.). Une obligation de résultats, à l'inverse, consisterait à dédommager les agriculteurs uniquement si les résultats environnementaux attendus étaient obtenus et vérifiés. Ainsi, les dispositifs actuels reposent sur l'hypothèse que les pratiques promues auront un effet sur l'environnement mais le **lien entre pratiques et aménités environnementales est rarement explicité** : d'après la Cour des Comptes (2011), « *les avantages environnementaux escomptés ne sont pas démontrés pour 24 % des contrats* ».

Enfin, **il est par ailleurs déploré un manque d'articulation des MAE du FEADER** avec les autres mesures des programmes de développement rural, mais également avec le premier pilier de la PAC (Cour des Comptes, 2011). La combinaison des MAE avec d'autres mesures du FEADER, telles que les aides destinées aux investissements non productifs et productifs, le soutien à la compétitivité et à la diversification, ou encore les mesures pour le renforcement de capacités des agriculteurs et la diffusion d'informations (conseil, formation, animation, etc.), permettrait de **faire bénéficier aux agriculteurs d'un ensemble intégré d'aides rendant les MAE plus efficaces** (IEEP, 2011). Par ailleurs, les interactions avec les projets LEADER sont actuellement très limitées, alors qu'elles pourraient contribuer à la réussite des MAE en apportant une dimension d'action collective aux dispositifs (Cour des Comptes, 2011).

6.2.2 La contrainte OMC laisse des marges de manœuvre

Si la nécessité de mieux prendre en compte certains coûts, ignorés dans les compensations actuellement offertes par les MAE est avérée, il n'en demeure pas moins que les montants d'aides sont encadrés par les règles de l'OMC. Les MAE sont soumises à la règle de l'OMC sur les programmes agro-environnementaux définis par l'accord sur l'agriculture qui stipule que les paiements ne peuvent être établis que sur les pertes de recettes et les manques à gagner. Cependant, cette « règle » ne va pas au-delà du simple principe qui vient d'être cité et ne précise donc aucun des critères devant être utilisés pour l'appliquer. Les méthodes de calcul peuvent donc fortement varier, selon le choix des valeurs de référence employées (coût du travail par exemple), l'échelle considérée (régionale, nationale, etc.), l'indicateur statistique retenu (moyenne, maximum, minimum, etc.)… Il existe ainsi des écarts importants entre les montants proposés par les différents Etat membres au titre des MAE. La littérature montre que ces écarts sont en grande partie dus aux différences de budgets consacrés à la politique agro-environnementale et à l'étendue de leur couverture géographique.

L'étude de la mise en œuvre dans l'UE, mais également hors UE, montre que dans le contexte actuel, où les budgets des Etats membres de l'OMC consacrés aux politiques agro-environnementales restent modestes (les MAE ne pèsent qu'environ 8% du budget consacré au premier et au second pilier de la PAC par les Etats membres), la « contrainte OMC » est toutefois relativement faible.

Dès lors, le cadre OMC ainsi que les règles de la PAC, dans leur application actuelle, laissent certaines de marges de manœuvre pour adapter les MAE aux territoires, aux systèmes de production et les rendre plus attractives vis-à-vis des agriculteurs. Une revalorisation des montants d'aides proposés serait envisageable en utilisant certaines possibilités laissées par les règlements européens et rapprocher ainsi la rémunération proposée du consentement à recevoir, en ajoutant une composant incitative aux paiements.

6.2.3 Les adaptations possibles du mode de calcul des montants d'aides

Ainsi, les MAE de la PAC, sont une application directe de l'accord de l'OMC sur l'agriculture concernant les paiements agro-environnementaux, et le précise. La PAC laisse aux Etats membres de nombreuses possibilités de fixer des paiements des MAE qui s'approchent du consentement à recevoir des agriculteurs, et certaines d'entre elles pourraient être mieux exploitées en France, il serait ainsi envisageable :

- de systématiquement demander à la Commission européenne de dépasser les budgets plafonds à l'hectare quand les argumentaires techniques permettent de le faire ;
- de mobiliser des modalités pratiques sur les techniques de calcul qui peuvent jouer également sur les montants des paiements atteints dans le respect de la règle OMC ;
- de mieux penser le seuil de référence, dans des zones agricoles marginales, le seuil de référence tient compte de l'existence des soutiens PAC or sans soutien les exploitations disparaîtraient ;
- de tenir compte, de manière plus systématique, des coûts de transaction qui peuvent être une composante importante des freins à l'adoption des MAE etc.
- enfin à l'instar de l'Angleterre dans le cadre du High Level Stewardship, de tester des méthodes plus innovantes qui intègrent de facto une composante « incitative ».

Cependant, exploiter ces marges de manœuvre suppose donc soit de mobiliser un budget supérieur pour répondre à l'important nombre d'enjeux et une surface ciblée ambitieuse ; soit de restreindre les enjeux ciblés et le nombre de MAE mises en œuvre pour y répondre et de mieux calibrer le montant de ces mesures.

Théoriquement, au-delà de la simple optimisation du calcul des surcoûts et manques à gagner dans la mise en œuvre des MAE, d'autres approches sont possibles et vont du choix d'une évolution des MAE jusqu'à la décision de l'abandon de la « règle des surcoûts et manques à gagner » par les Etats membres de l'OMC, en passant par le développement de nouveaux outils de type PSE (conformes aux règles de l'OMC et au droit communautaire relatif aux aides d'Etat lorsqu'ils reposent sur des financements d'origine publique). Les difficultés concernant la « règle des surcoûts et manques à gagner » étant partagées par plusieurs Etats membres de l'OMC depuis des années, un compromis pourrait consister à modifier cette règle, voire à l'abandonner, pour prévoir par exemple des règles de calcul des paiements basés sur le résultat environnemental. Plus largement, il est concevable de changer de philosophie de manière à ce que l'agriculture soutenue au titre de l'environnement ne soit plus considérée comme une agriculture soumise à des contraintes environnementales, comme c'est encore le cas à l'heure actuelle à l'OMC, mais plutôt comme une agriculture remplissant une véritable fonction environnementale.

6.3. Améliorer la conception des différents volets des MAE

Les marges de manœuvre citées plus haut peuvent être mobilisées pour élever le montant des MAE, cependant ceci ne sera pas suffisant pour garantir l'adhésion d'un nombre plus important d'agriculteurs aux MAE, ni pour garantir l'efficience des dispositifs c'est-à-dire l'atteinte des résultats environnementaux voulus à un coût budgétaire optimisé. Il est, en effet, également nécessaire et possible de rechercher une plus grande efficience des fonds en travaillant sur l'ensemble des paramètres des MAE.

Les évaluations des dispositifs innovants réalisés dans cette étude permettent de souligner des facteurs de succès qui sont des pistes d'amélioration des MAE en France et plus généralement d'une politique publique qui viserait la rémunération des services environnementaux en agriculture.

6.3.1 Ajuster le ciblage des mesures aux enjeux environnementaux et au territoire

Pour favoriser l'atteinte de résultats environnementaux, le ciblage des enjeux, l'adaptation au territoire visé et l'appropriation par les agriculteurs il convient d'être attentif aux points suivants :

- **Mieux identifier et comprendre les enjeux et services environnementaux à cibler**

Il est nécessaire d'investir dans un travail de recherche préliminaire pour comprendre à une échelle locale les multiples facteurs pesant sur les services écosystémiques considérés. Ce travail de fond doit aujourd'hui être poursuivi car les liens entre le service environnemental (ici les pratiques agricoles spécifiées) et les services écosystémiques sont encore à comprendre et surtout à mesurer. Par exemple, la protection de certaines espèces faunistiques ou floristiques nécessite une compréhension fine des liens entre ces espèces et leurs habitats, de leur sensibilité à des pollutions humaines. Un autre exemple est la nécessité de mieux analyser (les phénomènes complexes de pollution diffuse pesant sur la qualité de l'eau etc. Ces travaux de recherche sont utiles pour la construction des cahiers des charges techniques des mesures mais également pour la réflexion sur les modalités des instruments de politiques publiques à mobiliser pour générer l'adhésion des agriculteurs aux pratiques.

- **Engager la réflexion à la bonne échelle géographique**

Il s'agit de travailler au niveau géographique auquel se posent les enjeux environnementaux, ce qui suppose de dépasser le plus souvent le cadre de l'exploitation agricole et de mener une réflexion alliant le niveau territorial et le niveau de l'exploitation. En ce sens les travaux des MAEt dans le cadre des PAE de la dernière programmation et les approches des PAEC sont intéressants par ce travail aux deux échelles.

- **Identifier l'ensemble des parties prenantes à engager**

Pour favoriser la production/préservation de services écosystémiques, il est essentiel d'engager dans les dispositifs de type MAE (i) l'ensemble des opérateurs qui peuvent, par leurs pratiques, préserver les services écosystémiques, (ii) les usagers directs des services écosystémiques ; mais également (iii) les acteurs d'appui nécessaires à la mobilisation de deux premiers types d'opérateurs, ainsi que ceux nécessaires à la production et la diffusion de connaissances techniques requises pour la préservation du service écosystémique et des pratiques ou système de production promus c'est-à-dire du service environnemental. L'identification des usagers des services écosystémiques contribuent également à distinguer les acteurs qui peuvent cofinancer la MAE ou plus généralement cofinancer une politique rémunérant les services environnementaux agricoles.

L'engagement de ces parties prenantes peut prendre différentes formes selon l'échelle considérée et le contexte. Les exemples étudiés donnent de nombreuses illustrations de partenariats innovants (programme Kooperation, approche des Pays Bas des coopératives environnementales etc.). Les PAEC et les groupements d'intérêt économique et environnemental (GIEE) peuvent être des cadres porteurs pour que des formes impliquant l'ensemble des parties prenantes émergent. Dans ces partenariats, les acteurs de la recherche et des ONG environnementales sont des opérateurs à ne pas oublier.

- **Choisir une méthode appropriée pour cibler les agriculteurs à sélectionner**

La fixation du niveau de paiement doit également être pensée avec la question du ciblage c'est-à-dire avec le profil des agriculteurs que l'on désire engager et leur localisation géographique. Ceci suppose de revenir sur le travail de compréhension des enjeux ciblés et des liens entre le service environnemental et les services écosystémiques : les outils d'incitation financière ne seront pas identiques si l'on vise une masse critique, en termes de nombre d'agriculteurs engagés (par exemple dans un bassin versant pour une pollution diffuse), ou si l'on recherche des projets produisant les résultats environnementaux les plus élevés (par exemple pour la protection de sites agricoles à haute valeur environnementale), ou encore s'il l'on désire dans un territoire donné recréer un espace de prairies contiguës ou au contraire dispersées (par exemple pour protéger et permettre à telle ou telle espèce, comme l'outarde canepetière, de nicher et de se reproduire dans de bonnes conditions). . Les outils économiques existants pour définir les paiements et sélectionner les opérateurs doivent être pensés en fonction de ces problématiques. Ainsi les enchères mobilisant des index technico-économiques pour évaluer les propositions des agriculteurs seront intéressantes dans le second cas (protection de sites à haute valeur environnementale) pour retenir les projets les plus efficaces à coût public optimisé. En revanche, elles peuvent ne pas être directement applicables pour atteindre des effets de masse, et ne servir alors que pour révéler le consentement à payer des agriculteurs. Dans ce cas l'enchère sert à définir le montant du paiement dans une phase initiale, puis le dispositif est élargi dans une seconde phase à prix fixe sur base des résultats des enchères. Par ailleurs, pour assurer une continuité écologique, attribuer un bonus en fonction de la mise en place d'une continuité entre parcelles ou exploitations, à l'instar du dispositif pour la protection du paysage suisse, pourra être plus adapté qu'une enchère. L'analyse montre qu'il existe donc de nombreuses possibilités pour penser le dispositif de manière à ce qu'il suscite l'adhésion des agriculteurs autour d'un enjeu ciblé.

6.3.2 Adapter le financement et les outils mobilisés à l'ambition environnementale

Outre l'établissement d'un budget maximum, au regard des bénéfices environnementaux, (cf. 6.1.3), les outils de politique publique et de financement devront être adaptés à l'ambition environnementale.

- **Identifier le(s) instruments de politique publique les plus adaptés**

Les PSE de type MAE sont un outil parmi une série d'outils publics et se distinguent par l'engagement volontaire des agriculteurs contre rémunération, par opposition aux outils contraignants de type réglementaire et taxe. Déterminer le mode d'intervention optimal est loin d'être simple. En conformité avec le principe pollueur payeur proposé en 1972 par l'OCDE, les MAE, et plus généralement des PSE, ne devraient pas rémunérer des externalités négatives (Bonnieux & Rainelli, 1989). Même si la subvention à la dépollution peut avoir un effet environnemental, elle n'est efficace d'un point de vue économique que sous des hypothèses irréalistes telles que l'absence de coûts de transaction et l'absence d'effets dynamiques liés à l'enrichissement des pollueurs subventionnés. Dans les faits une confusion existe souvent entre externalité positive et réduction d'externalité négative. En effet la réduction d'externalité négative est souvent rémunérée par des MAE basées sur des pratiques agricoles supposées moins dommageables que les seuils légaux, réglementaires ou implicites. La confusion provient du fait qu'il n'est pas toujours reconnu que les pratiques respectant ces seuils restent souvent dommageables pour l'environnement et donc pour d'autres activités de production ou de consommation : ces seuils constituent la délimitation des droits à polluer pour les agriculteurs. L'efficacité économique du principe pollueur payeur a été établie indépendamment de ces seuils issus de compromis politiques, en ne se basant que sur l'existence ou non d'un dommage, dont le coût doit être internalisé au détriment des responsables de ce dommage.

- **Définir qui peut participer au financement des mesures**

Il faut sur ce point tenir compte des caractéristiques des services écosystémiques en termes de biens publics. On peut les distinguer en fonction d'un continuum entre les biens publics purs (biens pour lesquels il n'y pas de rivalité ni d'exclusion possible de la consommation) et les biens privés (biens pour lesquels il y a rivalité et exclusion possible). Ce continuum peut être croisé à trois types de biens publics, les biens publics globaux (qui concernent l'humanité) ou locaux ou encore collectifs (qui concernent un groupe délimité) (Desjeux et al, 2010). Ces caractéristiques jouent sur deux questions clés : qui sont les bénéficiaires potentiels des services écosystémiques et quels pourraient en être les financeurs ou encore les sources de financement ? Notons que la disposition à payer des usagers va varier également selon les caractéristiques des milieux concernés : par exemple, les services de régulation des inondations rendus par les zones humides ont une valeur plus importante en amont d'un centre urbain que dans une zone rurale peu densément peuplée ; à l'inverse, la valeur d'une tonne de carbone stockée sera relativement similaire quel que soit le lieu et le mode de stockage (Reed et al., 2014). Etant donné les contraintes sur les financements publics, dès que des opérateurs privés sont concernés, il est utile de s'orienter vers une recherche de partenariat public-privé pour lever les fonds privés potentiels. Par exemple, des industries agroalimentaires, des coopératives peuvent être concernées par la capacité des agriculteurs à leur fournir des produits respectant des certifications de type « production intégrée » et ceci peut également répondre à des enjeux de réduction des intrants promus par les autorités régionales.

6.3.3 Proposer un paiement réellement incitatif au regard des engagements

Pour susciter une appropriation et une adhésion importante des agriculteurs aux MAE, le paiement proposé devra être suffisamment incitatif au regard des engagements demandés aux agriculteurs et proportionnel au service environnemental rendu. Pour s'approcher du « consentement à recevoir » des agriculteurs, certaines méthodes décrites à la suite peuvent être mobilisées.

- **Révéler le consentement à recevoir des agriculteurs**

Là où les MAE, ou plus généralement des PSE, sont des outils adaptés, fixer l'incitation financière et les outils adaptés pour cibler les agriculteurs qui fourniront le service environnemental : aujourd'hui les MAE sont le plus souvent des paiements fixes auxquels les agriculteurs accèdent s'ils respectent une liste de critères (approche guichet). Or des approches alternatives existent pour révéler le consentement à recevoir des agriculteurs :

  - la plus courante est le travail sur des données technico-économiques, l'enjeu étant alors de parvenir à travailler à une échelle géographique qui permet de tenir compte de la variabilité des situations des exploitations. Si des progrès ont été faits en France sur ce point puisque des calculs sur référence nationale ne sont plus appliqués, une approche plus décentralisée du calcul des niveaux de paiement, qui peut être cadrée dans une fourchette minimum et maximum pour éviter des disparités trop fortes d'une zone à l'autre serait une piste pour améliorer le dispositif ;

  - une autre approche courante hors du FEADER et testée dans le cadre des MAE en Angleterre est celle des enchères combinant souvent des index techniques et financiers. Un test non concluant a déjà été réalisé à l'Agence d'Artois Picardie pour l'amélioration de la qualité de l'eau dans le contexte français ;

- pour les dispositifs locaux, la négociation de gré-à-gré est une approche peu coûteuse et efficace, et couramment employée. Son efficacité dépend de la manière dont la négociation est menée et de l'implication de l'ensemble des parties prenantes. Les négociations de gré-à-gré peuvent également être facilitées par des approches collectives.

- **Distinguer les approches visant un changement ou un maintien de pratiques menacées**

Dans le cas d'un changement de pratiques, il est essentiel de tenir compte des coûts du changement. Ces coûts sont liés aux éventuels investissements, aux coûts d'acquisition d'informations/de formations mais également à des facteurs freinant le changement comme la réorganisation des exploitations, voire des filières, des structures d'accompagnement. Si des changements importants sont visés, comme par exemple l'abandon d'exploiter des zones humides, l'abandon de la monoculture, il peut être plus pertinent de soutenir les investissements et de travailler sur les freins par des politiques d'accompagnement, d'animation et moins de mettre en place un dispositif tenant compte des pertes de recettes et des coûts « variables » du changement. Les dispositifs aux Etats-Unis de l'EQIP illustrent cette réflexion. Il existe dans le contexte français de nombreuses mesures des programmes de développement ruraux qui peuvent être mobilisées à cet effet et c'est alors l'articulation entre ces mesures et une éventuelle MAE qui est essentielle pour atteindre le résultat voulu.

Dans cette optique, il est possible de convenir que certaines mesures sont nécessairement pérennes car elles soutiennent des modes de production générateurs d'aménités pour la collectivité mais ces derniers n'étant pas rentables sur le marché classique devraient bénéficier d'un financement illimité dans le temps. Leur financement pourrait être assuré par les principaux bénéficiaires des services écosystémiques qui sont les collectivités locales, les régions ou l'Etat selon la caractéristique des aménités. D'un autre côté les mesures qui n'ont pas vocation à être pérennes parce qu'elles accompagnent une transition d'un système vers un autre qui doit à terme devenir rentable, ils devraient être financées uniquement durant la période contractuelle (5 ou 7 ans). A titre d'exemple, la possibilité de rémunérer des MAE sur la base de résultats à l'échelle d'un bassin versant, ou d'une autre entité territoriale pertinente, et intéressant une collectivité reste à explorer. Par exemple, dans le cas des agriculteurs de montagne sur des sites « à risques » qui pratiquent la fauche sur des terrains difficiles : la rémunération paye le surcoût lié à ces pratiques, la collectivité profite de ce travail puisque le risque d'avalanche est mieux maîtrisé, etc. Dans ce cas, il serait concevable que la collectivité participe à la rémunération des agriculteurs, à hauteur des services rendus, ou des risques évités.

6.3.4 Diminuer les freins « non monétaires » à l'adoption de MAE

Le changement de pratiques agricoles et de systèmes de production relèvent de processus complexes et longs, qui peuvent être freinés par des intérêts divergents des acteurs dans les filières agricoles. Activer uniquement des leviers relevant de la réglementation ou de l'incitation économique est, souvent, insuffisant à les engendrer. L'émergence de ces processus nécessite une combinaison de leviers associant contraintes réglementaires, politiques incitatives, actions d'accompagnement et processus de concertation dans un projet porteur au niveau local. N'étant pas au cœur de cette étude, les incitations non-monétaires (concertation, accompagnement, conseil etc.) ont été peu analysées, mais il est essentiel de souligner qu'elles jouent un rôle majeur dans le succès de mesures de type MAE et notamment : l'animation des dispositifs et l'accompagnement des porteurs de projet avant, comme après la mise en œuvre des dispositifs ; l'implication des parties prenantes si possible à une échelle locale ; le soutien d'approches de type collective. Nous détaillons ces trois éléments ci-dessous.

- **Accompagner les agriculteurs dans la mise en œuvre des MAE**

L'accompagnement des agriculteurs dans le processus de contractualisation, puis de mise en œuvre, est primordial dans le bon déroulement du dispositif MAE (Cour des Comptes, 2011). Il permet de réduire les coûts de transaction, de faciliter l'adoption de changements dans les systèmes de production (réduire la dépendance au sentier de l'agriculteur) ; il favorise le développement d'une conscience environnementale de la part des agriculteurs (Oréade-Brèche, 2005 ; IEEP, 2011) (voir §4.1.1). L'accompagnement peut être à la fois individuel et collectif et prendre des formes diverses (conseils individualisés, formations individuelles et collectives, organisation de réunions, formations, diffusion de brochures, sites internet, etc.), et doit démarrer avant la contractualisation et se poursuivre après.

- **Impliquer les agriculteurs dans le suivi et la mesure des effets environnementaux recherchés**

Même pour des mesures à obligation de moyens, ce type d'action complémentaire ou intégrée à la mesure i) permettrait de justifier d'un paiement plus élevé et ii) contribuerait à professionnaliser les agriculteurs dans la production de services environnementaux. Entre autres, le développement des capteurs pour l'agriculture de précision et des chaînes de traitement de données propres à l'écologie à haut débit sont des opportunités à saisir.

- **S'appuyer sur l'action collective et les approches « systémiques »**

L'action collective a la vertu de favoriser l'engagement des agriculteurs et de réduire les phénomènes de dépendance au sentier. La contractualisation collective permet également de gagner en efficacité environnementale, notamment grâce à la connectivité des parcelles (Cour des Comptes, 2011). L'action collective peut, en effet, partiellement pallier le fait que les engagements sont réalisés à l'échelle de la parcelle ou de l'exploitation agricole alors que les phénomènes biophysiques intervenant dans la production agricole, ainsi que les incidences potentielles de celles-ci, ont lieu à des échelles plus vastes (Francioni et al., 2014).

Bibliographie

Abbas M., 2004. L'Organisation mondiale du commerce et l'environnement. Aspects institutionnels et réglementaires, Cahier de recherche LEPII, Série EPIID, n° 2, disponible à http://edden.upmf-grenoble.fr/IMG/pdf/MA_cahierEPIID2.pdf

Adhikari B., 2009. Market-Based Approaches to Environmental Management: A Review of Lessons from Payment for Environmental Services in Asia, ADBI Working Paper 134, Tokyo: Asian Development Bank Institute.

Agbodjan Prince H., 2011. Le droit de l'OMC et l'agriculture : analyse critique et prospective du système de régulation des subventions agricoles, Thèse, 580 p.

Allaire G., Cahuzac E., Simioni M., 2009. Contractualisation et diffusion spatiale des mesures agro-environnementales herbagères. Journées de recherches en sciences sociales, Lille, FRA (2008-12-11 - 2008-12-12). Revue d'Etudes en Agriculture et Environnement, 90, 1. pp 5-28.

Alliance Environnement, 2007, Évaluation de l'impact sur l'environnement des OCM et des mesures de soutien direct relatives aux cultures arables, Rapport final, 169p

Andam K.S., P. J. Ferraro, A. Pfaff, G.A. Sanchez-Azofeifa, J.A. Robalino, 2008, Measuring the effectiveness of protected area networks in reducing deforestation, Proceedings of the National Academy of Sciences, 105, pp. 16089–16094.

Ansaloni M., Fouilleux E., 2006. Changement de pratiques agricoles : facteurs et modalités d'hybridation technique des exploitations laitières bretonnes. Economie Rurale, n° 292, pp.3-17.

Antona M., Bonin M., 2010. Généalogie et mise en politique des services écosystémiques et services environnementaux. Note de synthèse de revue bibliographique et d'entretiens WP 1, Document de travail n°2010-01, Serena Services environnementaux et usages de l'espace rural, 61p

Aznar O., 2002. Les services environnementaux dans les espaces ruraux. Une approche par l'économie des services. Thèse en économie, Université de Bourgogne, 275p

Aznar O., Jeanneaux P., et Déprés C., 2009. Les services environnementaux fournis par l'agriculture, entre logique sectorielle et logique territoriale : un cadre d'analyse économique. 3ème journées de recherches en science sociales, INRA SFER, CIRAD, Montpellier 9-10-11 décembre, 20p

Aznar O., Perrier-Cornet, 2003. Les services environnementaux dans les espaces ruraux : une approche par l'économie des services, Economie Rurale n°273-274, pp.153-168

Balmford A., Rodrigues A.S.L., Walpole M., ten Brink P., Kettunen M., Braat L. et de Groot R., 2008. The Economics of Ecosystems and Biodiversity: scoping the science, European, Commission, Cambridge, UK.

Barnaud C., Antona M, Marzin J., 2011. Vers une mise en débat des incertitudes associées à la notion de service écosystémique. [VertigO] La revue électronique en sciences de l'environnement, vol 11, n°1

Barnes A. P., Schwartz G., et Keenleyside C., 2011. Alternative payment approaches for non economic farming systems delivering environmental public goods. http://literatur.vti.bund.de/digbib_extern/dn048580.pdf.

Baschet J.-F., 2009. Le soutien à l'agroenvironnement en France sur la période 2000-2006. NESE, 33. Pp 41-66.

Baudry, J., et Acx A.S., 1993, Ecologie et friches dans les paysages agricoles, Ministère de l'Environnement, 49p.

Baylis K., Peplow S., Rausse G., Simon L., 2008. Agri-environmental policies in the EU and United States : A comparison. Ecological Economics 65, pp.753-764

Benett MT., 2008. China's sloping land conversion program: Institutional innovation or business as usual ?. Ecological Economics, 65(4), pp.699-711

Binet T ,Borot de Battisti A., Failler P., 2011. Évaluation économique des écosystèmes marins et côtiers. In Jacquet, P., Kumar, R. and L. Tubiana (eds), 2011. Regards sur la Terre 2011 : Océans la nouvelle frontière, Editions Armand Colin, AFD, IDDRI, 360pp, avril 2011.

Binet, T, Diazabakana, A., Durou, N., 2015. Estimation des bénéfices de la protection des sites du Conservatoire du Littoral : état des lieux et perspectives à l'horizon 2050 - Etude de cas pour 8 unités littorales de France métropolitaine, Vertigo Lab, Conservatoire du littoral, Rochefort, France.

Blamey, R.K. James, R.F., 1999, Citizens' juries—An alternative or an input to environmental cost-benefit analysis, Conference of the Australian and New Zealand Society for Ecological Economics (Brisbane, Australia), Griffith University.

Bond I., Grieg-Gran M., Wertz-Kanounnikoff S., Hazlewood P., Wunder S., Angelsen A., 2009. Incentives to Sustain Forest Ecosystem Services: A Review and Lessons for REDD. IIED, Londres, 62p.

Bonin M., Antona M., 2012. Généalogie et mise en politique des services écosystémiques et services environnementaux, Introduction au dossier. [VertigO] La revue électronique en sciences de l'environnement, vol 12, n°3.

Bonnal P., Bonin M., Aznar O., 2012. Les évolutions inversées de la multifonctionnalité de l'agriculture et des services environnementaux. [VertigO] La revue électronique en sciences de l'environnement, vol 12, n°3.

Bonnieux, F., & Le Goff, P., 1997, Valuing the benefits of landscape restoration: a case study of the Cotentin in Lower-Normandy, France, Journal of environmental management, 50(3), pp321-333.

Bonnieux, F., & Vermersch, D., 1993. Bénéfices et coûts de la protection de l'eau: application de l'approche contingente à la pêche sportive. Revue d'économie politique, 103(1), 131-152.

Bonnin M., 2012. L'émergence des services environnementaux dans le droit international de l'environnement : une terminologie confuse. . [VertigO] La revue électronique en sciences de l'environnement, vol 12, n°3.

Brahic, E., Rambonilaza, T., 2013, Evaluation économique de la biodiversité dans les forêts publiques de France métropolitaine, IRSTEA, 102p

Bureau D., 2010, Les PSE : des rémunérations pour les services environnementaux. Conseil Economique pour le Développement Durable N°17.

Burton R. J., et Schwarz G., 2013. Result-oriented agri-environmental schemes in Europe and their potential for promoting behavioural change. Land Use Policy, 30(1), 628-641.

Cason, T. N., Gangadharan, L., & Duke, C., 2003. A laboratory study of auctions for reducing nonpoint source pollution. Journal of Environmental Economics and Management, 46(3), 446–471.

CDC Biodiversité, 2014. Les paiements pour Préservation des Services Ecosystémiques comme outil de la conservation de la biodiversité, Cadres conceptuels et défis opérationnels pour l'action. Les cahiers de Biodiv'2050 n°1, 27p.

CGDD, 2011. Etudes et documents – Coûts des principales pollutions agricoles de l'eau. CGDD, n°52, septembre 2011.

CGDD, 2012. Etudes et documents – Evaluation économique des services rendus par les zones humides – Le cas de la moyenne vallée de l'Oise. CGDD, n°76, septembre 2012.

Chan, C., Laplagne, P., & Appels, D. C., 2003. The Role of Auctions in Allocating Public Resources. Productivity Commission Staff Research Papers. Productivity Commission, Melbourne. 144p.

Chapuis, R. , 2006 Les paysages périurbains et leur prix sous la direction de Cavailhès J. et Joly D. (dir.), Besançon, Presse Universitaires de Franche-Comté, 201 p.

Chaubet, B., 1992, diversité écologique, Aménagement des agro-écosystèmes et favorisation des ennemis naturels des ravageurs : cas des aphidiphages, Courrier de la Cellule Environnement de l'INRA n°18, pp 45-63

Chavas J. P., 2008. « On the productive value of biodiversity », Environmental and Resource Economics 42 (1), 109–131.

Chegrani, P., 2007, Analyse coûts-avantages de l'atteinte du bon état du Gardon aval, Direction des Etudes Economiques et de l'Evaluation Environnementale, 157p.

Christie M., Hanley N., Warren J., Murphy K., Wright R. et Hyde T., 2006. « Valuing the diversity of biodiversity », Ecological Economics 58 (4), 304–317. Villien C., Claquin P., 2012. Les mesures agro-environnementales : complémentarités de l'approche « territoriale » et de l'approche par « système d'exploitation ». Centre d'Etudes et de Prospective. n°47. 8 p.

Clayton, H. 2005. Market incentives for biodiversity conservation in a saline-affected landscape : farmer response and feedback. Contributed paper at the Salinity pre-conference workshop, 8 192 February 2005, of the 49th Annual Conference of the Australian Agricultural and Resource Economics Society, Coffs Harbour, 9-11 February 2005. 25p.

CNASEA, 2003. L'application du règlement de développement rural en Europe. Etude comparative. Les cahiers du Cnasea, 3. 59 p.

Colson F. et A. Stenger-Letheux, 1996. Evaluation contingente et Paysages agricoles :Application au bocage de Loire Atlantique, Cahiers d'Economie et Sociologie Rurale n° 39-40.

Conseil Régional d'Auvergne, 2014. Appel à candidatures pour les PAEC, campagne 2015.

Corbera E., Kosoy N., Martinez Tuna M., 2007. Equity implications of marketing ecosystem services in protected areas and rural communities: Case studies from Meso-America. Global Environmental Change 17, pp.365-380

Costanza R. et al., 1997, The value of the world's ecosystem services and natural capital, Nature, 387, pp. 253–260.

Costanza R., d'Arge R., de Groot R., Farber S, Graso M., Hannon B., Limburg K., Naeem S., O'Neill R., Paruelo R., Raskin R., Sutton P, van den Belt M., 1997. The value of the world's ecosystem services and natural capital. Nature, 387, 6630, pp.253-260

Cour des Comptes Européenne, 2011. L'aide agro-environnementale est-elle conçue et gérée de manière satisfaisante?, 75 p.

Daily G. C., 1997. Nature's services: societal dependence on natural ecosystem. Island Press, Washington DC, 392p

Dale V. H., Polasky S., 2007. Measures of the effects of agricultural practices on ecosystem services. Ecological Economics 64(2): 286-296.

Das A., 2006. WTO negociations and India's stand : Agriculture, NAMA ans services, Info-Change, 8 p., disponible à http://infochangeindia.org/trade-a-development/backgrounder/wto-negotiations-and-indias-stand-agriculture-nama-and-services.html

Defra, 2008. Environmental Stewarship Review of Progress. Natural England. 167p.

Delaunay JC., Gadrey J., 1987. Les enjeux de la société des services. Presses de la Fondation nationale des Sciences Politiques, Paris, 333p

Deronzier P. et Terra, S., 2006, Etude sur la valorisation des aménités récréatives du Loir, Direction des Etudes Economiques et de l'Evaluation Environnementale, Document de travail 06-E01.

Desaigues, B. et Point P., 1993. Économie du patrimoine naturel : la valorisation des bénéfices de protection de l'environnement, Economica, Paris.

Desjeux Y., Dupraz P., Thomas A., 2011. Les biens publics en agriculture, une voie vers l'écologisation de la PAC. Colloques « Ecologisation des politiques publiques et des pratiques agricoles », Avignon, 16-18 mars 2011.

Diakosavvas D., 2003. The Greening of the WTO Green Box : A Quantitative Appraisal of Agri-Environmental Policies in OECD Countries, IATRC Symposium, "Agricultural Policy Reform and the World Trade Organization (WTO): Where Are We Heading?"

Direction générale de l'Aménagement du Logement et de la Nature et Commissariat général au Développement durable, 2013. EFESE, Evaluation française des écosystèmes et des services écosystémiques. Recueils des quatre temps d'échanges à la journée du 6 septembre 2013 par le groupe de travail « Ecosystèmes urbains », 19p

Dixon J. A. et al., 1995, Ecology and Microeconomics as 'Joint Products': The Bonaire Marine Park in the Caribbean. In: Perrings, C. A., et al. (eds.) Biodiversity Conservation, Kluwer Academic Publishers, Dordrecht, pp.127–145.

Doussan I., 2008. Confrontation entre les droits de l'environnement et de la concurrence, in La multifonctionnalité de l'agriculture : Une dialectique entre marché et identité, QUAE, PP. 45-68.

Ducos G., 2007. Efficacité et coûts de transaction des contrats agri-environnementaux. Thèse de Doctorat en Sciences Economiques. Université Rennes I, dirigée par D. Vermersch. 182 pages

Dupras, J. Et Revéret, J.P. , 2011, Pour un prise en compte des biens et services écologiques et de leurs valeurs économique et sociale dans le PMAD, Mémoire, 34p.

Dupraz P. et Pech M., 2007. Effets des mesures agri-environnementales. INRA Sciences Sociales, n°2-3, 6p.

Dupraz P., Latouche K., Turpin N. (2009) Threshold effect and coordination of agrienvironmental efforts. Journal of Environmental Planning and Management, 52(5) pp. 613–630

Dupraz P., Latouche K., Turpin N., 2007. Programmes agro-environnementaux en présence d'effets de seuils. Cahiers d'économie et sociologie rurales, n° 82-83,

EASAC, 2009. Ecosystem service and Biodiversity in Europe, EASAC, policy report 09, the Royal Society, London.

Ecoressources consultants, 2011, Étude sur la faisabilité de l'évaluation monétaire des externalités agricoles et de leur rémunération, Ministère de l'Agriculture, de l'Alimentation, de la Pêche, de la Ruralité et de l'Aménagement du territoire, 127p

Ecowhat, 2010, Evaluation des services rendus par les zones humides, Etudes de cas, La vallée de la Somme, Agence de l'eau Artois-Picardie, 49p.

Ehrlich PR., Mooney HA., 1983. Extinction, substitution, and ecosystel services. BioScience 33, pp.248-254

Engel S., Pagiola S., Wunder S., 2008. Designing payments for environmental services in theory and practice: An overview of the issues. Ecological economics 65, pp.663-674

Epices, ADE, 2011. Evaluation à mi-parcours du programme de développement rural hexagonal, 147 p.

Eriksen-Hamel, N.S. et Whalen, J.K. 2006, Impacts of earthworms on soil nutrients and plant growth in soybean and maize agroecosystems, in Agriculture, Ecosystems & Environment, pp 442–448

European Commission, 2003. Life and agri-environment supporting Natura 2000. Experience from the LIFE programme. Life III. 72 p.

European Commission, 2013. Mapping and assessment of ecosystems and their Services, An analytical framework for ecosystem assessments under Action 5 of the EU Biodiversity Strategy to 2020. Discussion paper, 60p

FAO, 2001. Les Négociations Commerciales Multilatérales sur l'Agriculture - Manuel de Référence, II L'agriculture, disponible à http://www.fao.org/3/a-x7353f/index.html

FAO, 2007. La situation mondiale de l'alimentation et de l'agriculture: payer les agriculteurs pour les services environnementaux, Rome, 259p

Farley J., Costanza R., 2010. Payments for ecosystem services: from local to global. Ecological Economics 69, pp.2060-2068

Ferraro P., Simpson R., (2002). The cost effectiveness of conservation payments. Land Economics 78 (3), pp.339-353

Fleischer, A. and Tsur, Y., 2000, Measuring the recreational value of agricultural landscape, European Review of Agricultural Economics Vol 27 (3), pp385-398.

Fraser R., 2009. Land Heterogeneity, Agricultural Income Forgone and Environmental Benefit: An Assessment of Incentive Compatibility Problems in Environmental Stewardship Schemes. Journal of Agricultural Economics, 60: 190–201. doi: 10.1111/j.1477-9552.2008.00183.x

Froger G, Méral P., Le Coq JF., Aznar O., Boisvert V., Caron A., Antona M., 2012. Regards croisés de l'économie sur les services écosystémiques et environnementaux. [VertigO] La revue électronique en sciences de l'environnement, vol 12, n°3

Gadrey J., 1996. L'économie des services. La Découverte, Paris, 126p

Gallai et al., 2009. Economic valuation of the vulnerability of world agriculture confronted with pollinator decline. Ecological Economics 68. 810-821

Gault J., Pringault J.-M., Riou Y., 2013a. Mission de parangonnage (Allemagne, Pays Bas, Autriche, Italie, Angleterre) des mesures agri-environnementales à enjeu eau, partie 1. CGAAER, n°12079, Ministère de l'agriculture, de l'agroalimentaire et de la forêt. 101 p.

Gault J., Pringault J.-M., Riou Y., 2013b. Mission de parangonnage (Allemagne, Pays Bas, Autriche, Italie, Angleterre) des mesures agri-environnementales à enjeu eau, partie 2. CGAAER n°12079, Ministère de l'agriculture, de l'agroalimentaire et de la forêt. 155p.

Gibbons, J., Nicholson, E., Milner-Gulland, E.J., Jones, J., 2011. Should payments for biodiversity conservation be based on action or results? J. Appl. Ecol. 48, 1218–1226.

Gomez-Baggethun E., de Groot R., Lomas P.L., Montes C., 2010. The history of ecosystem services in economic theory and practice: From early notions to markets and payment schemes. Ecological Economics 69, pp.1209-1218

Guyomard H., Butault J.P., Le Mouël C., 2004. Soutien interne, fonctions non-marchandes et multifonctionnalité de l'agriculture, Les cahiers de la multifonctionnalité, n° 4, pp.9-24.

Heal G.M., E.E. et al., 2005, Valuing Ecosystems Services: Toward Better Environmental Decision-making, National Research Council, Washington, D.C.

Hodgson G. and J.A. Dixon, 1988, Logging versus fisheries and tourism in Palawan: An environmental and economic analysis. Occasional Paper, 7, East-West Environment Institute.

Hundloe, T.A., F.M. Vanclay et M. Carter, 1987, Economic and Socio-Economic Impacts of the Crown of Thorns Starfish on the Great Barrier Reef. Unpublished

IEEP, 2011. Delivering environmental benefits through entry-level agri-environment schemes in the EU. Projet ENV.B.1/ETU/2010/0035. 191 p.

Jackson L. E., U. Pascual et al., 2007. Utilizing and conserving agrobiodiversity in agricultural landscapes. Agriculture, Ecosystems & Environment 121(3), pp. 196-210.

Jeanneaux P., Aznar O., de Mareschal S., 2012. Une analyse bibliométrique pour éclairer la mise à l'agenda scientifique des « services environnementaux ». [VertigO] La revue électronique en sciences de l'environnement, vol 12, n°3

Johnston, R.J. et al., 1995. Contingent valuation focus groups: insights from ethographic interview techniques. Agricultural and Resource Economics Review 24, 56–69.

Karsenty A., 2010. Que sont les paiements pour services environnementaux ? Essai de définition et critères d'évaluation. Note de synthèse n°6, Serena Services environnementaux et usages de l'espace rural, 7p.

Karsenty A., 2011. Coupler incitation à la conservation et investissement. Perspective n°7, CIRAD, 4p.

Karsenty A., de Blas D.E., 2014. Du mésusage des métaphores, les paiements pour services environnementaux sont-ils des instruments de marchandisation de la nature ? Chapitre 5 de L'instrumentation de l'action publique. Presses de Sciences Po, pp 161-189

Karsenty A., Guingand A., Langlais A., Polge M.C., 2014. Du Sud au Nord regard croisé sur les paiements pour services environnementaux : synthèse des débats de l'atelier international PSEmix. Les cahiers de la biodiv'2050 : Initiatives, n°2, 22 p.

Karsenty A., Sembrès T., Perrot-Maître D., 2009. Paiements pour services environnementaux et pays du Sud. La conservation de la nature rattrapée par le développement ? . Communication 3èmes journées de recherches en sciences sociales, INRA SFER CIRAD, Montpellier 9-10-11 décembre, 20p.

Kemkes R.j., Farley J., Koliba C.J., 2009. Determining when payments are an effective policy approach to ecosystem service provision. Ecological Economics 69, pp.2069-2074

Kosoy N., Corbera E 2010, Payments for ecosystem services as commodity fetishism. Ecological Economics 69, pp.1228-1236

Kosoy N., Martinez Tuna M., Muradian R., Martinez Alier J., 2007. Payments for environmental services in watersheds: Insights from a comparative study of three cases in Central America. Ecological Economics 61, pp.446-455

Kroeger,T., Casey K., 2007. An assessment of market-based approaches to providing ecosystem services on agricultural lands. Ecological Economics 64(2), pp. 321-332.

Kuhfuss L., 2013. Contrats agro-environnementaux : évaluation et dispositifs innovants en France. Thèse soutenue le 20 décembre 2013, Collège doctorale Languedoc-Roussillon, Université Montpellier 1. 245 p.

Kleijn, D., Rundlöf, M., Scheper, J., Smith, H.G. & Tscharntke, T. (2011) Does conservation on farmland contribute to halting the biodiversity decline? Trends in Ecology & Evolution, 26, 474-481

Kleijn, D., Baquero R.A., Clough, Y., Díaz, M., De Esteban, J., Fernández, F., Gabriel, D., Herzog, F., Holzschuh, A., Jöhl, R., Knop, E., Kruess, A., Marshall, E. J. P., Steffan-Dewenter, I., Tscharntke, T., Verhulst, J., West T.M., &

Yela, J. L. (2006) Mixed biodiversity benefits of agri-environment schemes in five European countries. *Ecology Letters*, **9**, 243-254

Laffont J.-J. Fondements de l'économie publique, Vol. 1 du Cours de théorie microéconomique, 2ème éd., Paris. Economica, 1988.

Landell-Mills N., Porras I., 2002. Silver Bullets or Fool's Gold? A Global review of Markets for forest environmental services and their impacts on the poor. IIED, Londres, 272p

Lanfranchi M.-P., Truilhé-Marengo, E., 2007, Droit de l'organisation mondiale du commerce (OMC) et protection de l'environnement, Jurisclasseur Environnement, fasc. 2300.

Latacz-Lohmann, U., & Van der Hamsvoort, C. (1997). Auctioning Conservation Contracts: A. Theoretical Analysis and Application. American Journal of Agricultural Economics, 79(2), 407–418.

Laurans Y., Leménager T., Aoubid S. 2011. Les paiements pour services environnementaux. De la théorie à la mise en œuvre, quelle perspectives dans les pays en développement ? Collection A savoir de l'AFD, 213p

Laurans, Y., Rankovic, A., Billé, R., Pirard, R., & L. Mermet, 2013. Use of ecosystem services economic valuation for decision-making: questioning a literature blindspot. Journal of Environmental Management, 119, pp. 208-219.

Louis M., Rousset S., 2010. Coûts de transaction et adoption des contrats agro-environnementaux. Le cas des MAE territorialisées à enjeu DCE en Poitou-Charentes. Colloque SFER, La réduction des pesticides agricoles, enjeux, modalités et conséquences, Lyon, 11-12/03/10. 27 p.

Luenberger,D , 1995, Microeconomic theory. McGraw-Hill, Inc., New York

MAAF, 2012. Programme de Développement Rural Hexagonal 2007-2013. Tome 2 et tome 4, V7

MAAF, 2013. Séquence 8 : les mesures en faveur de l'environnement. MAEC, Bio, Paiements pour mise sous contrainte environnementale. Programmation 2014-2020. Diaporama de présentation. Séminaire « Pour une programmation réussie », FEADER 2014-2020. Bruxelles, 6-7 décembre 2012.

Massot-Marti, A., 2003. Le paradigme multifonctionnel : outil et arme dans la renégociation de la PAC, in La multifonctionnalité de l'activité agricole, Economie rurale, n° 273-2074, pp. 30-44.

McCauley D., 2006. Selling out on nature. Nature n°443, pp 27-28

Méral P., 2010. Les services environnementaux en économie : revue de la littérature, Document de travail n° 2010-05, projet SERENA, 44 p.

Meynard J.M., Messéan A., Charlier A., Charrier F., Fares M., Le Bail ., Magrini M.B., Savini I., 2013. Freins et leviers à la diversification des cultures. Etude au niveau des exploitations agricoles et des filières. Synthèse du rapport d'étude, INRA, 52 p.

Millenium Ecosystem Assessment, 2005. Ecosystems and human well-being. Synthesis. Island press, Washington, DC, 155p

Missirian, A., 2014. Paiements pour Services Ecosystémiques (PSE) et agriculture. Comment améliorer l'efficacité des mesures agro-environnementales de la PAC ? Rapport de stage. MEDDE. 86 p.

Mittenzwei, K., Britz, W., Wieck, C., 2014. Does the "green box" of the European Union distort global markets ?, Bio-based and Applied Economics, vol. 3, n° 2, disponible à http://www.fupress.net/index.php/bae/article/view/13622

Mollard A., 2003. Multifonctionnalité de l'agriculture et territoires : des concepts aux politiques publiques. Cahiers d'économie et sociologies rurales n°66, 28p

Mollard A., Chatellier V., Codron J.M., Dupraz P., Facquet F., INRA (Montpellier, France), CIHEAM-IAMM (Montpellier, France), 2002. Vers une gestion intégrée agriculture-environnement ? Diagnostic, solutions, perspectives. INRA (France) Agriculture, territoire et environnement dans les politiques européennes : expertise collective. Paris France, p.125-150

Munoz-Pina C., Guevara A., Torres J.M., Brana J., 2008. Paying for the hydrological services of Mexico's forests: analysis negociations and results. Ecological Economics 65, pp.725-736

Muradian R., Corbera E., Pascual U., Kosoy N., H. May P., 2010. Reconciling theory and practice: An alternative conceptual framework for understanding payments for environmental services. Ecological Economics 69, pp.1202-1208

Niesten E., Rice R., 2004. Sustainable forest management and conservation incentive agreements. International Forestry Review 6, pp.56-60

OCDE, 2013. La fourniture de biens publics agro-environnementaux par l'action collective. Groupe de travail mixte sur l'agriculture et l'environnement. COM/TAD/CA/ENV/EPOC(2012)11/FINAL. 303 p.

OMC, 2011. Comprendre l'OMC, 5ème éd., disponible à http://www.wto.org/french/thewto_f/whatis_f/tif_f/understanding_f.pdf

Oréade-Brèche, 2005. Evaluation des mesures agro-environnementales. Rapport. 309 p.

Oréade-Brèche, 2012. Delivering environmental benefits through entry level agri-environment schemes in the EU. Case study France. 37 p.

Ostrom et al., 2009. A general framework for analysing sustainability of social-ecological ecosystems. Science 325 (319)

Pagiola S. S, Arcenas A., Platais G., 2005. Can Payments for Environmental Services Help Reduce Poverty? An Exploration of the Issues and the Evidence to Date from Latin America. World Development, 33(2), pp.237-253

Pagiola S., 2008. Payments for environmental services in Costa Rica. Ecological Economics, 65(4), pp.712-724

Pagiola S., Platais G., 2007. Assessing the Efficiency of Payments for Environmental Services Programs: a Framework for Analysis. World Bank, Washington

Pascual U., Muradian R., Rodriguez L.C., Duraiappah A., 2010. Exploring the links between equity and efficiency in payments for environmental services: A conceptual approach. Ecological Economics 69, pp.1237-1244

Pascual, U., Perrings, C., 2007. Developing incentives and economic mechanisms for in situ biodiversity conservation in agricultural landscapes. Agriculture, Ecosystems & Environment 121(3), pp. 256-268.

Pesche D., Méral P., Hrabanski M., Bonnin M., 2011. Services écosystémiques et Paiements pour services environnementaux: les deux faces d'une même logique. Document de travail n°2011-01, Serena Services environnementaux et usages de l'espace rural, 26p

Pingel, I., 2014. L'Union européenne et les négociations agricoles à l'organisation mondiale du commerce, in La PAC en mouvement, Evolution et perspectives de la Politique Agricole Commune, L'Harmattan, 2010.

Pirard R., Billé R., 2010. Payments for Environmental Services (PES): A reality check (stories from Indonesia). Analyses n°3. IDDRI, Paris, 22p

Pirard R., Billé R., Sembrés T., 2010. Upscaling Payments for Environmental Services (PES): Critical issues. Tropical Conservation Science, 3(3), pp.249-261

Pontvianne, A., 2007. L'agriculture à l'OMC : libéralisation, développement et souveraineté, in L'agriculture, nouveaux défis, édition 2007, Insee, pp. 123-142, disponible à http://www.insee.fr/fr/ffc/docs_ffc/ref/agrifra07j.pdf

Puydarrieux P., 2014, L'évaluation française des écosystèmes et des services écosystémiques (EFESE), 15ème colloque de l'Association de comptabilité nationale, INSEE, 17 p.

Reed, M.S., Moxey, A., Prager, K., Hanley, N., Skates, J., Bonn, A., Evans, C.D., Glenk, K., Thomson, K., 2014. Improving the link between payments and the provision of ecosystem services in agri-environment schemes. Ecosystem Services (9), pp. 44-53

Robertson MM. '2006), The nature that capital can see, state and market in the commodification of ecosystem services. Environment and Planning D-society and Space 24, pp.367-387

Rolfe, J., Windle, J., & McCosker, J. (2009). Testing and Implementing the Use of Multiple Bidding

Rounds in Conservation Auctions: A Case Study Application. Canadian Journal of Agricultural. Economics/Revue canadienne d'agro-économie, 57(3), 287–303

Rubio, N., 2003. L'accord sur l'agriculture. Une tolérance relative à l'égard des subventions environnementales accordées dans le secteur agricole, in Maljean-Dubois, S., Droit de l'Organisation mondiale du commerce et protection de l'environnement, Bruylant, Bruxelles, p. 245

Rubio, N., Thomé, N., 2007 (a). L'accord sur l'agriculture. Une tolérance relative à l'égard des subventions environnementales accordées dans le secteur agricole, in Maljean-Dubois, S., Doussan, I., Conservation de la biodiversité et PAC de l'Union européenne : des mesures agri-environnementales à la conditionnalité environnementale, Doc. fr., pp. 255-278.

Rubio, N., Thomé, N., 2007 (b). Subventions agricoles en faveur de la protection de l'environnement : le droit communautaire à l'épreuve du droit de l'OMC, in Maljean-Dubois, S., Doussan, I., Conservation de la biodiversité et PAC de l'Union européenne : des mesures agri-environnementales à la conditionnalité environnementale, Doc. fr., pp. 255-278.

Ruhweza A., Biryahwaho B., Kalanzi C., 2008. An Inventory of PES Schemes in Uganda, PES Assessments and Case Studies. The Katoomba Group, 66p

Schaller N., 2012. Vers une mesure agro-environnementale « systèmes de culture économes en intrants » ? Centre d'Etudes et de Prospective. n°53. 8 p.

Scherr S., White A., Khare A., 2004. Tropical forests provide the planet with many valuable services. Are beneficiaries prepared to pay for them?. ITTO Tropical Forest Update, 14, pp.11-14

Sommerville M, Jones JPJ., Rahajaharison M, Milner-Gulland EJ., 2010. The role of fairness and benefit distribution in community-based Payment for Environmental Services interventions: A case study from Menabe in Madagascar. Ecological Economics, 69, pp.1262-1271

Tacconi, L., 2012. Redefining Payments for Environmental Services, Ecological Economics, 73 (1), pp. 29-36.

TEEB, 2010. P. Kumar (Ed.), The Economics of Ecosystems and Biodiversity (TEEB): Ecological and Economic Foundations, Earthscan, London (2010)

Thoyer S.(coordinator) et al, November 2003, "Economie politique des négociations internationales environnementales : le cas de la biodiversité", Rapport final du programme de recherche « Concertation, Decision, Environment », Ministère de l'environnement, 112 pages

Thoyer S., Saïd S., 2006. Mesures agri-environnementales : quels mécanismes d'allocation ? Etudes et Synthèses. 26 p.

Vatn A., 2010. An institutional analysis of payments for environmental services. Ecological Economics 69, pp.1245-1252

Vert J, Colomb J., 2009. La rémunération des services environnementaux rendus par l'agriculture. Document de travail, Prospective et Evaluation n°2, Ministère de l'Agriculture et de la Pêche, 25p

Wendland KJ, Honzak M., Portela R., Vitale B., 2010. Targeting and implementing payments for ecosystem services: opportunities for bundling biodiversity conservation with carbon and water services in Madagascar. Ecological Economics, 69, pp.2093-2107

Wunder S., 2005. Payments for environmental services: Some nuts and bolts. CIFOR Occasional Paper 42, Center for International Forestry Research, Bogor, 24p

Wunder S., 2007. The efficiency of Payments for Environmental Services in Tropical Conservation. Conservation Biology, volume 21, n°1, pp.48-58

Wunder S., 2011. Payments for environmental services: institutional preconditions in developing countries. Communication à la conférence internationale "Payments for ecosystem services and their institutional dimensions", CIVILand, Berlin, 10-12 novembre, 22p

Wunder S., Engel S, Pagiola S., 2008. Taking stock: a comparative analysis of payments for environmental services programs in developed and developing countries. Ecological Economics 65(4), pp.834-852

Wünscher T., Engel S., Wunder S., 2007. Spatial targeting of payments for environmental services: A tool for boosting conservation benefits. Ecological Economics 65, pp.822-833

Wynne-Jones S., 2013. Connecting payments for ecosystem services and agri-environment regulation: an analysis of the Welsh Glastir Schemes. Journal of Rural Studies (31). Pp. 77-86.

Zbinden S., Lee D., 2005. Paying for Environmental Services: An analysis of Participation in Costa Rica's PSA Program. World development 33(2), pp 255-272

Zhang W., Ricketts T. H., et al., 2007. Ecosystem services and dis-services to agriculture. Ecological Economics 64(2): 253-260.

Références Royaume-Uni et Angleterre

Clothier L., Tony P., 2013. Campaign for the farmed environment: Summary of evidence. Defra Agricultural Change and Environment Observatory Research Report, 33. DEFRA. 14 p.

CFE, 2013. Campaign for the Farmed Environment - Final Report on the first phase 2009-2012. 72 p.

Dobbs T.L., Pretty J., 2008. Case study of agri-environmental payments: the United Kingdom. Ecological Economics, 65. pp 765-775.

DEFRA, n.c.. The Rural Development Programme for England. Chapter 5: Information on the Axes and Measures proposed for each Axis, and their description. 149p.

DEFRA, 2013. Developing the potential for Payments for Ecosystem Services: an Action Plan. 61p.

U.K. Department for Environment Food & Rural Affairs (DEFRA), 2013. Towards the development of a UK Peatland Code. Payments for Ecosystem Services (PES) Pilot Research Project.

Dunn H., Smith C., Thompson, C., 2014. Defra Payments for Ecosystem Services (PES) Pilot Projects: Review of key findings of Rounds 1 and 2, 2011-2013. Ecosystems Economics Team, Biodiversity and Ecosystems Evidence and Analysis, DEFRA. 48 p.

Hyder et Adas, 2010. Mi term evaluation of Rural Development Programme for England 2007-2013. Volume one, 2251p.

Natural England, 2011. Look after your land with Environmental Stewardship. Diaporama. Defra, EAFRD and Natural England. 24 p.

Natural England, 2013a. Entry Level Stewardship. Environmental Stewardship Handbook. Fourth edition. Defra, EAFRD and Natural England. 180 p.

Natural England, 2013b. Organic Entry Level Stewardship. Environmental Stewardship Handbook. Fourth edition. Defra, EAFRD and Natural England. 194 p.

Natural England, 2013c. Higher Level Stewardship. Environmental Stewardship Handbook. Fourth edition. Defra, EAFRD and Natural England. 120 p.

RSPB, 2013. The Feasibility of a Nitrogen PES Scheme in the Poole Harbour Catchment. 43 p.

Smith, S., Rowcroft, P., Rogers, H., Quick, T., Eves, C., White, C., Everard, M., Couldrick, L., Reed, M., 2013. Payments for Ecosystems Services: A Best Practices Guide. DEFRA. 85 p.

Références Pays-Bas

Daniel F.-J., 2012. Les coopératives de nature aux Pays-Bas. Note d'intervetion. DGPAAT/SPA/SDEA/BATA. 3 p.

Jongeneel R., Polman N., 2014. Farmer groups as a device to ensure the provision of green services in the Netherlands: a political economy perspective. EAAE 2014 congress, Agri-food and Rural Innovations for Healthier Societies, Session Social preferences and incentives in the provision of public goods from farmland, 26-29/08, Ljubljana, Slovenia. 18 p.

Oostindie H., Broeckuizen R. van, 2010b. RDP and performance contract based rural policy delivery in the Netherlands. Assessing the impact of rural development policies (including Leader). RuDi. 23 p.

Oostindie H., Broeckuizen R. van, 2010a. RDP and agriculture's provision of green and blue services (GBS) in the Netherlands. Assessing the impact of rural development policies (including Leader). RuDi. 24 p.

Weterink J., Buizer M., Santiago Ramos J., 2008. European lessons for Green and Blue Services in the Netherlands. PLUREL. Working Paper, Governance and Strategic Planning Scenarios, module 3. 26 p.

Références Allemagne

Niedersachsen, Freie Hansestadt Bremen, 2010. Förderwegweiser, Programm zur Förderung im ländlichen Raum Niedersachsen und Bremen 2007 bis 2013 (PROFIL). ELER. 24 p.

DVS, 2010. PROFIL– Programm zur Förderung im ländlichen Raum Niedersachsen und Bremen 2007 -

2013. Netwerk Ländliche Räume. Massnahmen im Entwicklungsplan, Bezeichnungen und Anteil am Mittelvolumen. 2 p.

Quae (Ed.), 2008. La multifonctionnalité de l'agriculture. Une dialectique entre marché et identité. 349 p.

Bundesministerium für Ernährung, Landiwirchaft und Verbraucherschutz, 2011. Nationaler Strategieplan des Bundesrepublik Deutschland für die Entwicklung ländlicher Räume 2007-2013. 75 p.

n.c., n.c.. Nationales Netwerk für den landlichen Raum Deutschland (NLR). 37 p.

OCDE, Direction de l'alimentation, de l'agriculture et des pêcheries, 2006. Le financement des politiques agricoles dans l'optique de la fourniture de biens d'intérêt public et de la multifonctionnalité : quel niveau d'administration ? Groupe de travail des politiques et marchés agricoles. AGR/CA/APM(2005)19/FINAL. 78 p.

DVL Deutscher Verband für Landschaftspflege, 2014. Geschäftsbericht, Deustcher Verband für Landschaftspflege e.V. 39p

Références Autriche

Lapascua A., 2013. Le développement rural dans le cadre de la réforme de la Politique Agricole Commune. Comparaison des systèmes français et autrichien pour la période 2007-2013. Préconisation pour 2014-2020. Rapport de stage. Service Economique de l'Ambassade de France à Vienne. 47 p

Lagarde, E., 2011. Le développement rural en Autriche : une politique forte et complexe. Présentation et comparaison avec la France. Rapport de stage. Service économique de l'Ambassade de France à Vienne. 33 p.

Pointereau, P., n.c. Deux applications concrètes de la gestion des éléments fixes : les éco-points en basse Autriche et l'éco-conditionnalité en Suisse. Colloque Ruralité, faune sauvage et développement durable, le bocage, enjeux de territoire pour demain, 16-17/10/02 à Cerizay. 3 p.

Puchta, A., 2011. Evaluation of the Austrian Agri-environmental programme. OCDE Workshop on the Evaluation of Agri-environmental Policies 20-22/06/11 in Germany. 6 p.

Walot, T., 2005. Coup de projecteur sur l'agro-environnement dans l'Union européenne. Groupe Interuniversitaire de Recherches en Ecologie Appliquée (GIREA-UCL). 4 p.

Références Italie

Francioni, M., Toderi, M., Catorci, A., Pancotto, D., D'Ottavio P., 2014. Agri-environnemental measures for the conservation of semi-natural grasslands: a case study in Natura 2000 sites in Marche region (Italy). In Baumont, R., Carrère, P., Jouven, M., Lombardi, G., Lopez-Francos, A., Martin, B., Peeters, A., Porqueddu, C. (Eds.). Forage resources and ecosystem services provided by mountain and Mediterranean grasslands and rangelands. Zaragoza : CIHEAM/INRA/FAO/VetAgro Sup Clermonf-Ferrand/Montpellier SupAgro. Options Méditerranéennes, A 109. 843 p.

Mipaaf, 2014. Attuazione regional delle misure per l'utilizo sostenible dei terreni agricoli. Analisi delle relazioni annuali di escuzione 2012. Rete Rural Nazionale 2007-2013.

Vanni, 2013. The agri-environmental agreement in Valdaso Marche region (Italy). Présentation Power point . Groupe de Bruges 20-21 Decmebre 2013. La Bergrie, Villarceaux (France).

Vanni, F., Coderoni, S., 2013. Collective actions for public goods: the case of Valdaso agri-environmental agreement in Italy. XXVthe ESRS Congress. 29 July – 1 august 2013 in Florence Italy.

Gault, J., Pringault, J.-M., Riou, Y., 2013a. Mission de parangonnage (Allemagne, Pays Bas, Autriche, Italie, Angleterre) des mesures agri-environnementales à enjeu eau, partie 1. CGAAER, n°12079, Ministère de l'agriculture, de l'agroalimentaire et de la forêt. 101 p.

OCDE, 2013. La fourniture de biens publics agro-environnementaux par l'action collective. Groupe de travail mixte sur l'agriculture et l'environnement. COM/TAD/CA/ENV/EPOC(2012)11/FINAL. 303 p.

Gatto, P., Pettenella, D., Secco, L., 2009. Payments for forest environmental services: organisational models and related experiences in Italy. iForest, 2. pp 133-139.

Gios, G., Rizio, D., 2013. Payment for forest environmental services: a meta-analysis of successful elements. iForest, 6. pp 141-149.

Pettenella, D., Vidale, E., Gatto, P., Secco, L., 2012. Paying for water-related forest services: a survey on Italian payment mechanisms. iForest, 5. pp 210-215.

Références Espagne

Charpentier, B., Quatrebarbes, P. de, Riou, Y., 2011. Mission de parangonnage (Allemagne, Espagne, Italie, Royaume-Uni) sur les mesures de protection de la biodiversité « ordinaire » liées à l'activité agricole. Rapport, CGAAER n°10170. 84 p.

SEO/Birdlife, 2012. Proyecto ganga. Evaluacion de las medidas agroambientales para aves esteperias en Espana (2007-2013). Informe final completo. Ministerio de agricultura, alimentacion y medio ambiente, FEADER. 154 p.

Références Suède

Missirian, A., 2014. Paiements pour Services Ecosystémiques (PSE) et agriculture. Comment améliorer l'efficacité des mesures agro-environnementales de la PAC ? Rapport de stage. MEDDE. 86 p.

Hedström, M., 2010. Devolution in the Swedish Rural Development Programme: the case of Västerbotten. Assessing the impact of rural development policies (including LEADER). RuDI. 28 p.

Références Finlande

Government of Åland, 2007. Rural Development Programme for the Region of Åland 2007-2013. 240 p.

Ministry of Agriculture and Forestry of Finland, 2014. Rural Development Programme for Mainland Finland 2007-2013. Unofficial translation. EAFRD. 394 p.

Aakkula, J., Kuussaari, M., Rankinen, K., Ekholm, P., Heliölä, J., Hyvönen, T., Kitti L., Salo, T., 2011. Follow-up study on the impacts of Agri-environment Measures in Finland (MYTVAS 3). OECD Workshop on the Evaluation of Agri-environmental Policies 20-22/06/2011. 16 p.

Références hors UE

Australie

Ministère de l'Agriculture, de l'Agroalimentaire et de l'Environnement, 2013. Les politiques agricoles à travers le monde, quelques exemples. http://agriculture.gouv.fr/IMG/pdf/fichepays2013-AUSTRALIE_cle85283b.pdf

Woady Yaloak Catchment Group, 2014. Five year action plan (2014-2018).

Etats-Unis

Babcock, B.A., P.G. Lakshminarayan, and J. Wu., 1995. The Economic, Environmental, and Fiscal Impacts of a Targeted Renewal of Conservation Reserve Program Contracts. Working paper 95-WP 129. Ames, IA: Center for Agricultural and Rural Development, Iowa State University. http://www.card.iastate.edu/publications/DBS/PDFFiles/95wp129.pdf.

Brown S. C. et Veneman P. L. M., 2001. « Effectiveness of compensatory wetland mitigation in Massachussetts, USA », *Wetlands*, Vol. 21, no 4, 508-518.

Camacho, R. 1990. *Agricultural BMP Nutrient Reduction Efficiencies. Chesapeake Bay Watershed Model BMPs.* ICPRB Report 90-07. Interstate Commission on the Potomac River Basin. Rockville, MD.

Camacho, R. 1992. *Financial Cost Effectiveness of Point and Nonpoint Source Nutrient Reduction Technologies and the Chesapeake Bay Basin.* Report #8. ICPRB Report 92-4. Interstate Commission on the Potomac River Basin. Rockville, MD.

Casman, E. 1990. *Selected BMP Efficiencies Wrenched from Empirical Studies.* ICPRB Report 90-10. Interstate Commission on the Potomac River Basin. Rockville, MD.

Claassen, R., Cattaneo, A., & Johansson, R., 2007. Cost-effective design of agri-environmental payment programs: US experience in theory and practice.*Ecological economics*, *65*(4), 737-752.

Claassen, R., A. Cattaneo, and R. Johansson. 2008. Cost-Effective Design of Agri- Environmental Payment Programs: U.S. Experience in Theory and Practice. *Ecological Economics* 65: 737–752.

Congressional Research Service (CRS), 2008. The 2008 Farm Bill : Major Provisions and Legislative Action. Renée Johnson, coordinator, specialist in Agricultural Policy.

Congressional Research Service (CRS), 2014. Conservation Provisions in the Farm Bill P.L. 113-79. Megan Stubbs, specialist in Agricultural Conservation and Natural Resources Policy.

Dillaha, T.A., J.H. Sherrard, D. Lee, S. Mostaghimi, and V.O. Shanholtz. 1988. Evaluation of vegetated filter strips as a best management practice for feedlots. *J. Water Pollut. Control. Fed.*, 60(7):1231-1238.

Ellis, B.G., A.J. Gold, and T.L. Loudon. 1985. Soil and nutrient runoff losses with conservation tillage. In: D'itri, F.M. (ed.) *A Systems Approach to Conservation Tillage*. Lewis Publishers, Inc. Chelsea, MI.

Evans, R.O., P.W. Westerman, and M.R. Overcash. 1984. Subsurface drainage water quality from land application of swine lagoon effluent. *Transactions of the ASAE.*American Society of Agricultural Engineers. 0001-2351/84/2702-0473502.00.

Evans, R.O, J.W. Gilliam, and R.W. Skaggs. 1991. *Controlled Drainage Management Guidelines for Improving Drainage Water Quality*. Publication Number AG-443. North Carolina State University Cooperative Extension Service. Raleigh, NC.

FAO, 2013. A USDA Approach to Ecosystem Conservation in Agriculture: the Conservation Stewardship Program. Case Studies on Remuneration of Postive Externalities / Payments for Environmental Services. Prepared for the Multi-stakeholder dialogue 12-13 September 2013 FAO, Rome

Feather, Peter, Daniel Hellerstein, and LeRoy Hansen. 1999. Economic Valuation of Environmental Benefits and the Targeting of Conservation Programs: The Case of the Conservation Reserve Program. Washington, DC: U.S. Department of Agriculture, Economic Research Service. http://www.ers.usda.gov/publications/aer778/aer778a.pdf. (accessed February 11, 2009).

FSA (Farm Service Agency). 2007. Annual Summary: Conservation Reserve Program— Summary and Enrollment Statistics. Washington, DC: U.S. Department of Agriculture.

Gannon, R., 2003. Nutrient Strategy for the Tar-Pamlico River Basin, North Carolina. In *USDA Seminar on Nutrient Trading* (Vol. 23).

Jenkins, W. A., Murray, B. C., Kramer, R. A., & Faulkner, S. P., 2010. Valuing ecosystem services from wetlands restoration in the Mississippi Alluvial Valley.*Ecological Economics*, *69*(5), 1051-1061.

National Sustainable Agriculture Association, 2011. Farmers' Guide to the Conservation Stewardship Program.

OECD, 2011. Evaluation of Agricultural Policy Reforms in the United States, OECD Publishing. http://dx.doi.org/10.1787/9789264096721-en

Ribaudo, Marc O., Dana L. Hoag, Mark E. Smith, and Ralph Heimlich, 2001. Environmental Indices and the Politics of the Conservation Reserve Program. *Ecological Indicators* 1(1): 11–20. http://www.bio.uu.nl/opleiding_nrm/principles_NRM/CDNRM/ Indicators/Ribaudo%20etal%202001.pdf (accessed February 13, 2009).

Roberts, Michael J., and Shawn Bucholz. 2006. Slippage in the Conservation Reserve Program or Spurious Correlation? A Rejoinder. *American Journal of Agricultural Economics* 88: 512–14.

Robertson M. et Hayden N., 2008. « Evaluation of a Market in Wetland Credits: Entrepreneurial Wetland Banking in Chicago », *Conservation Biology*, Vol. 22, no 3, 636-646.

Robertson, M., 2008. « The work of wetland credit markets: two cases in entrepreneurial wetland banking », *Wetlands Ecology and Management*, Vol. 17, no 1, 35-51.

Scemama, P., et Levrel, H., 2013. L'émergence du marché de la compensation des zones humides aux Etats-Unis : impacts sur les modes d'organisation et les caractéristiques des transactions. Revue d'Economie Politique November 2013, Volume 123, Issue 6, Pages 893-924.

Stubbs, M., 2014. "Conservation Reserve Program (CRP), Status and Issues". Congressional Research Service, CRS Report prepared for Members and Committes of Congress.

U.S. Department of Agriculture, 2010. Restoring America's Wetlands: A Private Lands Conservation Success Story. http://www.nrcs.usda.gov/Internet/FSE_DOCUMENTS/stelprdb1045079.pdf

U.S. Department of Agriculture, 2013. National Conservation Planning Database. http://www.nrcs.usda.gov/Internet/NRCS_RCA/reports/fb08_cp_wrp.html

U.S Department of Agriculture, 2014. Highly Erodible Land Conservation & Wetland Conservation Compliance For Crop Insurance Participants. 2p.

U.S. Government Publishing Office, 2002. Farm Security and Rural Investment Act of 2002. Public Law 107-171.

Verchere, A., 2005. Pollution diffuse de l'eau en milieu rural et marché des permis d'émission : les enseignements de l'expérience américaine. Économie rurale 285, Pages 33-50.

Wu, Jun Jie. 2000. Slippage Effects of the Conservation Reserve Program. *American Journal of Agricultural Economics* 82: 979–92.

Suisse

Bernhard S., 2006. Die Transaktions- und die technischen Kosten des Programms zur Förderung der biologischen Qualität innerhalb der Ökoqualitätsverordnung. Université de Berne: travail de master.

Global Network of Forest Protected Areas Under the CBD: Opportunities and Challenges. (2007) Freiburg Schriften zur Forst- und Umweltpolitk 16. Verlag Kessel: Remagen.

Mann, 2010. Analyse des points faibles de l'Ordonnance sur la qualité écologique. Station de recherche Agroscope Reckenholz-Tänikon ART. Recherche Agronomique Suisse 1 (1): 24–29.

Kohli, D., 2013. Paquet definitive des ordonnances d'application de la PA 14-17 et nouveau système des paiements directs : survol. Présentation de l'Unité de direction Marché et création de valeur, OFAG.

Office Fédéral de l'Agriculture (OFAG), 2012. « Politique agricole 2014-2017 ». Confédération Suisse.

Office Fédéral de l'Agriculture (OFAG), 2015. Paiements directs aux exploitations suisses à l'année. Confédération Suisse.

Règlements cités :

Règlement (CE) n°1698/2005 du conseil du 20 septembre 2005 concernant le soutien au développement rural par le FEADER (Règlement (CE) n°1698/2005)

Règlement (CE) n°1974/2006 de la commission du 15 décembre 2006 portant modalités d'application du règlement (CE) n°1698/2005 du conseil du 20 septembre 2005 concernant le soutien au développement rural par le FEADER (Règlement (CE) n°1974/2006).

Règlement (UE) n°1305/2013 du parlement européen et du conseil du 17 décembre 2013 relatif au soutien du développement rural par le FEADER et abrogeant le règlement (CE) n°1698/2005 du Conseil (Règlement (UE) n°1305/2013),

Règlement d'exécution (UE) n°808/2014 de la commission du 17 juillet 2014 portant modalités d'application du règlement (UE) n°1305/2013 du Parlement européen et du Conseil relatif au soutien au développement rural par le Fonds européen agricole pour le développement rural (FEADER) (Règlement (UE) n°8080/2014).