

Contrats agro-environnementaux : évaluation et dispositifs innovants en France

Laure Kuhfuss

▶ **To cite this version:**

Laure Kuhfuss. Contrats agro-environnementaux : évaluation et dispositifs innovants en France. Sciences de l'Homme et Société. 2013. Français. NNT : . tel-02810223

HAL Id: tel-02810223
https://hal.inrae.fr/tel-02810223

Submitted on 6 Jun 2020

HAL is a multi-disciplinary open access archive for the deposit and dissemination of scientific research documents, whether they are published or not. The documents may come from teaching and research institutions in France or abroad, or from public or private research centers.

L'archive ouverte pluridisciplinaire **HAL**, est destinée au dépôt et à la diffusion de documents scientifiques de niveau recherche, publiés ou non, émanant des établissements d'enseignement et de recherche français ou étrangers, des laboratoires publics ou privés.

Collège Doctoral du Languedoc-Roussillon

THÈSE

Pour obtenir le grade de

Docteur

Délivré par **Université Montpellier 1, Faculté des Sciences Economiques**

Préparée au sein de l'école doctorale d'Economie et Gestion de Montpellier (EDEG)
Et de l'unité de recherche : Laboratoire Montpelliérain d'Economie Théorique et Appliquée (LAMETA)

Spécialité : **Sciences Economiques**

Présentée par **Laure KUHFUSS**

CONTRATS AGRO-ENVIRONNEMENTAUX : EVALUATION ET DISPOSITIFS INNOVANTS EN FRANCE

AGRI-ENVIRONMENTAL CONTRACTS : EVALUATION AND INNOVATIVE DESIGNS IN FRANCE

Sous la direction de :
Sophie Thoyer, Professeur, Montpellier Supagro
Raphaële Préget, Chargée de recherche, INRA

Soutenue le 20 décembre 2013 devant le jury composé de

Pierre DUPRAZ, Directeur de Recherche, INRA	Rapporteur (*Président*)
Nick HANLEY, Professeur, Université de Stirling	Rapporteur
Sylvain ROUSSET, Economiste, OCDE	Examinateur
Marie SCHILL, Ingénieur IPEF, DRAAF LR	Examinatrice
Sophie THOYER, Professeur, Montpellier Supagro	Directrice de thèse
Raphaële PREGET, Chargée de recherche, INRA	Co-directrice de thèse

UM1 Université Montpellier 1

« La faculté n'entend donner aucune approbation ni improbation aux opinions émises dans cette thèse ; ces opinions doivent être considérées comme propres à leur auteur ».

CONTRATS AGRO-ENVIRONNEMENTAUX : EVALUATION ET DISPOSITIFS INNOVANTS EN FRANCE

Résumé : Les Mesures agro-environnementales territorialisées (MAEt) ont été introduites en France pour la programmation 2007-2013 de la Politique Agricole Commune (PAC). La perspective de la réforme de la PAC offre l'opportunité de proposer des pistes d'amélioration de ces mesures. Cette thèse évalue dans une première partie ce dispositif MAEt avec une attention particulière portée aux enjeux de lutte contre les pollutions de l'eau d'origine agricole. Nous étudions dans le premier chapitre la décentralisation croissante du dispositif agro-environnemental, le ciblage et l'adaptation aux territoires à enjeux prioritaires. Cette analyse est illustrée par les résultats d'une enquête menée à l'échelle nationale auprès des agriculteurs éligibles et des agents responsables de la mise en œuvre des MAEt, avec deux focus sur l'Eure et Loir et le Languedoc-Roussillon. Ces analyses complémentaires nous permettent d'apporter des éléments d'explication au trop faible taux d'adoption des mesures de réduction d'intrants. Dans le deuxième chapitre nous estimons avec des méthodes économétriques d'évaluation des effets de traitement si ces mesures, basées sur une auto-sélection des participants, permettent effectivement de réduire l'utilisation d'herbicides par les viticulteurs engagés dans la région Languedoc-Roussillon. La seconde partie de la thèse propose deux dispositifs innovants qui pourraient améliorer l'acceptabilité des MAE par les agriculteurs. Nous étudions dans le chapitre 3 l'effet de l'introduction d'une dimension collective dans les contrats, par la méthode de modélisation des choix appliquée au cas des viticulteurs du Languedoc Roussillon. Cette dimension collective se concrétise par un 'bonus' monétaire versé à chaque viticulteur engagé à condition qu'un objectif de surfaces engagées soit atteint collectivement. Pour finir, nous analysons dans le chapitre 4 la possibilité d'utiliser des appels à projets pour allouer les contrats agro-environnementaux, sur la base de l'expérience pilote menée par l'Agence de l'Eau Artois-Picardie. Ce mécanisme laisse aux agriculteurs la liberté d'adapter le cahier des charges et les montants des mesures en fonction de leur propre consentement à recevoir.

Mots-clés : Mesures agro-environnementales, pesticides, contrats, effets de traitement, incitations collectives, choice modeling, enchères agro-environnementales.

AGRI-ENVIRONMENTAL CONTRACTS : EVALUATION AND INNOVATIVE DESIGNS IN FRANCE

Abstract: Territorialized agri-environmental measures (MAEt) were introduced in France for the 2007-2013 Common Agricultural Policy program. The forthcoming CAP reform is an opportunity to improve the design of existing agri-environmental schemes. The first part of this thesis assesses this scheme (MAEt), with special attention paid to water pollution issues. In the first chapter we analyse the advantages and limits of the partial decentralization of decision-making in the setting-up of agri-environmental projects and of improved targeting through the identification of eligible priority areas. This analysis is illustrated by the results of a national survey conducted with eligible farmers and agents in charge of the implementation of the scheme and by two case studies conducted in Eure et Loir and Languedoc-Roussillon. These surveys help us to identify the reasons for the too low adoption rates of pesticides reduction measures by farmers. In the second chapter, we estimate the impact of herbicide reduction measures adopted by winegrowers in the Languedoc-Roussillon region using a treatment effects approach. The second part of the thesis proposes two innovative designs aiming at increasing the acceptability of agri-environmental measures by farmers. In chapter 3 we study the introduction of a collective dimension in the contracts. This collective dimension relies on a monetary 'bonus' paid to each farmer who has signed a contract, provided that the proportion of land collectively enrolled in the agri-environmental scheme reaches a predefined threshold. We finally analyse in chapter 4 the possible use of reverse auctions for the allocation of agri-environmental contracts, on the basis of the pilot experiment implemented by the Water Agency in Artois-Picardie. This mechanism enables farmers to adapt the practices they commit to and the payment that they receive to their own willingness to accept.

Key words : Agri-environmental schemes, pesticides, contracts, treatment effects, collective incentives, choice modeling, agri-environmental auctions.

REMERCIEMENTS

Mes premiers remerciements vont à Sophie et Raphaële pour tous leurs conseils qui ont largement contribué à la qualité de mon travail. Travailler avec elles pendant ces trois années a été un réel plaisir, leur expérience et leur rigueur associées à leur motivation et leur convivialité ont fait de nos réunions de travail des moments enrichissants et stimulants. J'espère qu'elles seront encore nombreuses (le projet Coud'Pouce n'est pas fini !).

Je tiens à remercier mes deux rapporteurs Pierre Dupraz et Nick Hanley d'avoir accepté d'évaluer mon travail, ainsi que Sylvain Rousset et Marie Schill qui ont accepté de faire partie de mon jury.

Ma thèse est largement basée sur les données que j'ai pu collecter, merci à toutes les personnes qui y ont contribué :

Merci au projet Coud'Pouce qui m'a permis de réaliser toutes ces enquêtes. Merci à Florence Jacquet qui nous a ouvert les portes de son projet POSPY.

Merci à la DRAAF Languedoc-Roussillon, en particulier Marie Schill qui a toujours répondu à mes nombreuses questions et sollicitations et qui m'a permis d'entrer dans le réseau de l'agro-environnement. Merci aussi à Anne Pariente de la DREAL, pour son aide dans l'enquête Languedoc-Roussillon, et Christine Villa (DRAAF) pour ses retours sur notre travail.

Merci au BATA du Ministère de l'agriculture (en particulier Héloise Choquel et Emilie Cavaillès) pour notre partenariat lors de l'enquête nationale.

Merci aux conseillers des chambres départementales d'agriculture de l'Aude (Emmanuel Rouchaud), du Gard (Alice Jouneau et Jacques Oustric), de l'Hérault (Roland Calac et Laurent Gourdon) et des Pyrénées-Orientales (Christel Alengry), qui m'ont aidé à mieux comprendre la viticulture (et les viticulteurs) et qui ont accepté de participer à l'enquête de choice modeling.

Merci à Jean-Marc Rousselle pour sa gestion de la mise en ligne des différents questionnaires (et pour sa patience !).

Merci à tous les agents, animateurs et agriculteurs qui ont répondu à et/ou relayé ces multiples questionnaires. Je remercie plus spécialement les animateurs des territoires à enjeu eau du Languedoc-Roussillon pour la confiance qu'ils m'ont accordée et leur aide (A. Boscher, M. Comat, J. Druais-Levavasseur, C. Garrel, L. Gaillard, M.D. Gras, P.A. Guérin, L.E. Lecoq, O. Liet, M. Lobre, S. Maret et J. Oustric.), et les viticulteurs de la région qui m'ont accueilli sur leur exploitation ou dans

leur cave coopérative pour répondre à mes questions et m'aider à construire le questionnaire de choice modeling.

Merci à l'Agence de l'Eau Artois-Picardie, en particulier à Marie-Ferréole Menu qui nous a donné l'accès à l'appel à projet Artois-Picardie, et pour son accueil à Douai.

Merci également à toutes les personnes qui, à une occasion ou une autre, m'ont fait des retours sur mon travail et ont contribué à l'améliorer.

De nombreuses personnes ont contribué à ce que ces trois années de thèse se déroulent dans les meilleures conditions :

Merci à Julie de m'avoir transmis ses connaissances en économétrie et d'avoir participé à mon encadrement pour le chapitre 2, mais aussi pour toutes les parties de volley (entre autres) que l'on a partagées.

Merci à tous les membres du LAMETA pour leur accueil, pour les séminaires, les groupes de travail, les goûters d'anniversaire et de noël. Je remercie également tous les 'habitants' du bâtiment 26 avec qui j'ai partagé mes pauses, mes repas et autres moments de convivialité. Merci à l'équipe de la documentation, spécialement à Laurent (je 'like' le groupe 'agri-environmental contracts and auctions'). Merci à ceux avec qui j'ai partagé mon bureau (tout particulièrement Julia et Patrice) de m'avoir supportée ☺.

J'aimerais également remercier Sébastien Loubier et Sylvie Morardet, qui m'ont donné le goût de la recherche et Hélène Rey-Valette qui a été mon moteur pour ma candidature à cette thèse. Sans eux je ne me serais sans doute jamais lancée.

Et surtout, un grand merci à Julia, Léa, Mathieu, Pauline, Sophie, Solenn, Agathe, Estelle et tous les autres, qui m'ont accompagnés pendant une partie ou l'ensemble de ces 3 années : à toutes nos sorties à la plage ou dans les bars et paillotes pour papoter, rire et décompresser !

Pour finir, merci à mes amis et à ma famille pour leur soutien. Et bien sûr merci à Clément : à nos escapades proches ou (très) lointaines, qui permettent de redémarrer avec entrain le lundi matin.

SOMMAIRE

Introduction générale 1

Partie 1 13

Evaluation du dispositif actuel : les Mesures Agro-Environnementales territorialisées 13

Chapitre 1 **..... 15**

Le dispositif des MAEt pour l'enjeu eau : Une fausse bonne idée ? 15

1. Introduction 15

2. Les défis de la mise en œuvre des contrats agro-environnementaux 17

2.1. Etablir le cahier des charges environnemental 18

2.2. Etablir la rémunération du contrat 19

2.3. Limiter les coûts organisationnels et les coûts de transaction du contrat 21

3. Les MAEt : un dispositif innovant pour répondre aux défis de la construction des contrats agro-environnementaux 23

3.1. Décentraliser la construction des contrats et faire participer les parties prenantes 23

3.2. Cibler les zones prioritaires et renforcer l'adaptation des mesures aux enjeux spécifiques 24

3.3. Donner plus de flexibilité aux contrats 28

4. Quel bilan de la mise en œuvre de ce dispositif sur les territoires à enjeu eau ? Retours des parties prenantes et des agriculteurs éligibles aux MAEt. 31

4.1. Terrains d'étude et méthodes d'enquête 32

4.2. Un taux d'adoption décevant et une appréciation globalement mitigée 40

4.3. Des mesures encore insuffisamment attractives pour les agriculteurs 44

4.4. Une décentralisation et un ciblage affaiblis par un manque de consensus sur les objectifs et la stratégie de mise en œuvre des MAEt 48

5. Conclusion 50

Chapitre 2 **..... 53**

Mesure de l'impact des MAEt sur les pratiques des agriculteurs 53

1. Introduction..... 53
2. Les herbicides en viticulture : quelles MAEt en Languedoc-Roussillon ?..... 56
3. Cadre de l'analyse empirique..... 59
   - 3.1. Le problème de l'évaluation..... 59
   - 3.2. Stratégies d'identification de l'impact et estimateurs..... 62
   - 3.3. Données utilisées 70
4. Impact des MAEt sur l'utilisation d'herbicides par les viticulteurs du Languedoc-Roussillon.. 75
   - 4.1. Déterminants de l'adoption de MAEt pour la réduction des herbicides 75
   - 4.2. Caractéristiques observables des traités et futurs-traités 76
   - 4.3. Résultat de l'estimation de l'impact sous l'hypothèse d'expérience naturelle 77
   - 4.4. Stratégies d'identification alternatives 78
5. L'impact des MAEt dans le temps : amélioration des pratiques et effets d'anticipation 82
   - 5.1. Amélioration dans le temps des pratiques sous contrat MAEt ?..... 82
   - 5.2. Des changements de pratiques anticipés par rapport à la date de contractualisation ? . 84
6. Conclusion 88

Partie 2 91

Propositions de dispositifs agro-environnementaux innovants 91

Chapitre 3 **..... 93**

Préférences individuelles et incitations collectives : quels contrats agro-environnementaux pour la réduction des herbicides par les viticulteurs ? 93

1. Introduction..... 93
2. Adoption des mesures agro-environnementales et dynamiques collectives 96
3. La méthode du choice modeling..... 100
   - 3.1. Choix de la méthode..... 100
   - 3.2. Principes généraux 101

3.3. Le modèle logit conditionnel 102
3.4. Modèle logit à classes latentes 104
4. La mise en œuvre du choice modeling 105
4.1. La construction de l'expérience de choix 107
4.2. Diffusion du questionnaire et échantillon interrogé 113
5. Résultats 115
5.1. Les modèles logit conditionnels 115
5.2. Le modèle logit à classes latentes 120
5.3. Les consentements à recevoir 125
5.4. Simulations de mesures avec bonus 127
5.5. Analyse des surfaces engagées 129
6. Discussion et limites 133
6.1. Représentativité de l'échantillon 133
6.2. Définition de la notion de territoire 136
7. Conclusion 137

***Chapitre 4* 141**

Les Enchères Agro-environnementales, étude du cas de l'appel à projets Artois Picardie 141

1. Introduction 141
2. Spécificités des enchères agro-environnementales et intérêts pour l'attribution des contrats agro-environnementaux 144
2.1. Caractéristiques des enchères agro-environnementales 144
2.2. Intérêt par rapport aux paiements à prix fixe 147
3. Perception des enchères agro-environnementales 149
4. L'exemple de l'appel à projets *Couvert herbacé* de l'Agence de l'eau Artois-Picardie 154
4.1. Contexte et principe général 154
4.2. Quelques enseignements issus de l'expérience Artois-Picardie 158
5. Conclusion 179

Conclusion générale 183

Bibliographie 189

Annexes 203

Annexe 1 : Liste des sigles 205

Annexe 2 : Extrait du questionnaire Eure et Loir, partie MAEt 207

Annexe 3 : Balancing test, comparaison du groupe des traités (2010) au groupe de contrôle (2012) 211

Annexe 4 : Questionnaire de choice modeling 217

Annexe 5 : Test de compréhension du questionnaire de choice modeling utilisé pendant les focus groups et l'enquête pilote 233

Annexe 6 : Calcul des IFT Herbicides pour le choice modeling (chapitre 3) 235

Annexe 7 : Test d'Hausman (propriété IIA) 237

Annexe 8 : Dossier de candidature de l'appel à projets Artois-Picardie 241

Liste des figures

Figure 1 : Intérêt et objectif de l'intervention publique en fonction de l'intensité de l'agriculture et de la qualité des terres (d'après Hodge, 2007). 2

Figure 2 : Outils d'intervention en fonction du niveau de référence environnemental (d'après Hodge, 2000)..... 3

Figure 3 : Concentration totale en pesticides dans les cours d'eau (à gauche) et dans les eaux souterraines (à droite) en France en 2011 (*source : site internet du service statistique du ministère du développement durable*) 6

Figure 4 : Schéma récapitulatif des étapes de la mise en œuvre des MAEt sur un territoire 26

Figure 5 : Système de production principal des agriculteurs situés sur des territoires à enjeu eau ayant répondu à l'enquête web nationale (Fréquence ; Pourcentage) 34

Figure 6 : Localisation du département d'Eure et Loir et zones à enjeux agro-environnementaux (source : DIREN Centre)..... 35

Figure 7 : Carte des territoires MAEt en Languedoc-Roussillon *(Source : DRAAF LR, 2012)*..... 38

Figure 8 : Intérêts des MAEt recensés par les agriculteurs des territoires à enjeu eau (*Source : enquête nationale)* 44

Figure 9 : Opinion des agriculteurs d'Eure et Loir sur les facteurs de non adoption des MAEt 47

Figure 10 : Opinion des animateurs à enjeu DCE sur les facteurs ayant constitué des freins à la réussite des MAEt sur leur territoire (*Source : enquête nationale)* 47

Figure 11 : Raisons de non-engagement des agriculteurs situés sur des territoires à enjeu eau (*Source : enquête nationale, agriculteurs n'ayant pas contractualisé uniquement)* 47

Figure 12 : Ouverture progressive des territoires de la région 58

Figure 13 : Représentation graphique du biais temporel 61

Figure 14 : Représentation graphique du biais de sélection..... 62

Figure 15 : Mesure de l'impact en situation d'expérience naturelle 65

Figure 16 : Densité des scores de propension dans le groupe de contrôle et le groupe des traités 79

Figure 17 : Distribution de l'impact mesuré par appariement avec les 2 voisins les plus proches sur la base des scores de propension 81

Figure 18 : Evolution dans le temps de l'IFT herbicides moyen des traités et du groupe de contrôle. 83

Figure 19 : Importance de la viticulture en Languedoc Roussillon 94

Figure 20 : Un exemple de carte de choix 113

Figure 21 : Effets d'interaction entre les variables herbicides et tache 117

Figure 22 : Effets d'interaction entre les variables herbicides et accompagnement 118

Figure 23 : Effets d'interaction entre les variables bonus et accompagnement 118

Figure 24 : Effets d'interaction entre les variables bonus et confiance 118

Figure 25 : Probabilité d'adoption d'une mesure de réduction de 60% des herbicides 129

Figure 26 : Opinion des animateurs et agents de l'Etat (259 répondants) sur les avantages et limites des enchères AE (*source : enquête nationale 2013*) 152

Figure 27 : Opinion des animateurs et agents de l'Etat (259 répondants) sur la mise en œuvre d'appels à projets agro-environnementaux (*source : enquête nationale*) 153

Figure 28 : Zones à enjeu eau du bassin hydro-géographique Artois-Picardie (source : Agence de l'Eau Artois-Picardie) 155

Figure 29 : Distribution des scores des offres reçues par l'Agence de l'Eau en 2010 163

Figure 30 : Distribution des scores des offres reçues par l'Agence de l'Eau en 2011 163

Figure 31 : Simulation de la distribution des offres selon la notation additive, $score^{+}$, sur la base des offres reçues par l'Agence de l'Eau Artois-Picardie en 2010 165

Figure 32 : Simulation de la distribution des offres selon la notation multiplicative, $score^{x}$, sur la base des offres reçues par l'Agence de l'Eau Artois-Picardie en 2010 165

Figure 33 : Distribution des scores des offres reçues par l'Agence de l'Eau en 2012 168

Figure 34 : Distribution des scores des offres reçues par l'Agence de l'Eau en 2013 170

Figure 35 : Plaquette de communication sur l'appel à projets Artois-Picardie "Création et entretien de couverts herbacés", version 2010-2011 à gauche, 2012 à droite (source : Agence de l'Eau Artois-Picardie). 174

Figure 36 : Comparaison des offres refusées en 2010 avec les offres acceptées en 2011 176

Liste des tableaux

Tableau 1 : Répartition des réponses aux questionnaires web animateurs et agriculteurs concernant des territoires à enjeu eau en fonction de leur région d'appartenance 34

Tableau 2: Récapitulatif des enquêtes mobilisées pour l'analyse du dispositif MAEt sur les territoires à enjeu eau 39

Tableau 3 : Taux de contractualisation, en pourcentage de la surface éligible et en pourcentage des exploitations éligibles, des MAEt de réduction de l'utilisation de produits phytosanitaires sur les territoires à enjeu eau en 2011 (*Source : Solagro 2013*) 41

Tableau 4 : MAEt adoptées en Eure et Loir sur les territoires à enjeu eau - 2009 41

Tableau 5 : Engagements unitaires composant les MAEt de réduction d'intrants auxquelles les agriculteurs ont souscrit et leur objectif de résultat, exprimé en pourcentage de l'IFT de référence à réduire ou en UN. 42

Tableau 6 : Notes de satisfaction données par les agriculteurs et animateurs (note sur 100) (*Source : Enquête nationale et enquête Languedoc-Roussillon)* 43

Tableau 7 : Types d'engagements contractualisés par les agriculteurs sur les territoires à enjeu eau du Languedoc Roussillon (source : DRAAF LR, CRAE du 25 mars 2013) 57

Tableau 8 : Nombre d'observations en fonction de la date d'ouverture de leur territoire et de leur date d'engagement 71

Tableau 9 : Engagement contractualisés par les viticulteurs de l'échantillon 73

Tableau 10: Statistiques descriptives de l'échantillon et comparaison aux viticulteurs de la région Languedoc-Roussillon 74

Tableau 11 : IFT herbicides moyens 2009-2012 de notre échantillon en fonction de l'année d'engagement 74

Tableau 12 : Estimation des déterminants de l'adoption des MAEt par une régression probit 75

Tableau 13 : Test d'égalité des moyennes (traités vs. contrôles) 77

Tableau 14: Résultats de l'estimation de l'impact de *T* sur l'IFT herbicides, sous l'hypothèse d'expérience naturelle 78

Tableau 15 : Résultats des estimations sous l'hypothèse de sélection sur les observables (régression linéaire avec variables de contrôle) 80

Tableau 16 : Résultats des estimations sous l'hypothèse de sélection sur les observables (estimateurs de matching) 80

Tableau 17 : Estimation de $\Delta 2012TT$ par OLS et comparaison à $\Delta 2011TT$ 83

Tableau 18 : Variation d'IFT herbicides entre 2011 et 2012 en moyenne dans le groupe des traités et le groupe de contrôle 83

Tableau 19: Définition des traitements envisagés pour tester l'hypothèse d'anticipation des viticulteurs engagés en 2011 85

Tableau 20 : Comparaison des viticulteurs engagés en 2010 aux viticulteurs engagés en 2011, sur la base de leurs caractéristiques en 2010. 86

Tableau 21 : Résultats de l'estimation de l'impact des différents traitements Ta, Tb et Tc sur l'IFT 2011 des viticulteurs traités 87

Tableau 22 : Coût total du montant des MAEt des viticulteurs de notre échantillon 90

Tableau 23: Calendrier de mise en oeuvre du choice modeling 106

Tableau 24 : Les attributs et leurs niveaux retenus à l'issu des focus groups. 109

Tableau 25 : Design utilisé dans l'enquête de choice experiment 112

Tableau 26 : Statistiques descriptives de l'échantillon interrogé 114

Tableau 27 : Estimations des modèles logit conditionnels (CL) 116

Tableau 28 : principales caractéristiques des groupes issus de la classification ascendante hiérarchique (seules les caractéristiques significativement différentes à 1% sont rapportées) 122

Tableau 29 : Critères de sélection du modèle 123

Tableau 30 : estimations du modèle logit conditionnel 1 (CL) et du modèle logit à 3 classes latentes 124

Tableau 31 : consentements à recevoir marginaux (€/ha/an) 126

Tableau 32 : Consentements à recevoir pour les mesures proposées et montants des mesures actuelles (€/ha/an) 128

Tableau 33 : Estimation des modèles One Inflated Beta 132

Tableau 34 : comparaison des caractéristiques des viticulteurs de l'échantillon avec celles des viticulteurs de la région (données recensement agricole 2010) 135

Tableau 35 : Corrélation entre territoire considéré pertinent pour l'application des mesures et confiance dans l'atteinte du seuil de 50% des surfaces engagées..... 136

Tableau 36 : Corrélation entre territoire considéré pertinent pour l'application des mesures et choix systématique du statu quo dans les cartes de choix..... 137

Tableau 37 : Nombre d'offres reçues et retenues au cours des 4 sessions 2010, 2011, 2012 et 2013 de l'enchère..... 157

Tableau 38 : Simulation de la performance des systèmes de notation sur la base des données 2010, budget exact..... 166

Tableau 39 : Simulation de la performance des systèmes de notation sur la base des données 2011, budget exact..... 167

Tableau 40 : performance des systèmes de notation sur la base des données 2012..... 169

Tableau 41 : performance des systèmes de notation sur la base des données 2013..... 170

Tableau 42 : Performance des 3 sessions d'enchère 2010, 2011, 2012 et 2013 171

Tableau 43: Moyenne des notes technique et géographique et du montant demandé dans les offres reçues et acceptées par l'Agence de l'Eau en 2010, 2011, 2012 et 2013, pondérées par les surfaces des offres..... 175

Tableau 44 : Simulation des résultats du dispositif MAEt (MAEt 1) avec un budget équivalent aux enchères, sous l'hypothèse d'adoption des MAEt par les agriculteurs au montant proposé 178

Tableau 45 : Simulation des résultats du dispositif MAEt (MAEt 2) avec un budget équivalent aux enchères, sous l'hypothèse d'adoption des MAEt par les agriculteurs au montant proposé 178

Introduction générale

La prise en compte des enjeux environnementaux liés à l'agriculture est une préoccupation croissante pour la société, qui s'est traduite depuis le milieu des années 1980 par la mise en place, dans le cadre de la Politique Agricole Commune (PAC) européenne de dispositifs agro-environnementaux pour encourager le maintien et l'adoption par les agriculteurs de pratiques plus respectueuses des écosystèmes et moins polluantes. Le principal outil mobilisé a été celui des Mesures Agro-Environnementales (MAE) basées sur des contrats entre agriculteurs et Etat dans lesquels les agriculteurs volontaires s'engagent à respecter un cahier des charges (imposant des contraintes sur les choix de pratiques ou sur les systèmes de culture) en contrepartie d'un paiement compensant leurs coûts additionnels et leur éventuel manque à gagner. La programmation 2007-2013 de la PAC a été l'occasion pour la France d'introduire le système des Mesures Agro-environnementales territorialisées (MAEt), qui se distinguent des MAE classiques par leur ciblage sur des territoires prioritaires et leur mode d'élaboration, plus décentralisé et donc théoriquement mieux adapté aux besoins et aux spécificités des territoires auxquelles elles s'appliquent.

L'objectif de cette thèse est d'une part de proposer une évaluation de ce dispositif et d'autre part d'analyser des dispositifs innovants visant à améliorer leur performance dans l'atteinte de leurs objectifs environnementaux. La thèse se focalise sur les mesures proposées sur les territoires à enjeu eau, et ayant pour objectif la réduction de l'utilisation de pesticides par les agriculteurs. Cependant, plusieurs des analyses proposées peuvent s'étendre à des mesures agro-environnementales ciblant d'autres enjeux.

Il est important avant tout de discuter du choix des contrats incitatifs comme outil d'intervention. Nous présenterons ensuite brièvement la mise en œuvre des paiements agro-environnementaux en Europe et les enjeux liés à la qualité de l'eau en France. Pour finir, nous présenterons plus en détail les problématiques abordées dans la thèse.

Pourquoi des paiements agro-environnementaux ?

L'interaction entre la production agricole et l'environnement est complexe et hétérogène, selon le type d'agriculture pratiqué (type de production, intensité des pratiques agricoles), la localisation de l'exploitation agricole ou les conditions climatiques par exemple. Ainsi, l'agriculture a des impacts positifs sur l'environnement, des externalités positives, comme l'entretien du paysage, le maintien d'activités économiques en milieu rural, la protection de la biodiversité, mais elle a également des

impacts négatifs, des externalités négatives, comme par exemple la pollution diffuse par les nitrates et les pesticides.

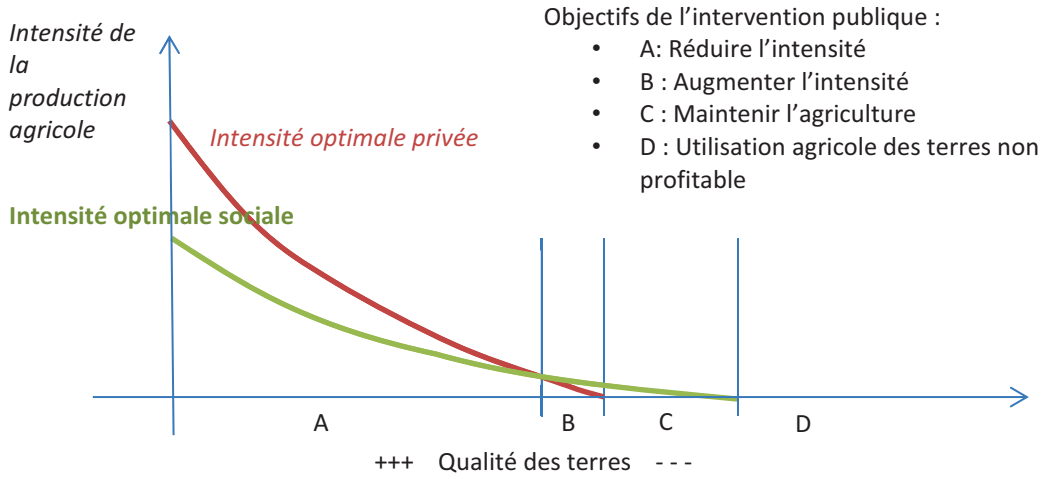


Figure 1 : Intérêt et objectif de l'intervention publique en fonction de l'intensité de l'agriculture et de la qualité des terres (d'après Hodge, 2007).

La Figure 1 montre qu'en fonction de la qualité des terres, l'intensité optimale de production pour l'agriculteur (intensité privée), qui est celle qui maximise ses revenus, peut être en contradiction avec l'intensité optimale de l'agriculture pour la société, qui prend en compte les externalités positives ou négatives. Ainsi, sur les meilleures terres, l'intensité de production optimale pour les agriculteurs est supérieure à l'intensité qui serait optimale pour la société (zone A). C'est le cas où les externalités produites par l'agriculture sont globalement négatives. Au contraire, sur les terres moins productives, l'intensité de la production agricole peut être inférieure au niveau optimal pour la société (zone B), c'est le cas par exemple lorsqu'il faut maintenir un niveau minimum de pâturage pour lutter contre les feux de forêt ou entretenir certains paysages patrimoniaux. Dans un cas plus extrême (zone C), la production agricole sur certaines terres de faible qualité n'est pas profitable d'un point de vue privé, mais le maintien de l'agriculture pourrait bénéficier à la société. Ainsi, les politiques agro-environnementales peuvent avoir des objectifs différents, soit maintenir un niveau minimum d'intensité agricole dans certaines zones, soit réduire l'intensité de l'agriculture (Hodge, 2007). Or, les externalités produites sont des productions jointes de services (ou d'externalités négatives) qui ont des caractéristiques de biens publics ('maux' publics). Il n'existe par conséquence pas de marché pour ces services environnementaux produits par l'agriculture. C'est cette défaillance de marché qui justifie l'intervention de l'Etat, lorsque ces services sont sous-produits ou que les externalités négatives sont sur-produites.

Le choix de payer des agriculteurs par le biais de programmes agro-environnementaux est plus évident dans le cas où ces paiements rémunèrent ou compensent l'adoption volontaire de pratiques

coûteuses, productrices d'externalités positives. Cela relève des paiements pour services environnementaux qui reposent sur le principe de la participation volontaire (*provider gets*) (Hanley *et al.,* 1998a).

Cependant, la réduction des externalités négatives peut relever de la mobilisation d'outils réglementaires ou d'incitations négatives comme les taxes, voire de négociations entre victimes de la pollution et pollueurs. Si ces outils sont mobilisés, ce sont les agriculteurs qui supportent les coûts liés à la réduction de la pollution ou de son impact sur l'environnement. Mais, la pollution diffuse agricole a une dimension spatiale et temporelle, et dépend d'éléments aléatoires comme le climat, ce qui la rend difficilement modélisable. Il est donc difficile de mesurer la contribution de chaque pollueur à la pollution globale observée et de mettre en place des outils directs comme la taxation par unité de pollution émise. Ce type d'outil est donc rarement mobilisé dans le cas de l'agriculture et les agriculteurs sont généralement payés pour réduire leurs externalités négatives.

La notion d'externalité positive ou négative dépend de plus largement du niveau de qualité environnementale qui est utilisé comme référence. En effet, dès lors que les pratiques de l'agriculteur permettent d'atteindre une qualité environnementale au-delà du niveau de référence, alors, on peut considérer que l'agriculteur est producteur de services environnementaux (Figure 2), et cela justifie qu'il soit payé, pour atteindre un objectif de qualité environnemental souhaité.

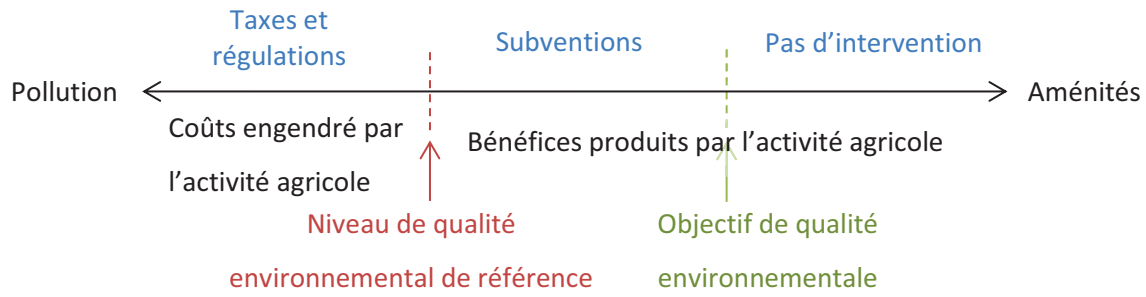


Figure 2 : Outils d'intervention en fonction du niveau de référence environnemental (d'après Hodge, 2000).

De fait, le niveau de la régulation en œuvre est considéré comme le niveau de référence. C'est par exemple l'interdiction de mise sur le marché et d'utilisation de certaines molécules de pesticides, ou en Europe depuis l'introduction de la conditionnalité des aides, les bonnes conditions agricoles et environnementales (BCAE). Une augmentation du niveau de régulation augmenterait de manière automatique la qualité environnementale, tout en réduisant les dépenses publiques (Hodge, 2013). Mais cela augmenterait également le coût supporté par les agriculteurs pour respecter ce seuil réglementaire. De ce fait, la définition du niveau de régulation est largement politique et dépend également du contexte social et économique.

Actuellement, les droits de propriété foncière sont définis de telle manière qu'ils permettent aux agriculteurs d'avoir les pratiques qui maximisent leur profit, sans prendre en compte les externalités positives ou négatives de leur production (Hodge 2000). Le niveau de référence défini par la réglementation est relativement bas, et la société doit donc compenser les agriculteurs pour l'adoption de pratiques pro-environnementales qui ont un impact négatif sur leur profit. Ainsi, la réduction de la pression polluante par les agriculteurs est assimilée à la production d'un service environnemental, ce qui justifie l'existence de paiements par le biais de programmes agro-environnementaux.

Les paiements agro-environnementaux en Europe

L'émergence des mesures agro-environnementales (MAE) rémunérant les agriculteurs pour la production de services environnementaux a plusieurs origines en Europe : d'une part, une prise de conscience générale de l'impact de l'intensification de l'agriculture sur l'environnement pendant les années 1980 et, d'autre part, à la même période, l'augmentation des revendications des concurrents commerciaux de l'Europe sur les marchés agricoles internationaux, via l'Organisation Mondiale du Commerce, qui a remis fortement en question les soutiens aux marchés accusés d'effets distorsifs sur les prix mondiaux (Hanley *et al.*, 1999 ; Hodge, 2013). L'Europe souhaitant maintenir les aides à l'agriculture au titre de sa multifonctionnalité, les MAE ont été introduites dans la PAC lors de la réforme Mac Sharry de 1992. Depuis la réforme Agenda 2000, les États membres ont l'obligation de les inclure dans leur programme de développement rural. Elles restent bien entendu facultatives pour les exploitants. Ces MAE reposent sur un engagement contractuel de 5 à 7 ans, d'agriculteurs volontaires qui adoptent ou maintiennent des pratiques pro-environnementales allant au-delà des exigences réglementaires, définies par les bonnes conditions agricoles et environnementales. La décision de la Commission européenne de payer ces mesures sur la base de la surface engagée et de manière à compenser exactement les agriculteurs des coûts liés au changement de pratiques imposé, permet aux MAE d'être conformes aux accords de l'OMC issus du cycle d'Uruguay (boite verte) (Dupraz et Pech, 2007).

Ces mesures sont cofinancées, d'une part, par le Fonds Européen Agricole pour le Développement Rural (FEADER), et d'autre part, par des financements nationaux (Etat, collectivités ou Agences de l'Eau par exemple). La France dispose d'une enveloppe pour la période 2007-2013 de 4 milliards d'euros de fonds du FEADER pour le financement de l'axe 2 dédié à l'amélioration de l'environnement et de l'espace rural. Au sein de cet axe, les MAE bénéficient d'une part significative des financements avec 1,8 milliards d'euros (Ministère de l'agriculture, 2011).

L'enjeu eau en France

La pollution des cours d'eau et des nappes est un enjeu sanitaire et environnemental majeur : de leur qualité dépendent à la fois l'alimentation en eau potable de la population et le bon fonctionnement des écosystèmes. Les pesticides et les fertilisants utilisés par l'agriculture sont deux sources importantes de contamination de ces milieux. Mais les pesticides n'ont pas seulement des conséquences sur la qualité des ressources en eau, ils impactent également la santé des agriculteurs qui les épandent. La multiplication des engagements relatifs à la protection des ressources en eau reflète la préoccupation croissante de la société pour cette problématique. A la politique de l'eau française (loi sur l'eau de 1992), s'ajoutent les engagements liés aux directives européennes comme la Directive Nitrates de 1991 qui cible la pollution des eaux par les nitrates d'origine agricole. La plus récente de ces directives, la Directive Cadre européenne sur l'Eau (DCE) de 2000 reprend et harmonise l'ensemble des directives pré-existantes et a donné lieu en France à la Loi sur l'Eau et les Milieux Aquatiques (LEMA) en 2006. Elle fixe comme objectif, sous peine de sanctions financières, l'atteinte du bon état des milieux aquatiques d'ici 2015, avec dérogation possible pour 2021 ou au plus tard 2027. Ce bon état est évalué par l'état chimique des masses d'eau en regard des normes européennes et leur état écologique est apprécié selon des critères biologiques. Ainsi, la Commission européenne a déjà poursuivi la France devant la Cour de justice de l'Union Européenne plusieurs fois, en 2007 puis en 2012, pour la pollution par les nitrates de sources d'eau potable en Bretagne[1]. Concernant les pesticides, malgré l'interdiction de certaines molécules particulièrement toxiques et polluantes, de nombreux cours d'eau et nappes sont toujours contaminés (Encadré 1). Lors du Grenelle de l'Environnement en 2007, le gouvernement, les professionnels et les représentants de la société civile se sont engagés à ce que l'utilisation de pesticides soit réduite de moitié en France d'ici 2018, si possible. Le plan d'action mis en œuvre pour l'atteinte de cet objectif, et piloté par le Ministère de l'agriculture, de l'agroalimentaire et de la forêt, est appelé le plan Ecophyto. Le Grenelle a également abouti à la désignation de 500 captages d'eau potable, parmi les plus menacés par les pollutions diffuses, notamment les nitrates et les produits phytosanitaires, qui doivent faire l'objet d'un programme d'action en priorité pour la réduction des pollutions d'origine agricole et non agricole.

Le dispositif MAEt est ainsi ciblé, en ce qui concerne l'enjeu de qualité de l'eau, sur ces captages Grenelle et sur les bassins versants prioritaires vis-à-vis de la DCE, c'est-à-dire ceux où le risque de non-atteinte du bon état des eaux est le plus important. Au 31 décembre 2011, plus de 16 600 exploitants étaient engagées dans cette démarche, tous enjeux confondus, représentant une surface

[1] En 2007, l'Etat français a obtenu la suspension de la saisine, mais a été condamné, sans sanctions financières, en 2012.

contractualisée de près de 500 000 ha pour environ 119 millions d'euros de FEADER payés (rapport annuel d'exécution 2011 du PDRH, site du ministère de l'agriculture)[2].

Encadré 1 : Etat des lieux de la contamination des eaux par les pesticides en France

(Source des données : site internet du service statistique du ministère du développement durable[3])

Dans le cadre de la directive cadre sur l'eau (DCE), 2 552 points de mesure de la qualité des cours d'eau et 1 862 points de surveillance des eaux souterraines sont l'objet d'un suivi régulier de plus de 500 pesticides différents. Les moyennes annuelles des concentrations mesurées sont comparées aux seuils en vigueur pour la production et la distribution de l'eau potable. La concentration de chaque pesticide ne doit ainsi pas dépasser 0,1 µg/l dans l'eau distribuée, le total devant rester en deçà de 0,5 µg/l. Une eau brute dont la concentration totale en pesticides dépasse 5 µg/l ne pourra pas servir à produire de l'eau potable, car au-delà de ce seuil les traitements pour rendre l'eau potable ne sont plus possibles.

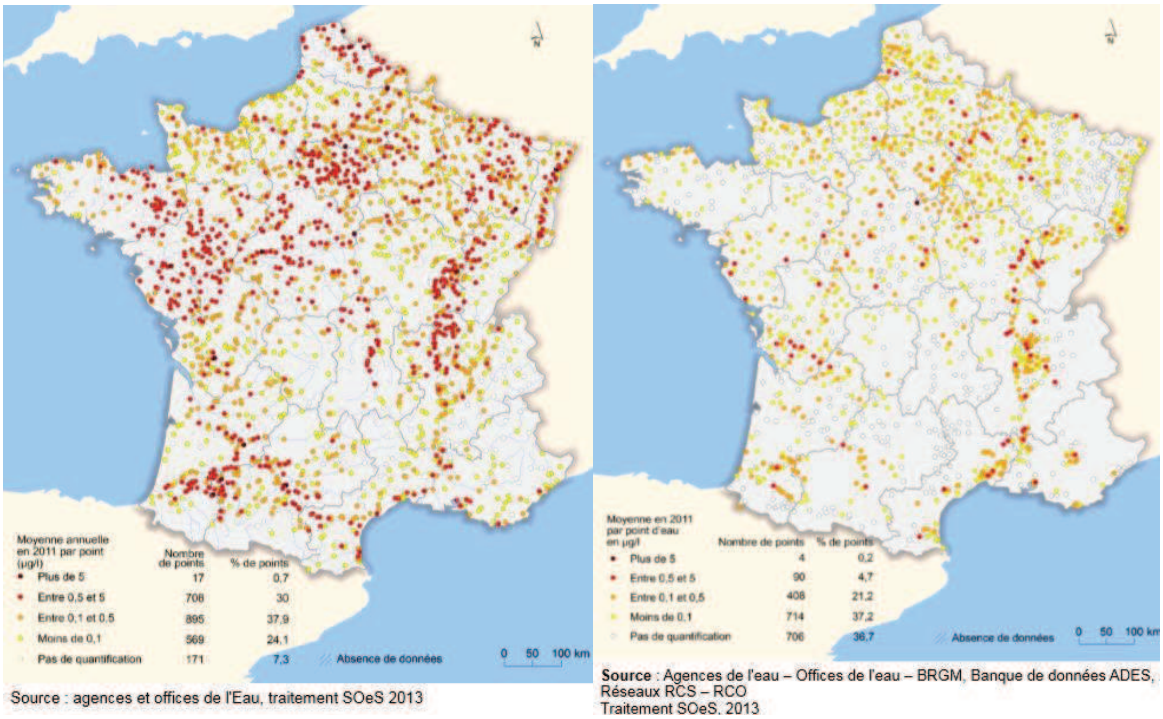


Figure 3 : Concentration totale en pesticides dans les cours d'eau (à gauche) et dans les eaux souterraines (à droite) en France en 2011 (*source : site internet du service statistique du ministère du développement durable*)

La Figure 3 montre que dans les eaux de surfaces, seulement 7% des points sont exempts de contamination par les pesticides (ils sont localisés dans les zones d'agriculture peu intensives comme

[2] Ce rapport ne précise pas la répartition par enjeu, mais environ un tiers des surfaces contractualisées en MAEt sont situées sur des territoires à enjeu eau.

[3] *http://www.statistiques.developpement-durable.gouv.fr/*

l'Auvergne). Il faut noter que pour les pesticides il existe un seuil minimal de concentration en dessous duquel il est techniquement impossible de détecter leur présence. Près de 70 % des points présentent des concentrations moyennes annuelles en pesticides inférieures à 0,5 µg/l. Les points au-delà de ce seuil se situent dans les régions céréalières, de maïsiculture ou de viticulture, notamment dans le bassin parisien, en Adour-Garonne et le long du Rhône. Les 17 points présentant une moyenne annuelle supérieure à 5 µg/l, se situent dans les zones de grande culture du nord de la France, du bassin parisien et du sud-ouest.

En ce qui concerne les eaux souterraines, en 2011, la Figure 3 montre que des pesticides ont été décelés sur 63 % des points de mesure. 37 % des points suivis présentent des concentrations inférieures à 0,1 µg/l. La majorité des points de suivi présentent des concentrations satisfaisantes pour une distribution dans les réseaux d'eau potable, mais proches du seuil de 0,5 µg/l. Les 94 points présentant des concentrations en pesticides nécessitant des traitements de l'eau ou empêchant son utilisation même après traitement se situent, tout comme les cours d'eau contaminés, dans le Nord de la France, le long du Rhône, en Poitou-Charentes et en Adour-Garonne.

Problématiques de la thèse

Deux principaux constats motivent les problématiques abordées dans la thèse :

- **Nous arrivons maintenant à la fin de la programmation 2007-2013, et la PAC est en pleine réforme.** Un budget important a été alloué aux MAEt pendant la période 2007-2013, et justifie de fait un bilan des actions menées. La prochaine PAC est encore en pleine négociation à Bruxelles, et les états membres commencent à construire leurs prochains programmes de développement rural. Le verdissement de la PAC pour 2014-2020 accentue l'importance donnée aux enjeux environnementaux liés à l'agriculture. C'est donc l'occasion d'envisager et de proposer d'autres types de dispositifs, mais avec la contrainte d'un budget général en baisse (moins 12 % par rapport à la programmation 2007-2013). La question de l'efficience des programmes est donc d'autant plus forte dans les propositions qui peuvent être faites.
- **La participation des agriculteurs aux mesures proposées est insuffisante.** Comme nous le verrons dans le chapitre 1, les taux de contractualisation des mesures de réduction de la pollution diffuse agricole sont insuffisants, en particulier dans les zones où l'agriculture est la plus intensive. Certains auteurs expliquent que la conception des dispositifs agro-environnementaux ne permet pas d'atteindre leurs objectifs car ils supposent que le choix de

participation des agriculteurs est uniquement basé sur un calcul de maximisation de profit, alors qu'il peut aussi être basé sur d'autres motivations (Sheeder et Lynne, 2011). Un deuxième objectif de la thèse est donc de proposer des dispositifs qui prennent en compte d'autres motivations des agriculteurs, comme leurs motivations intrinsèques (leurs habitudes, leurs convictions ou leurs croyances) et/ou l'influence de la société sur leur choix, en particulier celle des autres agriculteurs. L'ensemble de ces motivations vont influencer le consentement à recevoir (CAR) des agriculteurs. Ainsi, une solution serait de baser le paiement des mesures sur le CAR des agriculteurs et non pas uniquement sur leur coût d'opportunité.

La première question qui découle de ces constats est : le système d'incitation monétaire sur lequel sont basées les MAEt permet-il l'adoption de pratiques plus respectueuses de l'environnement par les agriculteurs ? La première partie de la thèse est ainsi consacrée à l'évaluation du dispositif MAEt. Les résultats de cette partie montrent que les mesures proposées peuvent effectivement favoriser l'adoption de pratiques plus respectueuses de l'environnement chez les participants, mais que ceux-ci sont trop peu nombreux. Ainsi, la deuxième question est : comment améliorer les taux de contractualisation des MAE par les agriculteurs, de manière à atteindre l'objectif environnemental ? C'est-à-dire, comment améliorer l'efficacité du dispositif ? En particulier, vu le second constat, peut-on mobiliser certaines motivations intrinsèques et sociales des agriculteurs pour augmenter leur participation au dispositif ?

L'ensemble de la thèse repose sur une **approche empirique**. L'ensemble des bases de données utilisées a été construit au cours de la thèse. Elles concernent à la fois des observations issues de cas d'études originaux ou des observations collectées par le biais d'enquêtes de préférences déclarées, et combinent des données qualitatives et quantitatives. Ainsi, les analyses économétriques conduites sur les données quantitatives sont enrichies par les données qualitatives dont nous disposons.

La thèse est structurée en deux parties, chacune comprenant deux chapitres relativement indépendants bien que complémentaires.

La **première partie** est consacrée à une évaluation du dispositif MAEt. L'évaluation des MAE est une question régulièrement abordée lors des évaluations des programmes de développement ruraux : lors de l'évaluation *ex post* du Programme de Développement Rural Hexagonal (PDRN), et lors de l'évaluation *ex ante* puis *in itinere* du PDRH, un focus particulier a été donné à ces mesures. Cette première partie de la thèse entend apporter des premiers éléments d'analyse des MAEt, mais elle teste également des méthodes innovantes d'évaluation, d'une part par la consultation à large échelle des responsables de la mise en œuvre des MAEt et des agriculteurs eux-mêmes, et d'autre part, par

l'utilisation d'une stratégie originale pour mesurer l'impact de ces mesures sur les pratiques des agriculteurs.

Le chapitre 1 présente tout d'abord le dispositif MAEt et en quoi il répond à certaines des difficultés liées à la mise en œuvre des contrats agro-environnementaux dans un contexte d'asymétrie d'information. Puis, nous proposons une évaluation du dispositif basée sur une concertation des parties prenantes, pour expliquer le faible taux d'adoption des mesures de réduction des pesticides observé dans certaines régions. Cette question est abordée par le biais de trois enquêtes complémentaires auprès de 462 agriculteurs et de 183 acteurs de la mise en œuvre du dispositif sur les territoires à enjeu eau, la première dans le département d'Eure et Loir, la deuxième en Languedoc-Roussillon et la troisième à l'échelle nationale, dans lesquelles les répondants sont interrogés sur leur perception du dispositif. Elles permettent notamment de mettre en évidence ses points forts et ses limites.

Cette analyse qualitative est complétée dans le **chapitre 2** par une mesure quantitative de l'impact des MAEt sur les pratiques des agriculteurs, basée sur des données quantitatives pluriannuelles recueillies auprès d'animateurs de territoires à enjeu eau. Le cas étudié est celui des mesures de réduction des herbicides adoptées par les viticulteurs de la région Languedoc-Roussillon. La mise en œuvre progressive du dispositif MAEt dans la région constitue une expérience naturelle qui nous permet de mesurer avec précision l'impact des MAEt contractualisées sur l'utilisation d'herbicides par les viticulteurs. Elle nous permet d'évaluer dans quelle mesure le dispositif a effectivement eu, pour ce cas d'étude, un impact sur les pratiques des agriculteurs.

La **seconde partie**, motivée par les résultats de la première partie, propose deux dispositifs innovants très différents mais qui se basent tous les deux sur la prise en compte, non pas des coûts induits par l'adoption des pratiques comme préconisé par la commission européenne, mais du réel consentement à recevoir des agriculteurs. L'idée sous-jacente est que, si les mesures sont basées sur le consentement à recevoir des agriculteurs, qui peut être fonction de leurs motivations intrinsèques et sociales, elles seraient plus acceptables. Cela contribuerait donc à améliorer les taux de participation aux MAE. Nous analysons donc successivement deux dispositifs différents dans les chapitres 3 et 4.

Dans le **chapitre 3**, nous proposons une modification du design des contrats agro-environnementaux, dans l'optique d'améliorer les taux de participation des agriculteurs. En particulier, nous nous appuyons sur les résultats obtenus dans le champ de l'économie comportementale pour proposer l'introduction d'une dimension collective dans les contrats. Cette dernière contribuerait ainsi à renforcer l'approche territoriale introduite dans les MAEt. Nous cherchons à savoir si cette

dimension collective, en prenant en compte les motivations sociales des agriculteurs, pourrait effectivement améliorer l'efficacité des MAE. Pour cela nous mobilisons des modèles de choix discrets que nous appliquons aux données de choix de contrats de 317 viticulteurs de la région Languedoc-Roussillon, collectées au cours d'une enquête de préférences déclarées.

Si le chapitre 3 se focalise sur le design des contrats, le **chapitre 4** cible leur allocation. Ainsi, le mécanisme d'allocation proposé dans ce chapitre est celui des appels à projets agro-environnementaux. Ce mode d'allocation est déjà répandu dans les pays anglo-saxons, mais la première expérience d'enchère en France est très récente. Elle a été lancée en 2010 par l'Agence de l'Eau Artois-Picardie pour la conversion en prairie de parcelles situées à proximité de masses d'eaux vulnérables. C'est cette expérience, à laquelle nous avons eu la chance de participer, que nous présentons dans le chapitre 4. Si les appels à projets permettent également de baser les paiements des MAE sur les consentements à recevoir des agriculteurs, cette approche est très différente de celle du chapitre 3 puisqu'elle repose sur la mise en concurrence des agriculteurs. Cependant, la liberté laissée aux agriculteurs pour la définition du cahier des charges et du montant est un aspect séduisant de ce mécanisme, car il permet à l'agriculteur d'être force de proposition, d'adapter les mesures aux contraintes et potentialités de son exploitation et d'ajuster le montant demandé à son consentement à recevoir réel. Cela pourrait permettre à des agriculteurs pour qui les contrats proposés ne sont pas adaptés de participer. L'expérience de l'Agence de l'Eau Artois Picardie représente donc une opportunité unique d'analyser le fonctionnement d'un appel à projets en conditions réelles en France, et d'avoir une idée de son acceptation et de sa perception.

La seconde partie de la thèse analyse donc deux alternatives contrastantes pour améliorer les performances du dispositif. Enfin, la conclusion générale de la thèse est l'occasion de croiser et de discuter les résultats obtenus dans les différents chapitres.

Cette thèse est fondée sur des partenariats étroits avec le Bureau des Actions Territoriales et Agro-environnementales (BATA) du ministère de l'agriculture, la Direction Régionale de l'Alimentation, de l'Agriculture et de la Forêt (DRAAF) du Languedoc Roussillon, les Chambres Départementales d'Agriculture de l'Aude, du Gard, de l'Hérault et des Pyrénées-Orientales, l'ensemble des animateurs des territoires à enjeu eau de la région Languedoc-Roussillon et l'Agence de l'Eau Artois-Picardie. Elle s'inscrit également dans deux projets de recherche, le projet Coud'Pouce[4] (COmportement et Usage Des pesticides : POUr des Contrats Environnementaux innovants) et le projet POPSY[5] (Systèmes de

[4] Le projet Coud'Pouce est financé par l'ONEMA dans le cadre de l'appel à projets de recherche 2011 du programme « Changer les pratiques agricoles pour préserver les services écosystémiques », en appui à la mise en œuvre de l'axe 3 du Plan Ecophyto 2018.

[5] Programme ANR Systerra (ANR 08-STRA 12)

production de grande culture, environnement, politiques publiques). Mon souhait est donc que cette thèse contribue à la fois aux réflexions qui sont menées par ces partenaires dans le cadre de la réforme de la PAC, et aux questions de recherche portées par ces deux projets.

Partie 1

Evaluation du dispositif actuel : les Mesures Agro-Environnementales territorialisées

CHAPITRE 1

LE DISPOSITIF DES MAET POUR L'ENJEU EAU : UNE FAUSSE BONNE IDEE ?[6]

1. Introduction

L'évaluation du dispositif agro-environnemental proposé dans le Programme de Développement Rural National (PDRN)[7], transposition nationale française du Règlement de Développement Rural européen pour la période 2000-2006, a conclu à sa trop faible efficacité et à la nécessité de son amélioration. On distinguait pendant cette programmation deux types de mesures agro-environnementales (MAE) : d'une part des mesures généralistes nationales telles que la prime à l'herbe, et d'autre part des mesures régionalisées, les Contrats Territoriaux d'Exploitation, remplacés en 2003 par les Contrats d'Agriculture Durable. Ces mesures régionalisées étaient basées sur un projet d'exploitation durable, dans lequel un agriculteur était invité à adopter pour une période de 5 années les mesures les mieux adaptées à son exploitation parmi un 'menu' de mesures unitaires définies à l'échelle nationale, et recevait en contrepartie une prime annuelle destinée à accompagner financièrement la mutation globale de son exploitation.

Selon l'évaluation ex-post du PDRN (Ministère de l'agriculture, 2008 ; Barbut, 2009 ; Baschet, 2009), le dispositif agro-environnemental en place n'a eu qu'un effet limité sur les problèmes environnementaux liés aux pratiques agricoles, en particulier les excès de fertilisations et les traitements phytosanitaires (Chabé-Ferret et Subervie, 2013). Ce constat en France fait écho à des conclusions similaires formulées à l'échelle européenne par la Commission européenne à partir des évaluations fournies par les Etats membres (Commission Européenne, 2005). L'Europe a donc fait des recommandations, dans le Règlement de Développement Rural 2 destiné à la programmation 2007-2013, pour améliorer le bilan coût-efficacité environnementale de son dispositif agro-environnemental : ajuster les contrats aux spécificités locales, mieux cibler et concentrer les aides sur les zones vulnérables, et être plus sélectif dans le choix des contractants.

[6] Ce chapitre est une version modifiée et complétée de l'article : « Kuhfuss, L., Jacquet, F., Préget, R., & Thoyer, S. (2012). Le dispositif des MAEt pour l'enjeu eau : une fausse bonne idée ? Revue d'Etudes en Agriculture et Environnement/Review of Agricultural and Environmental Studies, 93(4), 395–422. »

[7] L'annexe 1 liste et explicite l'ensemble des sigles utilisés dans ce chapitre.

Ces constatations et ces recommandations ont donc mené à revoir en profondeur le système des MAE pour le Programme de Développement Rural Hexagonal (PDRH) de la période 2007-2013. On distingue désormais trois niveaux de mesures : en plus des mesures nationales et régionales, qui reprennent pour partie le dispositif antérieur du PDRN, ont été introduites des MAE territorialisées, sous l'acronyme MAEt. Ces MAEt reprennent le format de contrats volontaires de 5 ans souscrits par des agriculteurs sur des parcelles « éligibles », pour lesquelles ils s'engagent à mettre en œuvre des pratiques agricoles favorables à l'environnement et dont le cahier des charges va au-delà des exigences de la conditionnalité, en contrepartie d'une rémunération annuelle. Tout comme les autres dispositifs MAE, elles sont cofinancées : une part du financement vient de l'Europe par le FEADER (fonds européen agricole pour le développement rural qui finance le 2ème pilier de la PAC), l'autre part doit être financée par des fonds nationaux. La part provenant du FEADER est inclue dans l'enveloppe régionale attribuée par le Ministère de l'Agriculture à chaque région. Celles-ci, sous l'autorité du préfet de région, choisissent les montants alloués à chacune des mesures régionales et aux MAEt, lors de la définition de leur Document Régional de Développement Rural (DRDR), déclinaison en région du PDRH (Figure 4). Les mesures concernant l'eau sont généralement cofinancées par l'Agence de l'eau du bassin hydrographique, mais elles sont parfois cofinancées par des collectivités territoriales.

Le dispositif est désormais conçu de façon à concentrer les moyens sur des zones à enjeu prioritaire, principalement les enjeux qualité de l'eau (enjeu « eau ») et conservation de la biodiversité (enjeu « biodiversité »). En outre, pour améliorer l'adéquation des cahiers des charges aux caractéristiques locales et le processus de sélection des agriculteurs, les MAEt sont construites et portées par des opérateurs locaux, sur la base d'un diagnostic technico-économique conduit à l'échelle du territoire (Ministère de l'agriculture, 2006, 2011). Cet opérateur est aussi chargé de l'animation du dispositif en communiquant auprès des agriculteurs, en les accompagnant dans le montage des dossiers et éventuellement en leur fournissant une aide technique. Cependant, si le dispositif « MAEt » français est cité comme exemple de réussite pour l'introduction du ciblage territorial par le rapport de la Cour des comptes européenne sur l'aide agro-environnementale, il n'en reste pas moins qu'un de ses points faibles est, comme nous le verrons dans le paragraphe 4.2, le taux de participation trop limité des agriculteurs aux mesures de réduction de la pression polluante sur la ressource en eau dans les zones d'agriculture intensive (Cour des comptes européenne 2011).

L'objectif de ce chapitre est de présenter de manière synthétique les caractéristiques de ces nouvelles MAEt qui ont été introduites de manière à améliorer le ratio gain environnemental - coût du dispositif agro-environnemental français. Nous nous concentrerons sur les MAEt de réduction d'intrants, dans les zones à enjeu eau. En effet, la diminution de la pollution de l'eau par les nitrates

et les pesticides est un enjeu majeur pour lequel des engagements de résultat ont été pris par la France dans le cadre de la Directive européenne sur l'eau (DCE) à l'horizon 2015 d'une part et par le plan Ecophyto 2018 du Grenelle de l'environnement d'autre part. Toutefois, l'analyse du dispositif MAEt français nécessite au préalable une description détaillée de la procédure de construction des contrats, qui s'inscrit dans un cadre relativement complexe. Puis, notre analyse empirique se limitera à une évaluation qualitative du dispositif MAEt dans ce chapitre, une analyse quantitative de l'impact des MAEt sur les pratiques des agriculteurs étant proposée dans le chapitre 2.

Ainsi, dans une première partie de ce chapitre, nous décrivons les sources d'inefficacités des contrats agro-environnementaux identifiées par la littérature théorique d'une part et par les évaluateurs d'autre part, ainsi que les innovations institutionnelles mises en place dans le dispositif MAEt pour y répondre. Nous concentrons notre analyse sur le problème des asymétries d'information entre agriculteurs et autorité publique, en mobilisant la théorie des contrats et les modèles principal-agent. Nous complétons notre analyse dans une deuxième partie par l'analyse des résultats de plusieurs enquêtes complémentaires d'évaluation qualitative du dispositif MAEt menées à différentes échelles : une échelle nationale, puis un focus sur deux régions contrastantes, le Languedoc Roussillon, première région viticole française (Agreste 2011b) et le département d'Eure et Loir, premier département producteur de céréales de métropole (Agreste 2011a). Malgré leurs orientations agricoles différentes, ces deux zones font face à un enjeu environnemental commun: la pollution des ressources en eau par les pesticides, et en particulier les herbicides d'origine agricole. Ces enquêtes fournissent des éléments de réponse sur les facteurs socio-économiques et comportementaux pouvant expliquer les faibles taux de contractualisation observés. Cette double analyse qualitative du dispositif institutionnel, d'abord théorique puis empirique à partir d'enquêtes de terrain, nous permet de formuler en conclusion de ce chapitre des premières recommandations pour une révision du dispositif agro-environnemental à l'aube de la réforme prévue pour la Politique agricole commune de 2013-2020.

2. Les défis de la mise en œuvre des contrats agro-environnementaux

L'établissement de contrats agro-environnementaux représente un défi intéressant car ils cumulent de nombreuses difficultés théoriques et pratiques, déjà bien documentées dans la littérature sur les contrats en général, mais qui se révèlent particulièrement compliquées à résoudre dans le cas des pratiques agricoles. Les enjeux sont à la fois d'établir un cahier des charges sur les pratiques agricoles qui permette d'atteindre l'objectif environnemental visé au moindre coût, de proposer une rémunération qui soit la plus proche possible du consentement à recevoir des agriculteurs, et de

s'assurer, une fois le contrat signé, que le cahier des charges est respecté (Moxey *et al.*, 1999; Ozanne *et al.*, 2001).

Cette section est l'occasion de présenter une revue de cette littérature en distinguant trois dimensions : l'établissement du cahier des charges, l'établissement de la rémunération du contrat et la prise en compte des coûts organisationnels et des coûts de transaction des contrats. Nous nous concentrons sur les enjeux de la pollution de l'eau, qui, du fait des engagements d'atteinte de bon état des masses d'eau à l'horizon 2015, pris dans le cadre de la Directive européenne sur l'eau (DCE), sont un des éléments clé de la politique agro-environnementale française.

2.1. Etablir le cahier des charges environnemental

L'élaboration des cahiers des charges agro-environnementaux suppose d'identifier les changements de pratiques qui auront un impact notable sur l'amélioration de l'environnement. C'est particulièrement difficile dans le cas des pollutions diffuses, la dynamique des polluants dans les milieux étant complexe et spécifique aux caractéristiques locales et le lien entre pratiques d'utilisation d'intrants et pollution des milieux étant difficile à établir. Dans la plupart des cas, la puissance publique détient l'expertise nécessaire mais les agriculteurs ont aussi une connaissance approfondie des contraintes liées à leur système d'exploitation, de la nature de leurs parcelles et des pratiques qu'ils sont le plus susceptibles de maîtriser. Les contrats agro-environnementaux sont ainsi soumis à une forte asymétrie d'information entre les agriculteurs, les 'agents' dans le cadre de la théorie des contrats, et l'Etat, le 'principal', qui construit les termes du contrat et s'assure qu'ils sont respectés. De fait, comme l'information détenue par les agriculteurs n'est pas partagée avec les représentants de l'Etat, cela ne permet pas de construire des mesures ajustées, et ceci d'autant plus que, l'Europe imposant des règles strictes pour s'assurer que les contrats sont respectés, les Etats membres sont incités à préférer des cahiers des charges relativement uniformisés, la standardisation leur permettant ainsi de simplifier et réduire les coûts de contrôle.

Par exemple, le semis de cultures intermédiaires pièges à nitrates (CIPAN), pour réduire les lessivages qui augmentent les taux de nitrates dans les eaux en sortie d'hiver, est une mesure qui peut être efficace mais qui impose des contraintes fortes aux exploitants installés dans des régions relativement sèches, comme le Lauragais. En effet, dans ces zones, ces cultures intermédiaires puisent trop dans la réserve utile des sols en sortie d'hiver et compromettent les semis de printemps. De telles mesures y rencontrent donc une forte résistance, alors que d'autres solutions plus adaptées au contexte local pourraient être proposées par les agriculteurs eux-mêmes.

2.2. Etablir la rémunération du contrat

Le second défi pour la mise en œuvre de contrats agro-environnementaux consiste à définir la rémunération du contrat. Or, là encore, l'Etat se heurte à une forte asymétrie d'information. En effet, les agriculteurs sont en général mieux informés que le principal sur les coûts associés à l'adoption des pratiques (coûts de mise en conformité) stipulées dans le cahier des charges du contrat. Ils n'ont pas intérêt à révéler cette information à l'Etat, afin de pouvoir le cas échéant obtenir des contrats qui leur sont plus avantageux et bénéficier ainsi d'une rente informationnelle (Thoyer et Saïd, 2007). Ainsi, chaque agriculteur connaît relativement bien ses propres pratiques de fertilisation et d'usage des pesticides. Il est en revanche beaucoup plus difficile pour l'Etat de mesurer ces coûts au cas par cas, à moins de mettre en place une évaluation individuelle forcément coûteuse. Cependant, malgré ces difficultés, l'ambition affichée par l'Europe dans l'article 39 du règlement de développement rural (RDR), est d'établir des paiements agro-environnementaux qui « couvrent les coûts supplémentaires et la perte de revenus dus aux engagements pris; le cas échéant, ils peuvent également couvrir les coûts induits[8] ».

De fait, comme il est impossible d'estimer précisément et pour chaque agriculteur ces coûts, la grande majorité des programmes agro-environnementaux utilise un prix forfaitaire fondé sur une estimation des moyennes de surcoûts et/ou pertes de revenus engendrés par les mesures inscrites dans le cahier des charges du contrat. Or, les exploitations agricoles pouvant être hétérogènes au sein d'une région pour un même type de culture, l'utilisation d'un paiement forfaitaire introduit de facto trois problèmes : la surcompensation, l'effet d'aubaine, et dans certains cas, la sélection adverse.

La surcompensation

Les agriculteurs dont le coût de mise en conformité est en réalité inférieur au montant du paiement proposé dans ces contrats dits « à prix fixe » sont surcompensés, ce qui est contraire aux dispositions prévues dans le RDR. Cette rente informationnelle captée par les agriculteurs induit alors une inefficacité budgétaire (Ferraro, 2008).

L'effet d'aubaine

Les agriculteurs dont les pratiques respectent déjà le cahier des charges et qui signent le contrat bénéficient d'une rémunération sans avoir à fournir d'effort supplémentaire. Cette aubaine peut certes les inciter à maintenir leurs pratiques mais ne fournit pas de service environnemental

[8] L'accès à certaines mesures est conditionné au suivi de formations ou à la réalisation d'un diagnostic agro-environnemental. Ces coûts induits sont également dédommagés.

additionnel (Khanna et Ando, 2009 ; Said et Thoyer, 2009). Il s'agit d'un effet d'aubaine pur s'il s'avère que ces agriculteurs auraient respecté le cahier des charges de la MAEt même s'ils n'avaient pas contractualisé (l'analyse des effets d'aubaine est abordée dans le chapitre 2). Ici la surcompensation est maximale puisque les coûts additionnels liés à la contractualisation de la MAEt sont nuls pour l'agriculteur. L'effet d'aubaine peut ainsi être analysé comme un cas extrême de surcompensation.

La sélection adverse

Le risque de sélection adverse consiste à ne pas être capable d'identifier les agriculteurs susceptibles de fournir le plus grand bénéfice environnemental au moindre coût. En effet, la sélection des agriculteurs dans le dispositif MAE antérieur se faisait non pas sur le critère de leur contribution potentielle aux services environnementaux, mais sur la base de leurs coûts de fourniture de ces services. Ce dispositif entraine des problèmes d'*incentive compatibility,* qui ont été analysés par Quillérou et Fraser (2010) dans le cas de la politique agro-environnementale anglaise (*Conservation Stewardship Scheme*). Dans leurs travaux, Quillérou et Fraser montrent que les contrats à prix fixes sélectionnent les agriculteurs ayant un consentement à recevoir inférieur à ce prix (c'est la contrainte de participation). Ce dispositif permet de révéler une partie de l'information concernant les coûts d'adoption des pratiques par les agriculteurs, mais, puisque rien ne garantit que les coûts soient corrélés à la production de bénéfices environnementaux, il ne permet pas d'obtenir d'information sur la réelle contribution des agriculteurs à l'objectif environnemental visé par le décideur. On peut ainsi observer un phénomène de sélection adverse, les agriculteurs engagés dans les MAEt n'étant pas forcément ceux capables de fournir le service environnemental recherché au moindre coût. Ce problème existe aussi entre parcelles au sein de l'exploitation agricole : un agriculteur est susceptible d'engager ses parcelles de plus pauvre qualité agricole ou les plus difficiles d'accès pour minimiser ses pertes, et non pas les parcelles qui permettraient d'assurer un meilleur service environnemental (Fraser, 2009).

Un dernier enjeu est celui de la cohérence environnementale des contrats. Dans de nombreux cas, il faut atteindre un niveau minimum de réduction des émissions de polluants pour constater un effet notable sur la qualité environnementale. Ce phénomène est bien connu dans le cas de la lutte contre l'eutrophisation où il faut s'assurer de passer en deçà d'une certaine concentration en nitrates et en phosphore dans les masses d'eau pour réduire notablement les risques. Dans un système de contrats volontaires à prix fixe, le montant de rémunération fixé peut être trop faible pour inciter un nombre suffisant d'agriculteurs à s'engager et le seuil minimal, dit effet de seuil, peut ne pas être atteint (Dupraz *et al.,* 2009) induisant donc des dépenses sans gain environnemental. Plus généralement, si

la production de bénéfices environnementaux liée à la contractualisation d'une MAEt suit une courbe convexe, alors, les bénéfices marginaux sont croissants avec le nombre de contractants et les effets sur l'environnement sont cumulatifs (Wätzold and Drechsler, 2002).

2.3. Limiter les coûts organisationnels et les coûts de transaction du contrat

Au-delà des coûts subis par l'agriculteur pour sa mise en conformité avec le contrat et des dépenses budgétaires que représente la rémunération des contractants pour la puissance publique, le coût total des MAE inclut aussi les coûts organisationnels supportés par les deux parties : coûts d'acquisition de l'information et de l'expertise nécessaire, et coûts de gestion et d'administration du contrat (Falconer and Saunders, 2002). Selon McCann *et al.* (2005), ces coûts devraient être pris en compte dans l'analyse des politiques publiques environnementales. En effet, l'existence de ces coûts peut réduire considérablement l'efficacité d'une mesure mise en place, d'une part, en augmentant les dépenses publiques liées à cette mesure et d'autre part, en réduisant son taux d'adoption par les agriculteurs.

Les coûts supportés par la puissance publique incluent le temps de travail des personnels administratifs et techniques dédié à la conception des mesures, à l'information des agriculteurs, au montage et au suivi administratif des dossiers, et aux exigences de contrôle et de poursuite en cas de non-respect du contrat. On comprend dans ces conditions que soient préférés des contrats standards, plus souvent fondés sur des engagements de moyens qui sont moins contestables et moins coûteux à contrôler que les engagements de résultats.

Mettepenningen *et al.* (2009) ont montré que les coûts de transaction supportés par les agriculteurs dans le cadre de contrats agro-environnementaux représentent, en moyenne sur 10 régions européennes dont la Basse-Normandie en France, 14% des coûts totaux de mise en conformité. C'est pour prendre en compte ces coûts que l'Europe permet que les paiements incluent les coûts induits jusqu'à 20% du montant total de la mesure. Les coûts induits pouvant être indemnisés dans les mesures proposées en France sont : le temps passé à chercher et à suivre des formations obligatoires et la réalisation de diagnostics d'exploitation. Mais les coûts de transaction supportés par les agriculteurs vont bien au-delà. Ils se plaignent de manière croissante des charges administratives liées au montage et à l'enregistrement de leurs dossiers et des registres d'information qu'ils doivent tenir à jour pour le contrôle: Christensen *et al.* (2011), Mettepenningen *et al.* (2009) et Ruto et Garrod (2009) mettent en évidence l'influence négative de ces charges sur la décision des agriculteurs à adopter des MAE.

La littérature sur les MAE insiste aussi sur les coûts de transaction liés à l'incertitude, la spécificité des actifs engagés, et la rigidité des contrats. L'incertitude est essentiellement due à la variabilité du

prix des produits agricoles et du prix des intrants qui, associée à des fluctuations de rendements accrues par certaines mesures de réduction d'intrant, induit une variabilité du coût d'opportunité des agriculteurs. L'incertitude est aussi institutionnelle : les changements fréquents du dispositif MAE associés à de nombreux retards de paiement ont ébranlé la confiance des agriculteurs envers leurs institutions. Or la confiance envers l'Etat et envers le dispositif MAE est un des facteurs mis en évidence comme influant dans les choix de contractualisation des agriculteurs (Peerlings et Polman, 2009 ; Ducos et Dupraz, 2007 ; Rousset et Louis, 2012 ; Ducos *et al.,* 2009).

L'engagement d'actifs spécifiques (actifs humains tels que apprentissage de nouvelles techniques ou actifs physiques tel que l'investissement dans du matériel spécifique à la mesure) par l'agriculteur entraîne pour lui un risque de 'hold up', qui devrait l'inciter à éviter la contractualisation des mesures engageant trop d'actifs spécifiques (Ducos et Dupraz, 2007) ou sur des périodes trop courtes ne permettant pas d'amortir les actifs investis. Espinosa-Goded *et al.* (2013) montrent que ces coûts fixes, incluant à la fois des coûts techniques liés à l'adoption de nouvelles pratiques et coûts de transaction (charges administratives, recherche d'informations sur le dispositif) existent et qu'ils influencent effectivement la décision des agriculteurs de participer à un dispositif agro-environnemental. L'Europe remédie à cette situation en prenant en charge une partie importante des investissements dans le matériel spécifique[9].

Une trop grande rigidité du contrat sur la durée ou sur la nature des engagements pris réduit la capacité d'assurance de l'agriculteur face à l'incertitude, limitant ses possibilités de se désengager en cas de changement de contexte (Christensen *et al.,* 2011). Plusieurs études de cas ont d'ailleurs montré que les agriculteurs préfèrent des contrats courts et flexibles (Bougherara et Ducos, 2006 ; Rousset et Louis, 2012 ; Christensen *et al.,* 2011 ; Ruto et Garrod, 2009).

Ces difficultés ne sont pas nouvelles et contribuent à l'évaluation mitigée des dispositifs MAE. Les trois innovations institutionnelles des MAEt de réduction d'intrants telles qu'elles sont proposées en France depuis 2007 cherchent en partie à y répondre. Nous analyserons ainsi successivement : la décentralisation et la participation des parties prenantes pour l'élaboration des contrats (3.1), le ciblage sur des zones prioritaires (3.1) et l'introduction de plus de flexibilité dans les contrats (3.3).

[9] En particulier, en France, par le Plan Végétal Environnement et par le Programme de Modernisation des Bâtiments d'Elevage, tous deux cofinancés dans le cadre du 2eme pilier de la PAC.

3. Les MAEt : un dispositif innovant pour répondre aux défis de la construction des contrats agro-environnementaux

3.1. Décentraliser la construction des contrats et faire participer les parties prenantes

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 Saunders*,* 2002 ; Lacroix *et al.*, 2010). Si elle est associée à la construction de contrats plus ajustés aux caractéristiques locales, elle réduit les effets d'aubaine et la surcompensation. 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).

C'est dans cette perspective que deux décisions ont été prises lors de la mise en place du PDRH: la création des Commissions Régionales Agro-environnementales et la délégation de la gestion des MAEt à des opérateurs agro-environnementaux locaux qui se portent volontaires pour non seulement monter mais aussi animer un projet agro-environnemental. Ces opérateurs sont soit des structures locales liées à la profession agricole (principalement les Chambres d'agriculture), soit des collectivités territoriales qui souhaitent prendre en charge la gestion de leur bassin d'alimentation de captage, et, dans certains cas, des associations ou des structures gestionnaires de l'espace comme les Parcs naturels régionaux. Sur les territoires prioritaires où aucune structure volontaire ne souhaite porter de projet, la Direction départementale des territoires (DDT) ou la Direction régionale de l'environnement, aménagement et logement (DREAL) peuvent être opérateurs.

Pour chaque région française, la Commission Régionale Agro-environnementale, présidée par la Direction régionale de l'agriculture, de l'alimentation et de la forêt (DRAAF) et composée de représentants des principaux acteurs concernés par l'agro-environnement, est chargée de sélectionner et valider les projets agro-environnementaux présentés par les opérateurs. Le montage de ces projets consiste principalement à identifier sur le terrain concerné les mesures les plus pertinentes pour répondre à l'enjeu environnemental local et qui sont susceptibles d'être contractualisées par un nombre suffisant d'agriculteurs (voir section 3.1). Les opérateurs se voient aussi confier un rôle d'animation. En effet, étant chargés de la promotion des MAEt, et étant les interlocuteurs directs des agriculteurs, ce sont souvent eux qui incitent les agriculteurs à se porter candidats, les aident à choisir les parcelles à engager et les accompagnent dans le montage du dossier.

Par leur position charnière entre le principal et les agents, les opérateurs jouent un rôle prépondérant sur l'efficacité du dispositif. Selon nos observations des débats ayant cours lors des Commissions Régionales Agro-environnementales, deux principales stratégies existent parmi les opérateurs. Les organisations professionnelles agricoles conçoivent en général les MAEt comme un outil permettant d'accompagner autant d'agriculteurs que possible vers un changement global de pratiques, moins dommageables pour l'environnement, avec l'objectif à terme de faire évoluer l'ensemble de la profession. Pour cela, ils privilégient, lors du montage du projet agro-environnemental, des mesures relativement peu exigeantes, qui comportent peu de risques pour les agriculteurs, et ils les proposent prioritairement aux agriculteurs qui sont déjà engagés dans une démarche d'amélioration de leurs pratiques. D'autres opérateurs, préoccupés par des objectifs environnementaux de plus court terme, par exemple la reconquête de la qualité des eaux potables ou l'atteinte du bon état des masses d'eau, mettent en place des mesures plus exigeantes en ciblant plutôt les agriculteurs les plus pollueurs, avec le risque concomitant de n'atteindre qu'un faible taux de contractualisation. Ainsi, comme le synthétise L. Méasson (2011), les opérateurs sont partagés entre une recherche d'efficacité sociale (mesures « contractualisables ») et une recherche d'efficacité technique (mesures « exigeantes » en termes de changement de pratiques).

La coexistence de ces deux stratégies traduit un manque de consensus sur l'objectif du dispositif MAEt sur les territoires à enjeu eau et illustre les limites de la décentralisation. Par ailleurs, la multiplication des étapes dans le montage d'un projet agro-environnemental engendre des coûts de coordination élevés (Lacroix *et al.*, 2010), et des charges administratives importantes, qui se traduisent par le fait que, dans certaines régions, de nombreux territoires n'étaient pas encore pourvus de projet en 2011. On ne pouvait donc pas proposer sur ces territoires de contrat MAEt aux agriculteurs qui auraient souhaité s'engager. Le processus de décentralisation et de participation peut donc être à double tranchant : s'il permet une meilleure maîtrise de l'information sur les territoires et les agriculteurs, il peut aussi entraîner des pertes de performance par la lourdeur des procédures et les pertes d'économie d'échelle (Beckmann *et al.,* 2009).

3.2. Cibler les zones prioritaires et renforcer l'adaptation des mesures aux enjeux spécifiques

Comme nous l'avons vu précédemment, l'utilisation d'un contrat 'standard' est inappropriée si celui-ci concerne des exploitations et des enjeux hétérogènes, car face à des caractéristiques individuelles inobservables, ce type de contrat est soumis à un risque de sélection adverse. Les paiements uniformes sont appropriés dans le cas où les agriculteurs sont homogènes dans leurs coûts d'opportunité et leur production de biens environnementaux (Falconer et Saunders, 2002). Les Contrats Territoriaux d'Exploitation et les Contrats d'Agriculture Durable répondaient déjà à cette

problématique en proposant des contrats individuels à chaque exploitation mais, dont les briques unitaires restaient définies à un niveau régional. Le dispositif des MAEt, bien que proposant des mesures adaptées non plus à l'échelle de l'exploitation, mais à l'échelle plus large d'un territoire, va tout de même plus loin dans l'adaptation aux caractéristiques locales en laissant une marge d'adaptation des engagements unitaires les composant à l'échelle de territoires homogènes en termes d'enjeux environnementaux et de pratiques agricoles. La référence à des territoires homogènes est supposée réduire l'hétérogénéité des exploitations soumises à un même contrat standardisé. Cela permet également de segmenter la population des agriculteurs et, en théorie, Canton *et al.* (2009) ont montré que cela permet d'imposer des objectifs environnementaux plus exigeants et de réduire la rente informationnelle des plus performants dans la production de biens environnementaux (ceux qui supportent les coûts les moins importants pour fournir un même effort environnemental), améliorant ainsi globalement l'efficacité du dispositif.

Le dispositif des MAEt, s'il ne remet pas en cause la logique des contrats à prix fixes basé sur la compensation des coûts de mise en conformité, permet en revanche de cibler précisément les zones éligibles et d'assurer que les parcelles sous contrat sont localisées sur les sites où il existe une demande de service environnemental. Or, Van der Horst (2007), a montré que l'efficacité des MAEt peut être améliorée en augmentant les paiements, pour accroître les taux de contractualisation, mais uniquement sur des territoires délimités sur les zones où le rapport coûts-bénéfices des MAE est le plus important. Les MAEt ont ainsi été conçues pour cibler un certain nombre d'enjeux, sur des territoires bien définis : elles ne sont mobilisables que sur les zones d'action prioritaires que sont les sites Natura 2000 et les bassins versants prioritaires définis au titre de la DCE[10] ou du Grenelle, puis également, mais plus rarement, sur des sites à enjeu érosion, paysage, défense contre les incendies. C'est au sein de ces zones que sont délimités les territoires sur lesquels seront mis en place des projets agro-environnementaux.

Afin de renforcer l'adaptation des mesures à ces territoires et leurs enjeux, c'est donc un opérateur local, l'opérateur agro-environnemental, qui porte le projet agro-environnemental du territoire. Ce projet défini un objectif environnemental pour le territoire et propose un plan d'actions. Le dispositif MAEt est un des outils mobilisables dans le cadre de ce plan d'actions. L'opérateur est donc en charge de construire les MAEt qui seront proposées sur son territoire. Pour cela, il dispose dans le PDRH d'un menu d'engagements unitaires (EU) définis à l'échelle nationale par type de couvert. L'opérateur doit choisir parmi ces EU ceux composant les MAEt qu'il proposera aux agriculteurs de son territoire de manière à répondre au mieux aux objectifs et aux enjeux environnementaux fixés

[10] Ces bassins prioritaires sont définis à l'échelle de chaque grand bassin hydrographique sur la base de l'état des lieux du Schéma Directeur d'Aménagement et de Gestion des Eaux (SDAGE).

dans son projet agro-environnemental. Le cahier des charges de la MAEt ainsi définie reprend l'ensemble des cahiers des charges de chacun des EU. Le montant de la compensation est la somme des montants définis préalablement dans le PDRH pour chacun des EU.

La Figure 4 récapitule des différentes étapes préalables à la contractualisation de MAEt par les agriculteurs sur un territoire.

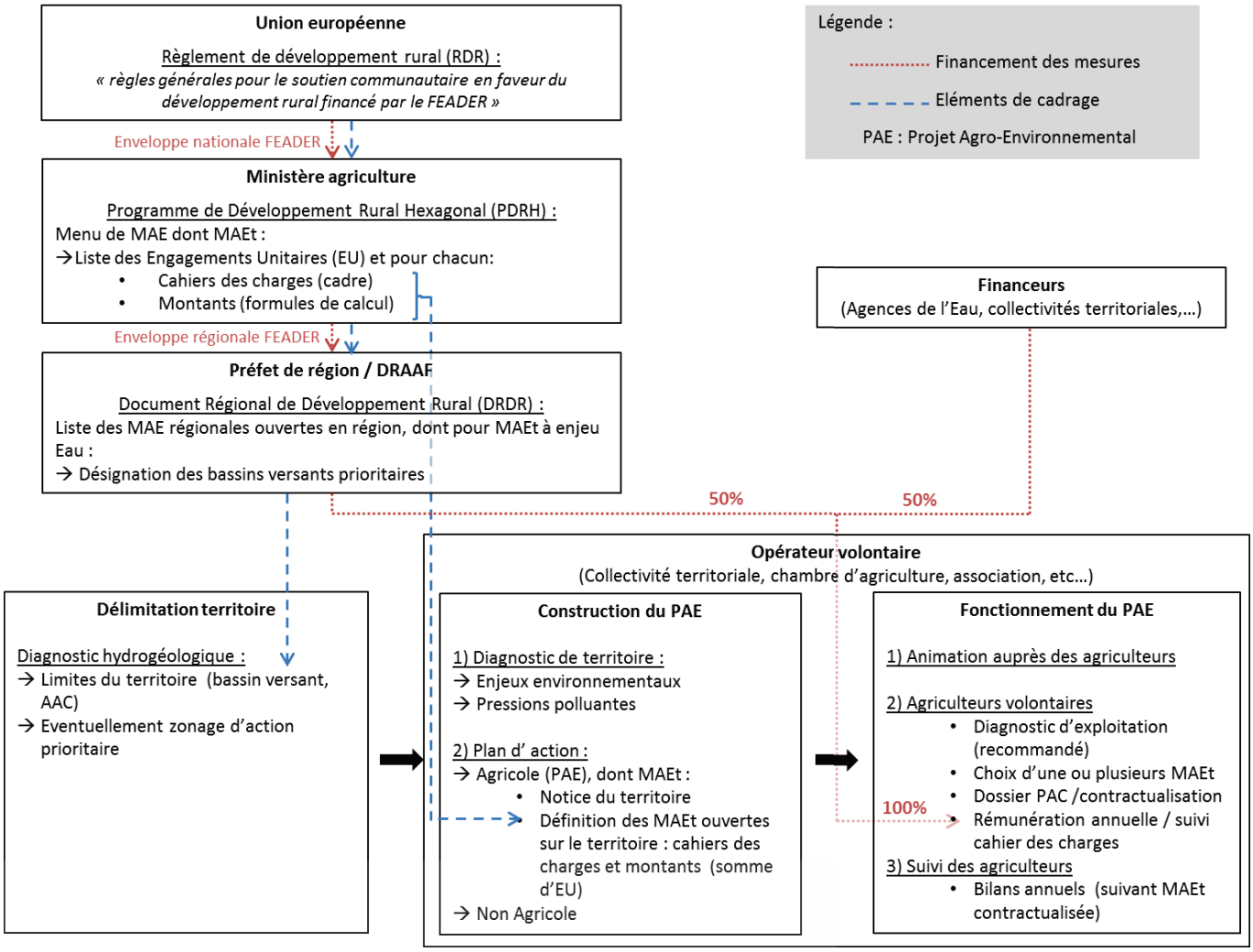


Figure 4 : Schéma récapitulatif des étapes de la mise en œuvre des MAEt sur un territoire

La MAEt ainsi construite peut être partiellement ajustée aux spécificités du territoire pour refléter les différences locales de coûts et de rendements. Ces adaptations, qui restent très cadrées, portent sur les objectifs et sur le montant de chaque engagement unitaire. Selon le type d'adaptations, elles reposent sur des bases de données régionales ou départementales, ou bien même sur expertise locale.

Ainsi, les objectifs peuvent être adaptés en fonction des bonnes pratiques habituelles du territoire et de ses enjeux (encadré 2). Cette adaptation peut porter, par exemple, sur la définition de la part

minimale de la SAU engagée sur laquelle un couvert doit être implanté, la périodicité de réalisation d'une pratique ou la quantité d'intrants à réduire. Les références territoriales utilisées pour les objectifs de réduction d'intrants sont issues des enquêtes « pratiques culturales » conduites en 2006 à l'échelle nationale. De ce fait, elles ne sont représentatives que des pratiques des agriculteurs correspondant aux conditions climatiques de 2006, ce qui a parfois posé problème. Par exemple, en Languedoc Roussillon le niveau d'utilisation d'herbicides servant de référence régional pour la vigne est bien plus faible que les pratiques habituelles. Aucun territoire n'a donc été en mesure de proposer des MAEt de réduction d'intrants car celles-ci auraient été beaucoup trop exigeantes et très peu adoptées. Certains territoires ont néanmoins obtenu, après négociations, une dérogation afin de pouvoir utiliser une référence plus appropriée aux réalités des pratiques de leurs agriculteurs. Ces dérogations étant attribuées au cas par cas, on imagine facilement les coûts engendrés par cette référence mal adaptée[11].

Suivant les objectifs fixés sur le territoire et les caractéristiques de son agriculture, les montants des rémunérations de chaque EU peuvent être adaptés localement (encadré 2). Lorsque des engagements entraînent des manques à gagner, alors ceux-ci sont estimés à partir des marges brutes moyennes de l'assolement moyen, et du montant moyen de l'aide couplée par hectare du territoire.

Les mesures de réduction d'intrants sont déclinées en mesures 'light' et mesures standard, ce qui permet de prendre en compte l'hétérogénéité des exploitations en laissant aux agriculteurs la possibilité de s'auto-sélectionner dans la catégorie de contrat qui correspond à leur type (gros utilisateur d'intrants, faible utilisateur d'intrants) sans besoin de connaître *a priori* leur type. Cela correspond à des '*screening contracts*' qui permettent de réduire la rente informationnelle de l'agriculteur, sans toutefois la supprimer totalement (Canton *et al.,* 2009 ; Ferraro, 2008).

Finalement, l'ensemble des MAEt composées par l'opérateur et qu'il souhaite mobiliser dans le cadre de son projet agro-environnemental est soumis à validation par la Commission Régionale Agro-Environnementale, dans la limite de deux MAEt par type de couvert[12] pour un territoire et une mesure pour chaque type d'élément structurant de l'espace (haies, bosquets). La Commission Régionale doit alors s'assurer de l'adéquation des mesures proposées aux enjeux environnementaux

[11] Rappelons que ces montants doivent être calculés et justifiés sur la base de l'évaluation forfaitaire des coûts moyens d'adoption de l'engagement unitaire. Ils ont été soumis à approbation de la Commission lors de la soumission du PDRH et ne peuvent être révisés sans notification préalable auprès des services communautaires.

[12] Les mesures 'light' correspondant aux mesures standards déjà proposées ne sont pas comptabilisées dans le quota des 2 mesures par type de couvert. Les opérateurs ont également la possibilité d'obtenir une dérogation pour pouvoir ouvrir une troisième MAEt sur un type de couvert si plusieurs sources de pollution diffuse agricole sont présentes sur leur territoire (par exemple, s'ils cumulent les problématiques herbicides, phytosanitaires hors herbicides et nitrates).

du territoire et aux politiques environnementales nationales et européennes. Elle peut être amenée à sélectionner uniquement certains projets auxquels elle attribue les financements européens complétés par ceux des financeurs présents dans la Commission Régionale (Agences de l'eau, collectivités, Etat, autre…). Les critères de sélection peuvent varier d'une région à une autre mais doivent tenir compte, outre les critères cités ci-dessus, de l'existence d' « une volonté collective et une réelle dynamique de souscription » (Ministère de l'agriculture, 2010).

Encadré 2 - Exemple de l'adaptation des EU aux caractéristiques locales : l'engagement FERTI_01

Dans le cadre de cet engagement unitaire, l'agriculteur doit réduire sa fertilisation azotée (N_{agri}) de manière à se situer en dessous de la valeur cible du territoire (N_{cible}) sur les parcelles qu'il engage. La valeur cible (N_{cible}) est fixée à l'échelle de chaque territoire et doit être au maximum égale aux 2/3 de la référence ($N_{réf}$) fixée pour le territoire. Cette référence est également fixée à l'échelle du territoire en fonction des 'bonnes pratiques' (données enquête pratiques culturales 2006) par l'opérateur du territoire et doit être au maximum égale à 210 UN/ha/an (norme pour les zones d'action complémentaire au titre de la directive Nitrates). Il s'engage également à répartir ses apports de fertilisants azotés entre fertilisation minérale et organique de manière à ne pas dépasser le plafond d'apports minéraux défini à l'échelle de chaque territoire. Finalement, sur les parcelles non engagées, il ne doit pas dépasser la valeur de référence du territoire ($N_{réf}$).

La rémunération versée à l'agriculteur est définie de manière à compenser les pertes de rendement, à partir de références unitaires nationales, à hauteur de 3€/unité d'azote économisée/ha, et le coût de l'analyse de la valeur fertilisante à hauteur de 4,70€/ha. On soustrait à ces compensations les coûts évités à l'agriculteur soit 0,66 €/UN économisée pour les fertilisants économisés et le coût d'une heure d'épandage/ha (16,54€/h de main d'œuvre et 14,90 €/h de matériel). On obtient donc la rémunération suivante, adaptée à chaque territoire uniquement en fonction de la valeur de sa référence ($N_{réf}$) et de la cible à atteindre (N_{cible}) :

$R_{Ferti01} = 2{,}34 \times (N_{réf} - N_{cible}) - 26{,}74$ €/ha/an

3.3. Donner plus de flexibilité aux contrats

Améliorer la flexibilité des termes des contrats permet de les rapprocher au mieux des contraintes de chaque agriculteur, mais augmente la complexité des contrôles (Desjeux *et al.,* 2011). En théorie, les MAE peuvent être formulées de deux manières : soit en fixant dans le contrat les pratiques qui

doivent être adoptées par les agriculteurs, on parle alors d'obligation de moyens ; soit en fixant les résultats à atteindre. Selon Matzdorf et Lorenz (2010), les mesures exprimées en termes d'obligation de résultats ont l'avantage d'augmenter la flexibilité pour l'agriculteur, et, en lui laissant le choix de la méthode, d'augmenter son potentiel d'innovation et sa motivation. En revanche, le partage des risques de non atteinte du résultat est déséquilibré en défaveur de l'agriculteur qui doit seul assumer les conséquences de facteurs exogènes limitant ses résultats environnementaux (en particulier les aléas climatiques). Les agriculteurs risquent donc d'être plus réticents à adopter des mesures à obligation de résultats et par conséquent de demander des paiements plus importants (Hodge, 2000).

Les mesures à obligation de résultat induisent également une augmentation de la complexité des contrôles, car elles supposent de pouvoir suivre des indicateurs de résultat directement liés aux pratiques/aux efforts des agriculteurs. Dans le cas des MAEt à enjeu eau, le lien entre les pratiques individuelles des agriculteurs et la qualité de l'eau est presque impossible à établir. Or, selon Gibbons *et al.* (2011), si la mesurabilité du résultat est coûteuse et que l'agriculteur n'a pas plus de connaissance sur l'impact de ses pratiques sur la qualité de l'eau que l'agence, alors l'efficacité d'un paiement sur résultat plutôt que sur moyen n'est pas montrée.

Une telle solution, qui a été adoptée dans le cas de la protection de la biodiversité des pâturages avec le programme « prairies fleuries » (Plantureux et de Sainte Marie, 2010), est plus difficilement envisageable pour l'eau, car d'une part le résultat mesuré, la qualité de l'eau, est souvent obtenu avec un décalage temporel important par rapport aux efforts fournis, et d'autre part il est déterminé par les activités de tous les agents potentiellement pollueurs d'un bassin versant (Gibbons *et al.*, 2011). Il est ainsi difficile de justifier le non-paiement du montant de la mesure agro-environnementale à des agriculteurs qui se seraient engagés à réduire leurs usages de pesticides si les molécules chimiques retrouvées dans l'eau peuvent également provenir du lessivage de pesticides anciennement accumulés dans les sols ou des utilisations abusives des jardiniers amateurs.

A défaut d'indicateurs de résultat sur la qualité de l'eau, les engagements de réduction d'intrants en France fixent dans leur cahier des charges un objectif de résultat en termes de pression polluante mesurée en unités d'azote (UN) pour la fertilisation azotée et par le biais de l'Indicateur de Fréquence de Traitement (IFT) pour les traitements phytosanitaires (voir Encadré 3). L'IFT correspond au « nombre de doses homologuées appliquées sur une parcelle pendant une campagne culturale » (Pingault *et al.,* 2009). Il s'agit donc de fait plus d'un indicateur de pratiques des agriculteurs que d'un indicateur de résultat. Le choix d'une référence territoriale (voir Encadré 3) pour le calcul de l'IFT à atteindre réintroduit la possibilité d'effets d'aubaine, car les agriculteurs déjà faiblement utilisateurs

de pesticides, et qui sont donc sous la moyenne de l'IFT territorial, n'ont pas d'effort de réduction à fournir. Dans ce cas, le paiement ne récompense pas un effort additionnel (qui induirait une amélioration environnementale) mais plutôt un engagement à ne pas intensifier. Ce phénomène est accentué par la coexistence de mesures « light » et de mesures « standard », les premières présentant souvent un cahier des charges très proche des pratiques en cours.

Encadré 3 - Les IFT

En contractualisant une MAEt de réduction d'intrants, l'agriculteur s'engage à réduire l'IFT des parcelles qu'il souscrit d'un certain pourcentage par rapport à l'IFT de référence territorial, et non pas par rapport à celui correspondant à ses propres pratiques.

Les valeurs de référence utilisées sont basées sur les pratiques culturales régionales recensées lors de l'enquête « pratiques culturales » de 2006. Pour chaque culture, un IFT de référence régional est calculé, correspondant au $70^{ème}$ percentile dans la distribution des IFT des parcelles enquêtées.

Ces références sont adaptées à chaque territoire en fonction des cultures présentes et de leurs proportions en surfaces. Ainsi, un territoire dont la SAU est occupée à 40% par la culture X et à 60% par la culture Y, aura un IFT de référence territorial de : $[0,4 . IFT_{réf,X} + 0,6 . IFT_{réf,Y}]$, avec $IFT_{réf,X}$ l'IFT de référence régional de la culture X et $IFT_{réf,Y}$ celui de la culture Y. Les pratiques de références pour un territoire sont donc finalement des pratiques régionales moyennes, ce qui les rend en réalité moins proches des pratiques des territoires.

Deux autres éléments de flexibilité ont été intégrés aux contrats des MAEt de réduction d'intrants : le premier concerne les objectifs, le deuxième les paiements. Ainsi, les objectifs à atteindre pour toutes les MAEt de réduction d'intrants sont formulés en moyenne sur 3 ans. Prenons par exemple le cahier des charges de l'engagement unitaire PHYTO_05 « Réduction progressive du nombre de doses homologuées de traitements phytosanitaires hors herbicides » pour les grandes cultures. Sur les parcelles engagées, l'objectif à atteindre en dernière année est formulé ainsi : « *en année 5, l'IFT moyenné sur les années 3, 4 et 5 doit atteindre au maximum 50% de l'IFT « hors herbicides » de référence du territoire ou l'IFT sur l'année 5 doit atteindre au maximum 50% de l'IFT de référence « hors herbicides » du territoire* ». Ceci permet à l'agriculteur de gérer la variabilité des besoins en traitements phytosanitaires, sans rompre son engagement. En effet, il peut compenser sur deux années les excès d'application qu'il fait sur la troisième année. Ceci dit, cette flexibilité reste strictement encadrée et dépasse très souvent la capacité d'anticipation des agriculteurs. Deux années défavorables peuvent rendre l'objectif inatteignable. Par ailleurs, il est prévu d'adapter les

montants des rémunérations annuelles aux fluctuations des cours des cultures et des intrants. Cette modification des montants des engagements unitaires est possible à la fois pour les mesures à venir et pour les annuités restantes des mesures déjà contractualisées.

Les efforts du nouveau dispositif de MAEt pour décentraliser les décisions sur le contenu des mesures se heurtent cependant à la superposition des niveaux institutionnels entre l'échelle territoriale et l'Europe. En effet, malgré la décentralisation de la gestion des MAEt, celle-ci est soumise au contrôle et à l'approbation de Bruxelles. Les EU doivent être validés par l'Europe, et, lorsque les opérateurs territoriaux se heurtent à des difficultés d'application concrètes des mesures, à cause de caractéristiques particulières de leur territoire par exemple, toute dérogation remonte par l'échelon régional puis national du Ministère de l'Agriculture, pour ensuite être notifié à l'Europe. Il peut ainsi se passer plusieurs mois voire quelques années avant l'obtention d'une dérogation.

De cette analyse du dispositif actuel des MAEt, il ressort que celui-ci comprend d'importantes innovations institutionnelles dans le but d'améliorer l'efficacité du dispositif par rapport à la période précédente, notamment en termes de décentralisation et de ciblage des enjeux, mais que les modalités de leurs mises en œuvre en limite les effets. En effet, les MAEt sont mieux adaptées aux enjeux locaux de chaque territoire et donc augmentent le gain environnemental en s'adressant uniquement aux agriculteurs exploitant les terrains les plus vulnérables parmi les Zones d'Action Prioritaires. En revanche, la principale faiblesse du dispositif constatée à mi-parcours (2010) reste le taux d'adoption très décevant des mesures, notamment celles destinées à l'amélioration de la qualité de l'eau dans la plupart des départements de France.

4. Quel bilan de la mise en œuvre de ce dispositif sur les territoires à enjeu eau ? Retours des parties prenantes et des agriculteurs éligibles aux MAEt.

La suite de ce chapitre apporte des éléments de bilan de la mise en œuvre du dispositif MAEt en mobilisant les réponses des agriculteurs et animateurs à trois enquêtes complémentaires : une enquête nationale et deux enquête plus ciblées, la première sur le département d'Eure et Loir et la seconde en Languedoc Roussillon. Le choix de ces deux terrains d'enquête nous permet d'apporter des éclairages contrastants sur les forces et faiblesses du dispositif MAEt. En effet ces deux zones, malgré un même enjeu de qualité des eaux, sont très différentes : la première est un département de grandes exploitations céréalières quand la deuxième est une région avec une dominance de cultures pérennes (viticulture). L'objectif de ce chapitre n'est cependant pas de comparer la mise en œuvre du dispositif MAEt dans ces deux régions mais plutôt de profiter de leurs différences pour apporter des éléments de bilan complémentaires. Ce bilan sera basé sur la perception du dispositif

par les animateurs et agriculteur situés sur des territoires à enjeu eau. Nous commencerons par une présentation des terrains d'étude et des enquêtes réalisées (§4.1), puis nous analyserons l'appréciation du dispositif par les individus interrogés (§4.2), les motivations des agriculteurs qui ont contractualisé et les arguments de ceux qui ont préféré ne pas s'engager (§4.3). Pour finir, nous verrons que les deux principales réussites du dispositif MAEt sont sa décentralisation et son ciblage mais que cette réussite est affaiblie par un manque de consensus sur ses objectifs et sa stratégie de mise en œuvre (§4.4).

4.1. Terrains d'étude et méthodes d'enquête

4.1.1. Enquête nationale

L'objectif général de cette enquête était de réaliser un bilan du dispositif MAEt sur la base des années écoulées (2007 – 2012) et de dégager des pistes d'évolution du dispositif[13]. L'enquête a été menée via internet, sur la base de deux questionnaires : le premier à destination des animateurs des projets agro-environnementaux et le second à destination des agriculteurs de ces territoires. Elle a permis de collecter leur avis sur les points forts et les limites du dispositif actuel et leurs propositions pour son évolution dans la perspective du prochain programme de développement rural français (pour la période 2014-2020). Les deux questionnaires combinaient des questions fermées permettant de faire ressortir des statistiques, et des questions ouvertes facilitant l'interprétation de ces chiffres.

Le questionnaire animateurs a également été étendu aux agents de l'Etat et autres agences impliqués dans le dispositif MAEt (DRAAF, DREAL, DDT, Agences de l'Eau). Il s'agit d'un questionnaire relativement long structuré en 5 partie : 1/ Caractéristiques générales, 2/ Stratégie générale des projets agro-environnementaux et critères d'évaluation, 3/ Conception des MAEt, 4/ Retour sur la gouvernance du projet agro-environnemental, 5/ Propositions de dispositifs innovants. Sa durée est approximativement de 2 heures.

Le questionnaire agriculteurs est nettement plus court. Il a été diffusé aux agriculteurs situés sur un territoire éligible aux MAEt, qui sont ou non engagés en MAEt. Il comporte 5 types de questions : 1/ Caractéristiques générales, 2/ Objectifs et bilan de la contractualisation ou Freins à la contractualisation, 3/ Précisions sur les mesures de réduction des produits phytosanitaires, 4/

[13] Pour conduire cette enquête, nous avons bénéficié du soutien financier de l'ONEMA accordé au projet COUD'POUCE dans le cadre de l'appel à projets de recherche 2011 du programme « Changer les pratiques agricoles pour préserver les services écosystémiques », en appui à la mise en œuvre de l'axe 3 du Plan Ecophyto 2018.

Evolution de vos pratiques, de votre exploitation, 5/ Bilan des MAET sur votre territoire. Sa durée est d'environ 15 minutes.

Les deux questionnaires étaient anonymes. Ils ont été gérés à Montpellier Supagro par le biais d'internet avec le logiciel *LimeSurvey* et diffusés par le Bureau des Actions Territoriales et Agro-environnementales (BATA) du ministère de l'Agriculture le 6 février 2013 à l'ensemble des DRAAF des régions de la métropole. Les DRAAF intéressées par cette enquête ont ensuite diffusé auprès des animateurs MAEt les liens vers les deux questionnaires. Une douzaine de régions ont effectivement participé à l'enquête (le Tableau 1 récapitule le nombre de réponses obtenues par région). La région Languedoc-Roussillon n'a pas été concernée par cette enquête car celle-ci avait été enquêtée l'année précédente lors d'une enquête pilote (cf. §4.1.3). Les animateurs ont ensuite eux-mêmes diffusé le lien internet du questionnaire agriculteurs aux agriculteurs de leurs territoires. L'enquête a été définitivement clôturée le 23 mai 2013, collectant ainsi :

- 259 réponses pour le questionnaire animateurs et agents, dont :
    - 174 animateurs (77 animant un territoire à enjeu eau et 81 un territoire à enjeu biodiversité),
    - 85 agents de l'Etat ou assimilé (49 agents de DDT(M), 12 agents de DRAAF, 10 agents des Agences de l'Eau et 9 agents de DREAL),
- 763 réponses pour le questionnaire agriculteurs, dont :
    - 47% situés sur un territoire à enjeu DCE (359), 29% sur un territoire à enjeu biodiversité, 12% ne connaissant pas l'enjeu de leur territoire,
    - 69% ont souscrit une MAEt, 31% n'en ont pas souscrit.

Région	Nombre de réponses concernant des territoires à enjeu Eau			
	Animateurs	Agents	Agriculteurs en MAEt	Agriculteurs non engagés
Auvergne	0	10	0	0
Basse-Normandie	0	0	6	1
Bourgogne	6	10	23	12
Bretagne	14	6	16	11
Centre	6	3	20	11
Champagne-Ardenne	6	9	23	23
Franche-Comté	0	2	0	0
Haute-Normandie	2	0	4	16
Limousin	6	2	2	0
Lorraine	3	2	28	2
Midi-Pyrénées	9	10	26	4
Nord-Pas-de-Calais	0	2	1	0
Pays de la Loire	1	0	0	0
Picardie	9	3	19	12
Poitou-Charentes	9	13	51	21
Provence-Alpes-Côte d'Azur	0	3	6	0
Rhône-Alpes	4	7	0	0
Île-de-France	2	7	16	5
TOTAL	**77**	**85**	**241**	**118**

Tableau 1 : Répartition des réponses aux questionnaires web animateurs et agriculteurs concernant des territoires à enjeu eau en fonction de leur région d'appartenance

Les agriculteurs ayant répondu au questionnaire sont essentiellement des agriculteurs en grandes cultures, polyculture-élevage ou élevage (Figure 5).

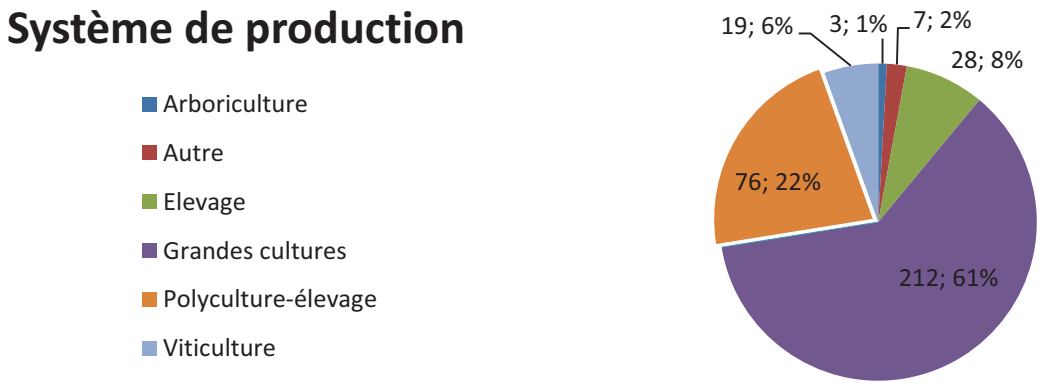


Figure 5 : Système de production principal des agriculteurs situés sur des territoires à enjeu eau ayant répondu à l'enquête web nationale (Fréquence ; Pourcentage)

Pour une meilleure cohérence globale nous n'utiliserons dans notre analyse que les réponses des 77 animateurs, et des 359 agriculteurs situés sur un territoire à enjeu eau. Les agents de l'Etat étant généralement responsables de l'ensemble des enjeux, ils sont tous inclus dans notre analyse.

4.1.2. Focus en Eure et Loir, département céréalier

Le département d'Eure et Loir est situé au Nord de la région Centre (Figure 6). D'après l'Enquête Structure de 2007, 85% des exploitations du département ont des systèmes de production spécialisés en céréales et oléagineux. La principale culture, le blé tendre, occupe 35,9% de la SAU du territoire (Agreste 2011a). Il s'agit donc d'un département caractérisé par une agriculture intensive avec de forts enjeux économiques mais également des conséquences environnementales fortes pour la ressource en eau.

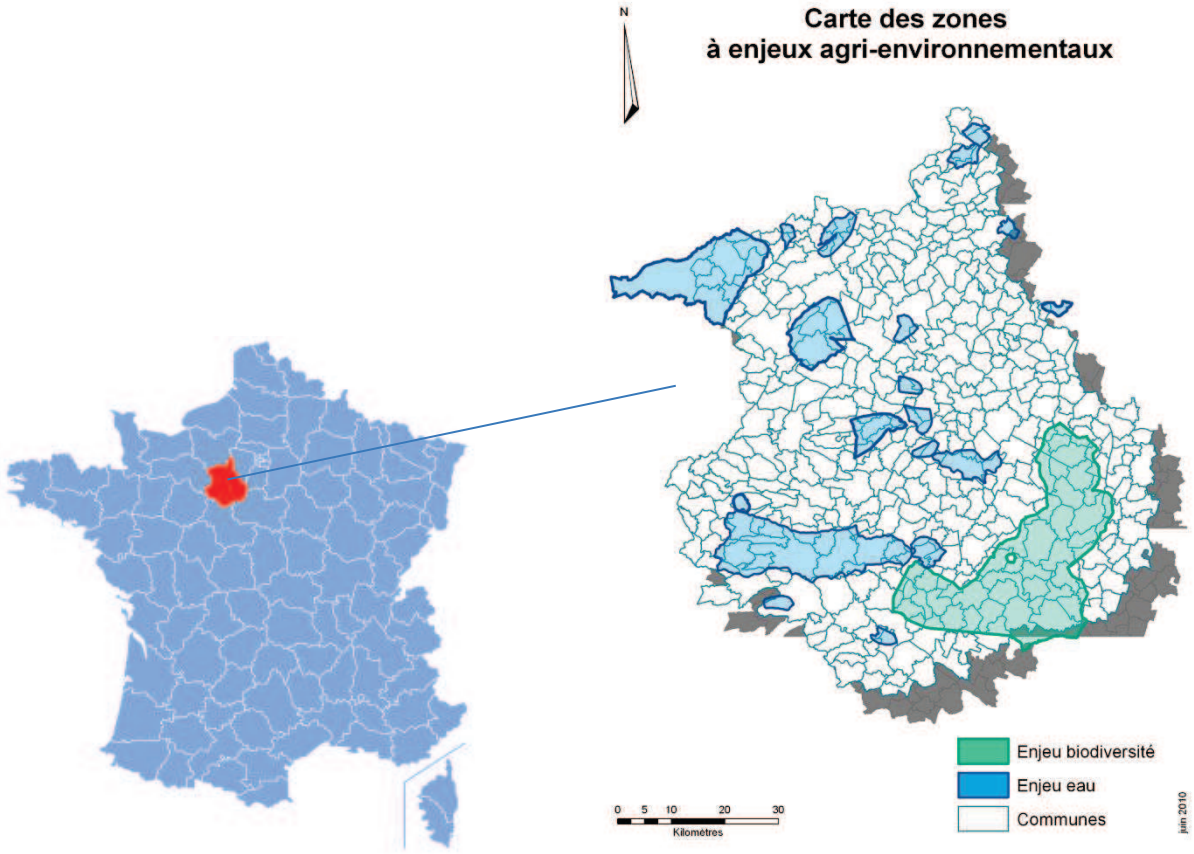


Figure 6 : Localisation du département d'Eure et Loir et zones à enjeux agro-environnementaux (source : DIREN Centre)

Le diagnostic réalisé pour la mise en place de la stratégie régionale de développement rural 2007-2013 (Région Centre, 2010) a mis en évidence, dans la région Centre, une dégradation de la qualité des eaux souterraines et superficielles, dont l'origine principale est la pollution diffuse d'origine agricole. On constate notamment une pollution par les nitrates avec 52 % des captages dépassant une concentration de 40mg/l en 2000 et 75 % des points de surveillance des cours d'eau de la région classés en qualité 'médiocre à mauvaise'. On déplore également une pollution par les produits phytosanitaires avec 32 captages contaminés sur les 35 faisant l'objet d'un suivi dans la région.

Afin de concourir aux objectifs d'atteinte du bon état des masses d'eau d'ici 2015 de la DCE, la région Centre a prévu dans la maquette financière de son Document Régional de Développement Rural[14] d'attribuer 22,84 Millions d'Euros de fonds FEADER de la programmation 2007-2013, soit presque 20% de son enveloppe régionale, aux MAEt de la mesure 214 au titre des territoires à enjeu eau (MAEt dites DCE). Ce montant illustre l'ambition élevée de la région Centre pour la mise en œuvre du dispositif MAEt sur ces territoires. La région Centre a ainsi prévu de consacrer une part plus importante de crédits à l'enjeu eau que la moyenne des régions françaises (CGAAER 2009).

Dans le département d'Eure et Loir, deux grands types de MAEt destinées à la réduction de la pollution diffuse pour la reconquête de la qualité de l'eau sont proposées depuis 2007 sur 15 territoires (Figure 6)[15] : des mesures de réduction de l'utilisation d'intrants chimiques et des mesures de création/maintien de prairies (MAEt herbe). Ces deux types de MAEt sont deux réponses très différentes à l'enjeu de restauration de la qualité de l'eau souterraine. Les MAEt herbe se basent sur un retrait des surfaces souscrites du système de cultures avec un arrêt complet de l'utilisation de pesticides et une limitation très stricte de l'utilisation d'engrais azotés sur ces surfaces. Les MAEt de réduction d'intrants visent à réduire l'utilisation des produits phytosanitaires et de la fertilisation tout en maintenant une vocation productive des terres agricoles.

L'enquête menée en Eure et Loir est antérieure à l'enquête nationale et de nature différente. Elle a porté sur le rôle du design de la MAEt sur les facteurs d'adoption et de non adoption par les agriculteurs et sur les conséquences de l'adoption sur les pratiques des agriculteurs. Pour cela, nous avons interrogé un échantillon de 72 agriculteurs en face à face, dont l'exploitation se situe au moins en partie sur un territoire à enjeu eau, éligible aux MAEt dites « DCE ». Cette enquête s'est intégrée dans un travail plus large portant sur les itinéraires techniques bas intrants pour la culture du blé tendre[16]. Elle s'est déroulée en octobre 2010 auprès i) de 59 agriculteurs sélectionnés de manière aléatoire parmi la liste des exploitations situées sur un territoire à enjeu eau fournie par la Chambre d'agriculture d'Eure et Loir, ii) de l'ensemble des exploitants ayant signé une MAEt de réduction d'intrants dans le département (sur les 15 agriculteurs concernés 2 ont refusé de répondre) (Tableau 4). Nous nous concentrons ici sur les réponses apportées à la partie 'MAEt' du questionnaire (Annexe 2), mais avec quelques éclairages par certaines réponses aux questions du reste du questionnaire, portant sur la culture du blé tendre.

[14] Déclinaison régionale du PDRH

[15] Certains territoires englobent plusieurs captages. Il y a 25 captages prioritaires au titre du Grenelle en Eure-et-Loir mais tous n'avaient pas encore mis en place leur plan d'action au moment de l'enquête (octobre 2010).

[16] Enquête menée pour le projet POPSY, Programme ANR Systerra (ANR 08-STRA 12).

4.1.3. Focus sur le Languedoc Roussillon, région viticole

L'agriculture régionale repose sur deux productions en crise : la viticulture et les fruits et légumes. Bien que ces deux productions soient essentielles, il ne faut pas omettre la présence d'élevage en zone de montagne (essentiellement en Lozère) et de céréales dans la plaine.

L'état des lieux réalisé dans le cadre de la démarche DCE révèle une pollution des eaux par les nitrates et les produits phytosanitaires dont la responsabilité incombe en partie à l'activité agricole. L'enjeu de pollution des eaux par l'agriculture est moins forte en Languedoc-Roussillon qu'en Eure et Loir avec 'seulement' 30 % des captages de la région concernés par des dépassements aux normes des taux de nitrates et de produits phytosanitaires (Région Languedoc Roussillon, 2010).

Cette moindre importance de l'enjeu eau se retrouve dans l'allocation des fonds FEADER : la région Languedoc-Roussillon a prévu dans la maquette financière de son Document Régional de Développement Rural d'attribuer trois fois moins que la région Centre, soient 7,65 Millions d'Euros sur la programmation 2007-2013 aux MAEt à enjeu eau (ou DCE) ou 4,5% de son enveloppe FEADER régionale.

On dénombre ainsi 23 territoires à enjeu eau dans la région en 2012 (Figure 7)[17] sur lesquels presque 200 agriculteurs ont contractualisé une MAEt (CR de la CRAE du 25 mars 2013, site internet de la DRAAF LR). Les objectifs environnementaux de ces territoires sont pour la plupart la réduction de la pollution diffuse par les pesticides (herbicides essentiellement) et seulement 6 captages sont également concernés par l'enjeu nitrates. Ainsi, l'essentiel des MAEt proposées aux agriculteurs de la région sur les territoires à enjeu eau sont des mesures de réduction de l'utilisation d'herbicides.

L'enquête réalisée en Languedoc est en fait une version pilote de l'enquête nationale. En effet, l'enquête nationale menée en 2013 est une extension à d'autres régions de France de l'enquête conduite en 2012 en Languedoc-Roussillon. L'enquête réalisée en Languedoc-Roussillon est donc composée d'une première version des mêmes deux questionnaires décrits précédemment. Cette enquête s'est déroulée dans le cadre d'une convention entre la DRAAF du Languedoc-Roussillon et Montpellier Supagro pour la réalisation d'une enquête en ligne sur : « Le bilan fait par les acteurs régionaux du dispositif MAEt en LR et les pistes d'évolution de ce dispositif pour la programmation post 2013 de la PAC ». Les deux questionnaires ont été construits en collaboration avec la DRAAF LR et la DREAL LR.

[17] Avec l'ouverture de 6 territoires supplémentaires, on dénombre en 2013 29 territoires à enjeu eau.

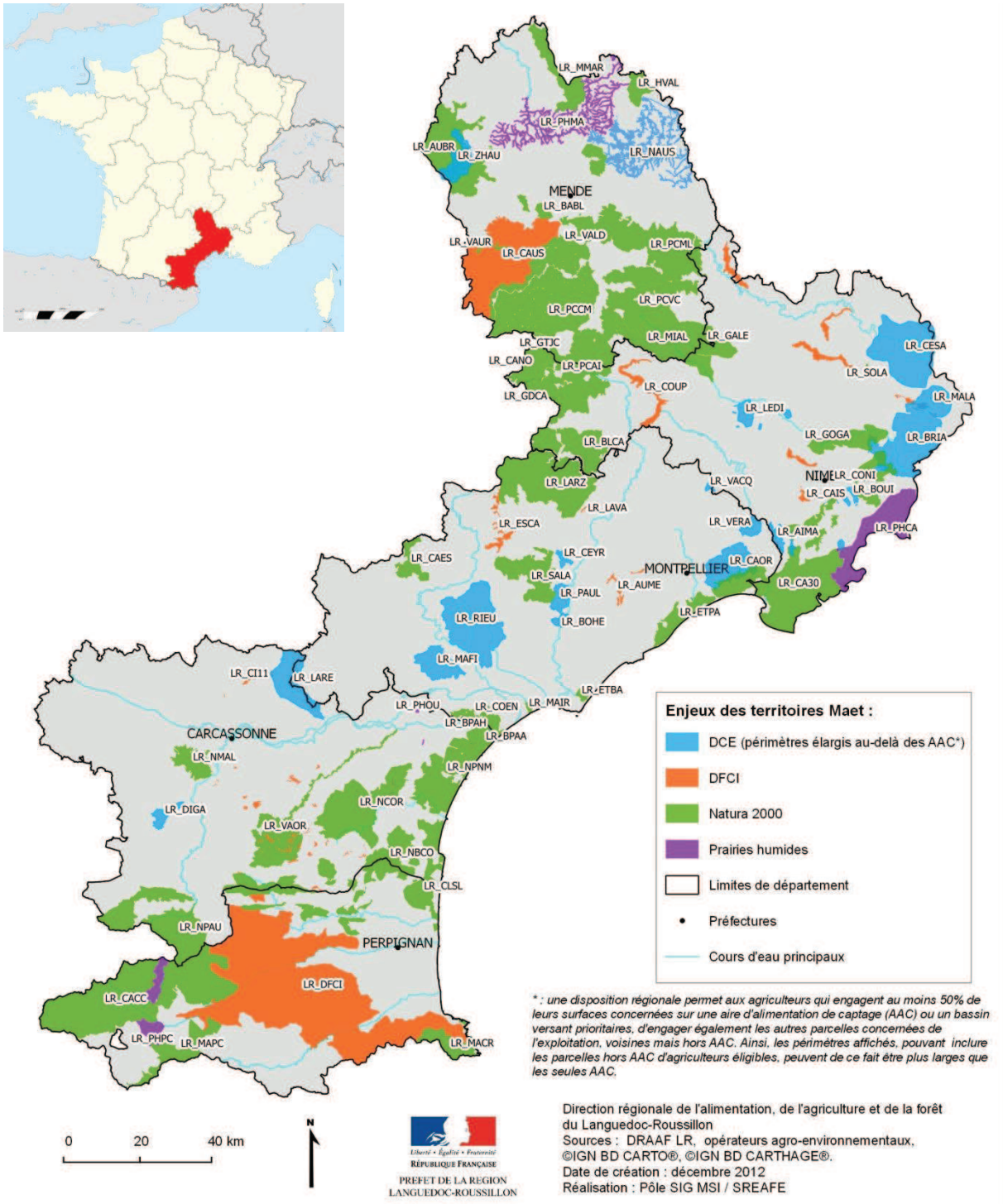


Figure 7 : Carte des territoires MAEt en Languedoc-Roussillon *(Source : DRAAF LR, 2012)*

Le questionnaire animateurs a été diffusé par mail par la DRAAF LR à une cinquantaine de destinataires en février 2012, et a bénéficié d'un très fort taux de réponse malgré sa longueur puisque 46 réponses complètes ont été reçues, dont :

- 33 animateurs (collectivités, chambres d'agriculture, etc.)
- 13 agents de l'Etat (DDTM, DREAL, Agence de l'Eau)

Les résultats de cette enquête ont été présentés lors de la CRAE de mars 2012, à l'issue de laquelle il a été décidé, afin de compléter cette première évaluation, de diffuser un second questionnaire à destination des agriculteurs situés sur un territoire éligible aux MAEt. Ce second questionnaire destiné aux agriculteurs est également une version pilote du questionnaire utilisé pour l'enquête nationale. Il a été diffusé par mail via les animateurs de MAEt au cours des mois de juin et juillet 2012 et nous avons collecté les réponses de 184 agriculteurs situés essentiellement sur des territoires à enjeu biodiversité ou eau mais aussi DFCI, prairies humides, paysages et gestion pastorale. Parmi ces répondants, 47% n'ont pas souscrit de MAEt tandis que 53% sont engagés dans une MAEt. Les principales productions de la région sont représentées avec 84 réponses de viticulteurs (46% de l'échantillon), 48 réponses d'éleveurs (26% de l'échantillon) et 27 producteurs en grandes cultures (15%). Deux réunions thématiques organisées par la DRAAF en septembre 2012, la première réunissant les acteurs concernés par l'enjeu eau et la seconde ceux concernés par les autres enjeux (biodiversité et Défense de la Forêt Contre les Incendies, DFCI), ont permis de débattre des résultats obtenus et de les étayer.

De même que pour l'enquête nationale, nous n'utiliserons dans notre analyse que les réponses des 8 animateurs et des 31 agriculteurs situés sur un territoire à enjeu eau[18].

Les résultats présentés dans les paragraphes suivants combinent des éléments issus des 3 enquêtes présentées ci-dessus (Tableau 2) : l'enquête web nationale, l'enquête web Languedoc Roussillon et l'enquête en face à face menée en Eure et Loir.

	Enquête Nationale	**Enquête Languedoc-Roussillon**	**Enquête Eure et Loir**
Type d'enquête	Internet	Internet	Face à face
Objectifs	Bilan dispositif MAEt	Bilan dispositif MAEt	Facteurs adoption MAEt
Répondants	77 animateurs 85 agents de l'Etat 359 agriculteurs	8 animateurs 13 agents de l'Etat 31 agriculteurs	72 agriculteurs
Dates d'enquête	Février-Mai 2013	Février, Juin-Juillet 2012	Octobre 2010

Tableau 2: Récapitulatif des enquêtes mobilisées pour l'analyse du dispositif MAEt sur les territoires à enjeu eau

[18] Une synthèse de l'ensemble des résultats de cette enquête est disponible sur le site internet de la DRAAF Languedoc-Roussillon, rubrique Agriculture et Environnement, Agro-écologie, Mesures agro-environnementales.

4.2. Un taux d'adoption décevant et une appréciation globalement mitigée

Une étude menée par Solagro (2013) sur la base des données de l'Observatoire du développement Rural (ODR) montre qu'en moyenne, en France, seulement 9% des surfaces éligibles des territoires à enjeu eau sont engagées dans une mesure de réduction des produits phytosanitaires[19], représentant 11% des exploitations éligibles en 2011 (Tableau 3). Ce taux de contractualisation varie fortement en fonction des régions, avec par exemple seulement 2% des surfaces éligibles contractualisées en Picardie et 4% en Nord Pas-de-Calais, régions orientées sur la production de grandes cultures, et qui sont celles les plus concernées par la contamination des eaux superficielles et souterraines (Encadré 1). Au contraire, les taux les plus importants de contractualisation sont ceux de l'Auvergne et du Limousin (respectivement 50 et 51% des surfaces éligibles), deux régions caractérisées par une agriculture peu intensive et où la contamination des eaux par les pesticides est moindre (Encadré 1). On constate donc bien, comme le note la Cour des comptes européenne (2011), que les taux de contractualisation des MAEt de réduction des pesticides sont insuffisants dans les zones d'agriculture intensives, particulièrement sujettes à la pollution diffuse des masses d'eau.

Région	Surface éligible (ha)	Surface engagée (ha)	Taux (% surface éligible)	Nombre d'exploitations éligibles	Nombre d'exploitations engagées	Taux (% des exploitations éligibles)
Alsace	121 741	12 008	10 %	3 361	418	12 %
Aquitaine	127 867	6 935	5 %	5 252	483	9 %
Auvergne	15 744	4 942	50 %	414	160	39 %
Basse-Normandie	31 735	4 230	14 %	1 516	124	8 %
Bourgogne	15 694	3 687	24 %	391	87	22 %
Bretagne	567 526	39 565	7 %	18 542	1 405	8 %
Centre	298 944	22 607	8 %	4 542	586	13 %
Champagne-Ardenne	8 407	811	10 %	372	22	6 %
Franche-Comté	3 985	803	29 %	84	32	38 %
Haute-Normandie	5 586	700	13 %	240	33	14 %
Ile-de-France	49 625	9 939	20 %	694	92	13 %
Languedoc-Roussillon	14 042	2 288	41 %	257	85	33 %
Limousin	685	543	51 %	223	12	5 %
Lorraine	17 426	5 089	30 %	483	112	23 %
Midi-Pyrénées	31 778	8 330	26 %	1 290	300	23 %
Nord-Pas-de-Calais	26 860	1 074	4 %	713	69	10 %
Pays de la Loire	68 659	8 238	12 %	1 958	300	15 %
Picardie	39 446	822	2 %	1 190	61	5 %
Poitou-Charentes	165 493	18 451	11 %	4 940	586	12 %
PACA	*Données non disponibles*					

[19] Sont considérées comme des mesures de réduction des produits phytosanitaires les mesures incluant un des 13 Engagements Unitaires PHYTO existants (PHYTO_01 à PHYTO_16). Les mesures de maintien ou conversion à l'agriculture biologique ne sont pas prises en compte.

Région	Surface éligible (ha)	Surface engagée (ha)	Taux (% surface éligible)	Nombre d'exploitations éligibles	Nombre d'exploitations engagées	Taux (% des exploitations éligibles)
Rhône-Alpes	95 737	8 746	10 %	2 817	482	17 %
France entière	**1 706 980**	**159 808**	**9%**	**49 279**	**5 449**	**11%**

Tableau 3 : Taux de contractualisation, en pourcentage de la surface éligible et en pourcentage des exploitations éligibles, des MAEt de réduction de l'utilisation de produits phytosanitaires sur les territoires à enjeu eau en 2011 (*Source : Solagro 2013*)

Nous commencerons par analyser l'adoption des MAEt en Eure et Loir (région Centre), puis en Languedoc-Roussillon avant d'étendre l'analyse à l'échelle nationale.

Au moment de l'enquête (2010) et depuis l'ouverture en 2007 de ce dispositif animé en Eure et Loir par la Chambre départementale d'agriculture, on dénombre 185 contractants (données de l'Observatoire du Développement Rural), toutes MAEt DCE confondues, soit 21,4% des 864 exploitants agricoles éligibles (donnée fournie par la Chambre d'agriculture d'Eure et Loir), mais seulement 15 contractants (soit moins de 2% des agriculteurs éligibles) pour les MAEt de réduction d'intrants (Tableau 4).

Agriculteurs éligibles :	**Eure et Loir**		**Echantillon**	
	Nombre	Pourcentage	Nombre	Pourcentage
Ayant souscrit une MAEt	185	21,4%	23	31,9%
dont MAEt réduction intrants	15	1,7%	13	18,1%
N'ayant pas souscrit de MAEt	679	78,6%	49	68,1%
Population totale	**864**	**100%**	**72**	**100%**

Tableau 4 : MAEt adoptées en Eure et Loir sur les territoires à enjeu eau - 2009

L'analyse des EU composant les MAEt réduction d'intrants auxquelles les agriculteurs de notre échantillon ont souscrit montre que la majorité des mesures adoptées combinent un EU de réduction des phytosanitaires hors herbicides et une limitation de la fertilisation azotée (Tableau 5). Sur chaque territoire deux variantes d'intensités différentes de ce type de MAEt sont proposées : une version standard avec réduction de 50% par rapport à l'IFT de référence du territoire et une version 'light' avec réduction seulement de 35 %. Les agriculteurs de notre échantillon ayant souscrit des MAEt de réduction d'intrants, et pour lesquels nous disposons du détail de la MAEt souscrite (10 sur les 13 interrogés), se répartissent de manière presque égale entre les deux versions, standard et light.

Engagements unitaires	Objectif	Nb d'agriculteurs ayant souscrit
Réduction des herbicides	Normal : -40 % $IFT_{réf}$	0
	Light : -30 % $IFT_{réf}$	1
Réduction des phyto HH	Normal : -50 % $IFT_{réf}$	4
	Light : -35 % $IFT_{réf}$	6
Limitation fertilisation (UN)	Normal : 140	5
	Light : 130	3

Tableau 5 : Engagements unitaires composant les MAEt de réduction d'intrants auxquelles les agriculteurs ont souscrit et leur objectif de résultat, exprimé en pourcentage de l'IFT de référence à réduire ou en UN.

Un seul agriculteur a adopté une mesure de réduction de l'utilisation des herbicides. La réduction des herbicides est considérée par les agriculteurs comme étant la réduction de produits phytosanitaires la plus difficile à réaliser, les alternatives mécaniques au désherbage chimique nécessitant un investissement important et représentant une charge de travail supplémentaire conséquente (Lamine, 2011). Dans une autre partie de notre enquête, les agriculteurs classent le risque de concurrence des mauvaises herbes en deuxième place dans leur appréciation de l'importance des risques auxquels ils sont soumis dans la culture du blé tendre, juste derrière les risques d'instabilité des prix. Les cahiers des charges des EU concernant les herbicides leur laissent peu de marges de manœuvre pour gérer ce risque et ils préfèrent donc l'éviter.

Au contraire, en Languedoc-Roussillon, les mesures de réduction des herbicides sont les mesures les plus contractualisées par les agriculteurs, en général des viticulteurs adoptant des mesures de suppression des herbicides sur l'inter-rang (57% des surfaces engagées sur les territoires à enjeu DCE sont engagées dans une mesure incluant l'engagement unitaire PHYTO_10 : absence d'herbicides sur l'inter-rang sur la période 2007-2011[20]), mais également des mesures de suppression totale des herbicides (10% des surfaces engagées), ou de réduction progressive de l'IFT herbicides (8% des surfaces engagées). Contrairement au cas des grandes cultures en Eure et Loir où les alternatives au désherbage chimique, telles que le désherbage mécanique, s'effectuent essentiellement avant la culture, en viticulture les interventions pour le contrôle des adventices sont possibles toute l'année. De plus, bien que plus coûteuses et plus délicates à mettre en œuvre que le désherbage chimique, les alternatives en viticulture sont relativement nombreuses, ce qui peut expliquer pourquoi les mesures de réduction des herbicides sont plus répandues en Languedoc Roussillon qu'en Eure et Loir. En effet, il est possible de remplacer l'utilisation de désherbants chimiques, suivant les caractéristiques de la parcelle (pente, nature du sol, réserve utile en eau, risque d'érosion), par du désherbage mécanique, de l'enherbement, ou bien même du désherbage thermique (Institut

[20] Les données de taux de contractualisation nous ont été fournies par la DRAAF LR.

Français de la Vigne et du Vin, 2009). Quant aux mesures de réduction des produits phytosanitaires hors herbicides, qui sont celles majoritairement adoptées par les agriculteurs engagés du département d'Eure et Loir, elles ne sont pas contractualisées en Languedoc Roussillon sur les territoires à enjeu eau. De fait, peu d'alternatives aux produits phytosanitaires hors-herbicides existent en vigne, et certains traitements restent donc encore aujourd'hui incompressibles en viticulture traditionnelle (Ministère de l'Agriculture, 2005).

Ce bilan mitigé se retrouve également dans l'appréciation générale du dispositif MAEt par les animateurs et agriculteurs des territoires à enjeu eau (Tableau 6). En effet, les notes attribuées par les animateurs à la question « Les programmes agro-environnementaux de vos territoires sont-ils globalement un échec (note minimale de 0) ou une réussite (note maximale de 100) ? » et celles attribuées par les agriculteurs à la question : « Etes-vous satisfait de vous être engagé dans une MAEt ? » sont proches de la moyenne. Les animateurs valorisent le fait que les MAEt aient permis d'engager un dialogue constructif avec les agriculteurs et une prise de conscience des enjeux environnementaux de leur part. Néanmoins, un grand nombre d'animateurs insistent sur le fait que les dysfonctionnements du dispositif (lourdeur administrative, temps d'animation insuffisant, retard de paiement, manque d'information sur les agriculteurs éligibles) ont impacté négativement la réussite du projet agro-environnemental de leur territoire. Ils sont également nombreux à se questionner sur la pérennité des changements de pratiques.

	N	Moy.	E.T.	Min	Max
Animateurs					
National	77	55	20	0	88
Région Centre	6	60	16	40	79
Languedoc Roussillon	9	58	18	30	85
Agriculteurs					
National	239	66	22	0	100
Région Centre	19	59	20	5	90
Languedoc Roussillon	19	65	22	2	98

Tableau 6 : Notes de satisfaction données par les agriculteurs et animateurs (note sur 100) (*Source : Enquête nationale et enquête Languedoc-Roussillon)*

Quant aux agriculteurs, ils déclarent être essentiellement satisfaits d'avoir la possibilité de contribuer à la protection de l'environnement et à la gestion du territoire, et de voir cette fonction reconnue (Figure 8). Cependant, les critères d'amélioration du rendement, de la marge et d'une meilleure valorisation de la production sont très rarement reconnus comme des apports des MAEt. Pour la viabilité des pratiques adoptées au sein de l'exploitation au-delà de la rémunération via la MAEt, il conviendrait donc de travailler à un système de valorisation des efforts environnementaux

directement par l'agriculteur (type label par exemple). On remarquera que seule la moitié des agriculteurs pensent que les MAEt leur offre un complément de revenu.

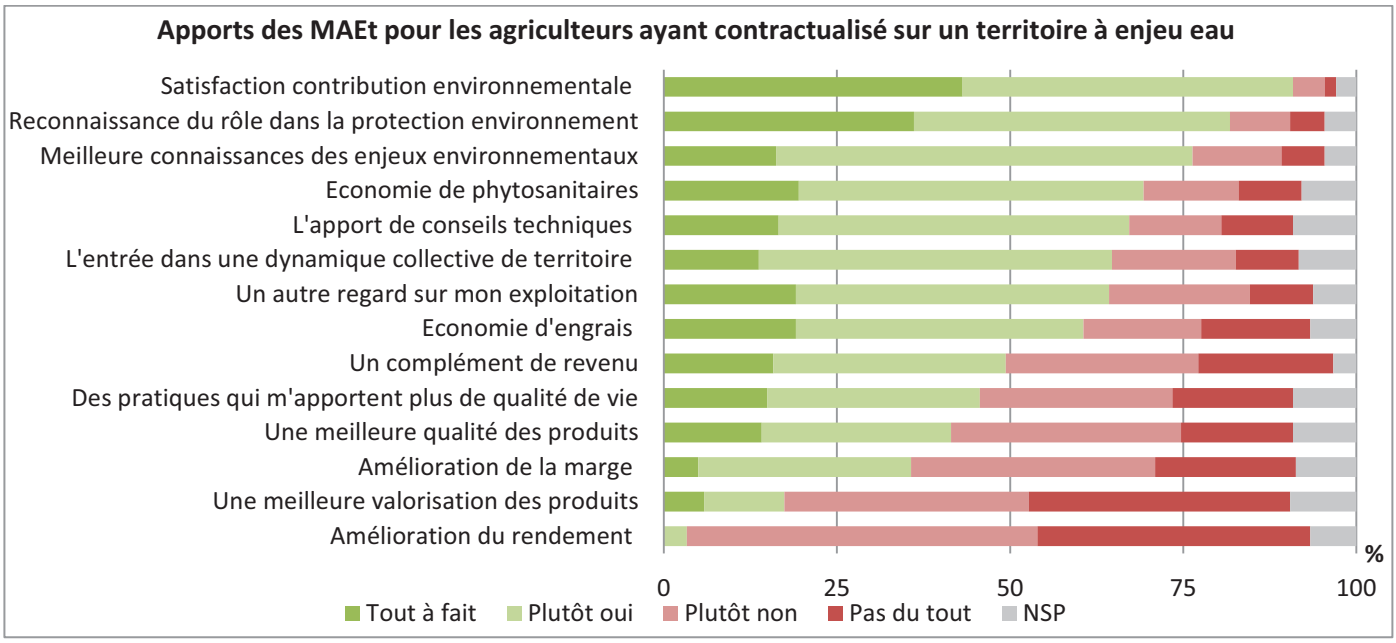


Figure 8 : Intérêts des MAEt recensés par les agriculteurs des territoires à enjeu eau (*Source : enquête nationale)*

Après avoir constaté un taux d'adoption décevant et un bilan global plutôt mitigé, examinons maintenant les éléments permettant de comprendre pourquoi les MAEt n'ont pas plus de succès auprés des agriculteurs.

4.3. Des mesures encore insuffisamment attractives pour les agriculteurs

Le choix de signer ou non un contrat agro-environnemental n'est pas guidé exclusivement par le montant de la rémunération, le contenu du cahier des charges, ou les coûts de transaction. Les facteurs psychologiques, comportementaux et sociaux pèsent aussi dans les décisions. 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.

Dans la littérature, les analyses statistiques sur les facteurs d'adoption des programmes agro-environnementaux montrent ainsi que les agriculteurs qui ont des pratiques plus respectueuses de l'environnement sont en moyenne plus jeunes (Chabé-Ferret et Subervie, 2010 ; Gafsi *et al.*, 2006 ; Vanslembrouck *et al.,* 2002 ; Ruto et Garrod, 2009 ; Ducos *et al.,* 2009), exploitent une SAU plus grande (Allaire *et al.,* 2009), sont plus éduqués et plus expérimentés dans les dispositifs MAE

(Defrancesco *et al.*, 2008 ; Allaire *et al.*, 2009 ; Chabé-Ferret et Subervie, 2010 ; Rousset et Louis, 2012), et se déclarent plus sensibles aux problématiques environnementales (Falconer et Saunders, 2002 ; Lamine, 2011 ; Mzoughi, 2011). Les agriculteurs averses au risque tendent à être plus réticents à s'engager (Rousset et Louis, 2012).

Le réseau social et professionnel d'un agriculteur, notamment ses échanges avec ses conseillers et les autres agriculteurs, mais de manière plus générale ses relations avec la société peuvent également influencer sa prise de décision. La relation entre agriculteur et conseiller influe la propension de l'agriculteur à s'impliquer dans un projet de territoire et par extension à adopter une MAE (Cardona *et al.*, 2012 ; Nguyen *et al.*, 2013 ; Peerlings et Polman*,* 2009). Il en est de même pour la relation aux autres agriculteurs, qui lui permet de se situer par rapport aux critères d'excellence professionnelle de son réseau (Lamine, 2011), critères qui peuvent être plus ou moins compatibles avec les engagements d'un contrat agro-environnemental. Mzoughi (2011) révèle, par une enquête dans le Sud de la France auprès de producteurs de fruits et légumes, que « montrer aux autres son engagement pour l'environnement » est cité comme un facteur important dans le choix de la méthode de protection de ses cultures.

Dans chacun des questionnaires présentés dans la section 4.1, nous avons cherché à comprendre les réticences et facteurs d'adoption des MAEt en confrontant les agriculteurs et animateurs de territoires aux hypothèses rencontrées dans la littérature citée précédemment (Figure 9, Figure 10 et Figure 11). Ceci nous permet de vérifier, pour le cas des MAEt, la validité ou non des facteurs de non-adoption souvent mis en évidence pour d'autres dispositifs MAE en Europe ou pour les dispositifs antérieurs aux MAEt.

Le facteur de non adoption le plus cité par les animateurs est la lourdeur administrative. C'est également la raison la plus fréquemment avancée par les agriculteurs qui n'ont pas souhaité s'engager, et ce dans les 3 enquêtes. Ces critiques rejoignent les difficultés rencontrées par les agriculteurs qui ont contractualisé : à l'échelle nationale, ils sont 66% à dénoncer la lourdeur administrative du dispositif et 49% à juger qu'il est trop complexe. Cela correspond également aux constats faits par Christensen *et al.* (2011), Mettepenningen *et al.* (2009) et Ruto et Garrod (2009), qui ont mis en évidence, comme nous l'avons vus dans le §2.3, l'influence négative de ces charges – financières mais aussi psychologiques – sur la décision des agriculteurs d'adopter des MAE.

Les agriculteurs d'Eure et Loir et les animateurs à l'échelle nationale globalement s'accordent à dire que l'engagement sur 5 ans est un frein important à la contractualisation des agriculteurs. En effet, la durée de 5 ans décourage les agriculteurs ayant des problèmes de maîtrise du foncier car les engagements MAEt sont attachés à une parcelle fixe. Or, certains agriculteurs pratiquent des

échanges de parcelles avec d'autres agriculteurs, ou ne sont que locataires de leurs terres, d'autres peuvent souhaiter vendre ou changer le type de culture sur les parcelles engagées. Dans tous les cas, le repreneur de la parcelle doit également s'engager à respecter le cahier des charges de la MAEt pendant les 5 ans du contrat. Dans un contexte incertain, le manque de flexibilité du cahier des charges ne leur permet pas de réagir face à un évènement exceptionnel (une attaque massive d'un ravageur par exemple) pendant toute la durée du contrat et ce malgré les marges de manœuvre permises par la territorialisation. En effet, ils estiment que les cahiers des charges ne peuvent pas toujours être correctement adaptés aux particularités et contraintes agricoles locales et, même si l'objectif de réduction d'intrants est formulé en moyenne sur plusieurs années, qu'ils laissent peu de possibilités aux agriculteurs pour s'adapter en cas d'aléa climatique ou sanitaire par exemple. Face à cela, la rémunération proposée compense une baisse de rendement moyen mais ne prévient pas le risque de pertes exceptionnelles qui peut représenter un coût élevé pour les agriculteurs qui sont particulièrement averses au risque. Ceci rejoint la littérature sur les MAE qui insiste aussi sur les coûts de transaction liés à l'incertitude, la spécificité des actifs engagés, et la rigidité des contrats (§ 2.3).

Nos résultats d'enquête sont également conformes à la littérature concernant l'incertitude institutionnelle et la durée des contrats. Ainsi, 53% des animateurs pensent qu'une des faiblesses du dispositif MAEt est le manque de stabilité des règles et beaucoup dénoncent les difficultés engendrées par les retards de paiements.

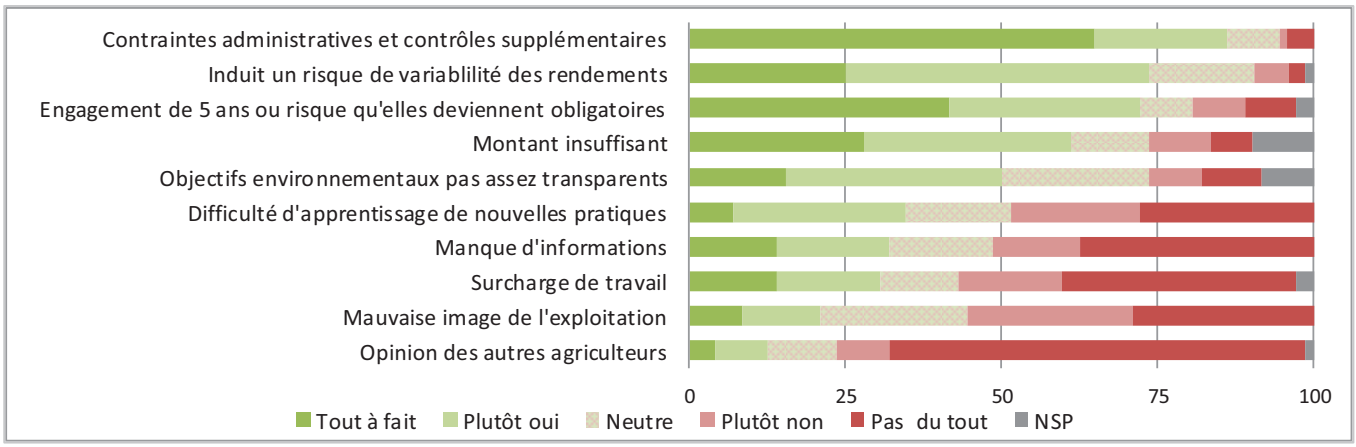


Figure 9 : Opinion des agriculteurs d'Eure et Loir sur les facteurs de non adoption des MAEt

(Source : enquête Eure et Loir)

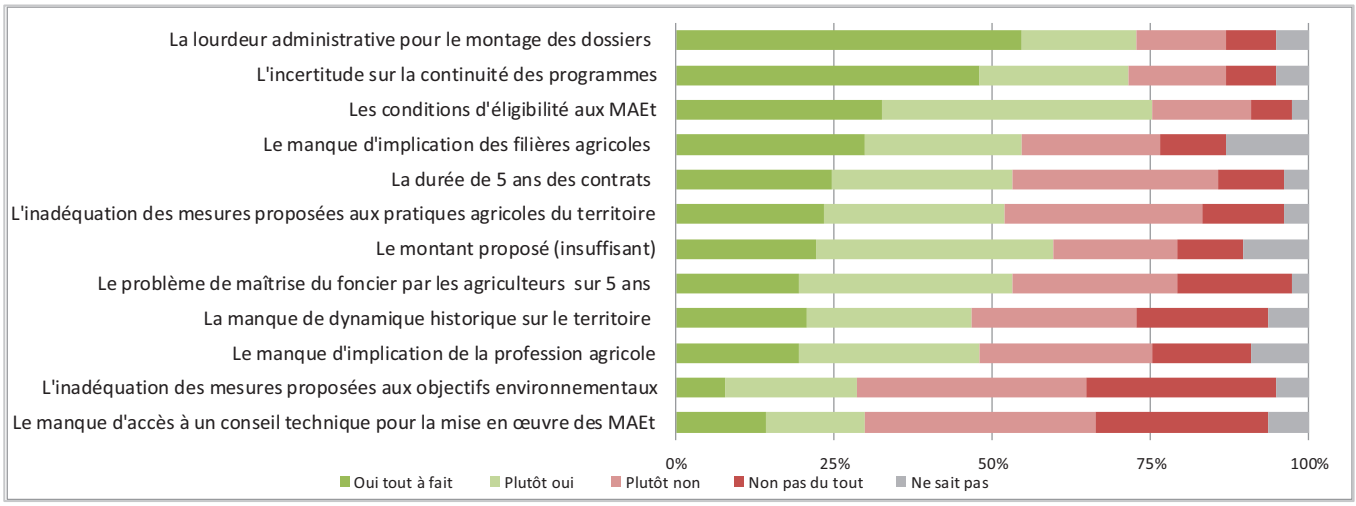


Figure 10 : Opinion des animateurs à enjeu DCE sur les facteurs ayant constitué des freins à la réussite des MAEt sur leur territoire (*Source : enquête nationale)*[21]

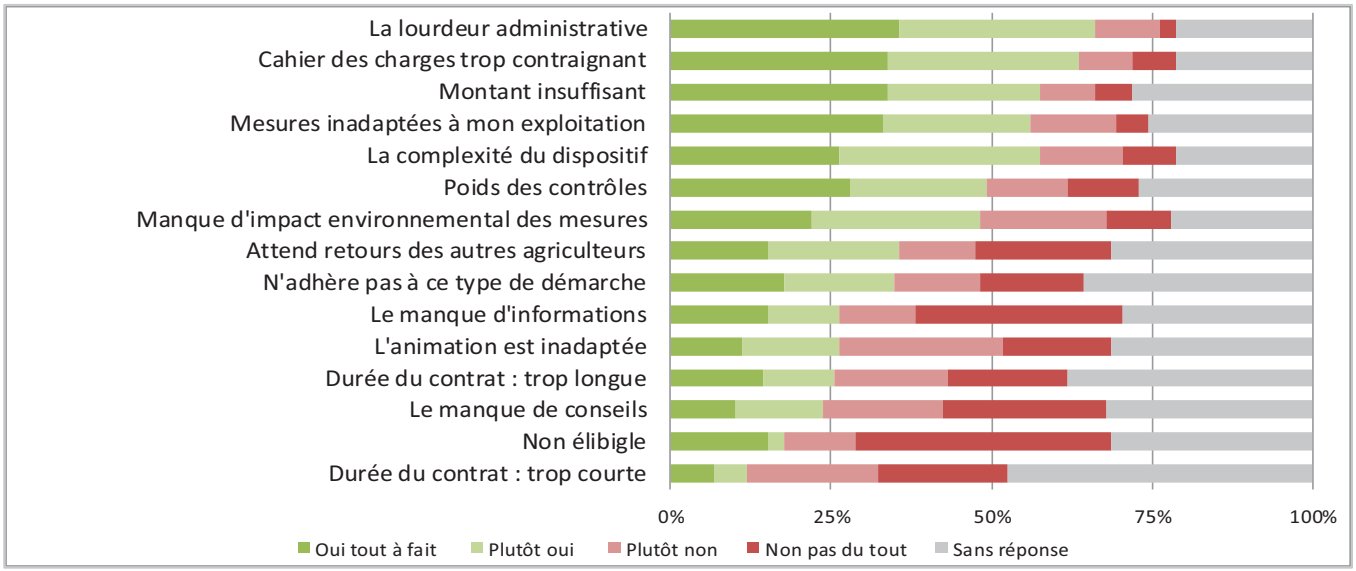


Figure 11 : Raisons de non-engagement des agriculteurs situés sur des territoires à enjeu eau (*Source : enquête nationale, agriculteurs n'ayant pas contractualisé uniquement)*

[21] Les animateurs des territoires à enjeu eau ayant répondu à l'enquête sont trop peu nombreux (8) pour réaliser ces mêmes statistiques pour la région Languedoc-Roussillon.

En revanche dans l'enquête menée en Eure et Loir, et contrairement aux hypothèses souvent défendues, les agriculteurs ne mettent pas en avant les difficultés d'apprentissage de nouvelles pratiques ou la surcharge de travail comme des obstacles à l'adoption des MAEt. Quant à l'influence des autres agriculteurs, que ce soit leur opinion générale sur les mesures de réduction d'intrants ou leur jugement de l'image que renvoie une exploitation conduite en bas intrants (salissure des champs plus importante, rendements plus faibles à marges égales), ils déclarent qu'elle ne pèse que très peu dans leurs choix.

Finalement, une enquête menée à l'échelle européenne a montré qu'en Allemagne (en Bavière et Saxe), une grande partie des non-participants aux mesures agro-environnementales justifiaient leur choix par leur sentiment que les mesures proposées n'auraient pas d'impact sur l'environnement (Falconer, 2000). Or, l'opinion des agriculteurs sur l'impact environnemental des MAEt reste divisée. 73% des agriculteurs non-engagés sont peu convaincus par l'efficacité environnementale des MAEt alors que 68% des agriculteurs engagés pensent que les MAEt ont effectivement eu un impact sur la qualité environnementale de leur territoire. En Eure et Loir, près de la moitié des agriculteurs interrogés, engagés en MAEt ou non, estiment que le manque de transparence des objectifs environnementaux est un facteur de non-engagement (Figure 9).

4.4. Une décentralisation et un ciblage affaiblis par un manque de consensus sur les objectifs et la stratégie de mise en œuvre des MAEt

Le ciblage des efforts sur les zones les plus vulnérables apparaît pertinent aux répondants des questionnaires car il permet de définir des priorités d'action environnementale avec des moyens humains et financiers limités. Au sein de ces territoires ciblés, la décentralisation des différentes phases de concertation, diagnostic et bilan permet de réunir les acteurs du territoire autour d'un même enjeu et de faciliter le dialogue avec les agriculteurs. Les animateurs des territoires sont d'ailleurs globalement satisfaits de la participation des acteurs à la construction du projet agro-environnemental et de leur coordination. Cela favorise notamment :

- l'intégration des filières agricoles et/ou des démarches pré-existantes au projet agro-environnemental, ce qui est perçu comme un facteur favorable à sa réussite. Le revers de la médaille est que la délimitation du territoire « éligible » a aussi des effets d'exclusion qui peuvent au contraire limiter les approches filière. C'est d'ailleurs ce que montrent Gassiat et Zahm (2013) dans leur analyse des effets de la territorialisation des MAE dans le Sud-ouest de la France.
- une sensibilisation des agriculteurs du territoire aux enjeux environnementaux locaux et le développement de relations avec les autres acteurs du territoire (collectivités, associations

de l'environnement). Cette prise de conscience peut engendrer une réflexion collective plus globale sur l'aménagement du territoire pour réduire l'impact environnemental, sur la viabilité des systèmes de culture actuels ou sur la valorisation économique des efforts environnementaux réalisés.

Malgré les apports de cette décentralisation, 56% des agriculteurs non engagés estiment que les MAEt sont insuffisamment adaptées aux contraintes de leur exploitation (Figure 11). Les animateurs font écho à ce constat et indiquent que les possibilités d'adaptation des Engagements Unitaires (EU) - notamment des montants aux contraintes du territoire - et le nombre de mesures autorisé par couvert ne leur donnent pas les marges de manœuvre nécessaires pour pouvoir ajuster l'offre de MAEt et les rendre plus efficaces à l'échelle des territoires.

Une autre faiblesse de la décentralisation est liée au fait qu'il n'existe pas de réel consensus national sur la stratégie de mise en œuvre des MAEt : faut-il financer uniquement des changements de pratiques des agriculteurs afin d'assurer un réel effet additionnel sur la qualité de l'environnement ou faut-il favoriser le maintien aussi bien que le changement de pratiques ? Faut-il favoriser des mesures avec un cahier des charges très contraignant pour favoriser l'objectif environnemental, mais au risque d'obtenir des taux de contractualisation très faibles ou au contraire faut-il favoriser des mesures plus accessibles à tous pour favoriser un changement global des pratiques agricoles vers des pratiques plus respectueuses de l'environnement ?

Pour 83% des animateurs, les MAEt doivent permettre de favoriser un maintien aussi bien qu'un changement de pratiques. Le maintien de pratiques permet de reconnaître et de valoriser les bonnes pratiques, ce qui, nous l'avons vu précédemment, est le premier facteur de satisfaction des agriculteurs. Ils soulignent aussi l'importance de l'effet d'entraînement sur les autres agriculteurs du territoire et militent en faveur de mesures moins exigeantes et plus souples, qui certes ont un impact environnemental moindre mais peuvent permettre une contractualisation plus large. En effet, 70% des animateurs interrogés par l'enquête nationale estiment que cette stratégie est la plus pertinente pour atteindre les objectifs environnementaux des MAE sur les territoires, pour seulement 16% qui préfèrent proposer des mesures plus exigeantes. De plus, les MAEt qui ne financent que le changement de pratiques excluent ceux ayant déjà fait des efforts environnementaux et récompensent les « mauvais élèves ». Cela peut avoir un effet pervers de retour vers des pratiques polluantes. Une recommandation serait donc de combiner des mesures moins contraignantes et/ou de maintien de pratiques pour créer une dynamique de territoire et des mesures exigeantes permettant d'atteindre un gain environnemental significatif.

Notre enquête en Eure et Loir nous a montré que l'absence de consensus sur cette question a pu porter préjudice à la mise en œuvre du dispositif. En effet, les agriculteurs du département sont peu convaincus – et plus encore ceux qui n'ont pas souscrit de MAEt – du rôle que peuvent avoir les MAEt dans l'amélioration de la qualité de l'eau, et pensent dans l'ensemble que l'objectif premier des MAEt est plutôt de faire évoluer leurs pratiques pour les mettre en conformité avec des objectifs d'usages d'intrants moins intensifs, ces objectifs étant beaucoup plus souvent associés aux engagements Ecophyto 2018 du Grenelle de l'Environnement (diminuer de 50% l'usage des pesticides en France à l'horizon 2018), qu'aux objectifs de la DCE (atteindre le bon état écologique des masses d'eau à l'horizon 2015), ou des exigences de potabilité de l'eau pour les captages. Cette perception est en adéquation avec la façon dont la plupart des animateurs MAEt de la Chambre d'agriculture d'Eure et Loir présentent et justifient les MAEt. Selon eux, l'objectif des MAEt n'est pas clairement identifiable à l'amélioration de la qualité de l'eau. Ils soulignent la déconnexion entre les problèmes précis de qualité de l'eau de chaque captage et les outils proposés pour les résoudre.

5. Conclusion

Trois innovations caractérisent le dispositif MAEt actuel (2007-2013) par rapport aux dispositifs antérieurs : le ciblage strict sur des zones prioritaires, la décentralisation de l'élaboration et de la mise en œuvre des mesures, et, pour les mesures de réduction d'intrants, la relative liberté laissée aux agriculteurs dans les moyens pour atteindre l'objectif de résultat attendu, amenant certains à les qualifier de contrats à engagement de résultat.

Le ciblage sur des zones à enjeux prioritaires est la principale caractéristique des MAEt : en visant des zones d'action prioritaire au sein de territoires à enjeu, il permet d'éviter l'effet 'saupoudrage' d'une dispersion des mesures sur l'ensemble du territoire national et d'augmenter l'impact environnemental en ne rendant éligibles que les agriculteurs installés sur les terrains les plus vulnérables. Cependant, l'insuffisance de l'incitation monétaire, son incapacité à compenser les risques induits, et l'absence d'incitations non monétaires à s'investir dans le dispositif ne permettent pas à l'heure actuelle d'obtenir des taux de contractualisation satisfaisants pour atteindre les objectifs de qualité de l'eau sur les territoires d'Eure et Loir. Le dispositif reste ainsi essentiellement une superposition d'efforts individuels dispersés. Les dernières années du dispositif MAEt seront donc décisives pour ce département. En Languedoc Roussillon, si les taux de contractualisation sont plus importants, on peut craindre de forts effets d'aubaine car la mesure la plus contractualisée, un engagement à l'absence d'utilisation d'herbicides sur l'inter-rang, est fortement soumise à un risque d'effets d'aubaine. En effet, seuls 14% des agriculteurs de la région déclarent que leur engagement dans une MAEt les a conduits à changer fortement leurs pratiques, 31% considérant les changements

comme moyens, 44% comme modérés. En revanche, les animateurs et les agents de l'Etat sont respectivement 74% et 85% à penser que les effets d'aubaine induits par les MAEt restent limités. Afin d'arbitrer entre effets d'aubaine et réels changement de pratiques, nous estimons dans le chapitre 2 l'impact des MAEt sur les pratiques des viticulteurs de la région.

Malgré la décentralisation du dispositif, les opérateurs, comme les agriculteurs, sont divisés dans la perception des objectifs des MAEt : réelle recherche d'une amélioration de la qualité de l'eau ou plutôt volonté de faire changer les pratiques des agriculteurs ? La réalisation du diagnostic de territoire et l'établissement du projet agro-environnemental à l'échelle décentralisée, en constituant des occasions de communication et de concertation auprès des parties prenantes, sont susceptibles de clarifier les objectifs des MAEt. Cependant, cette décentralisation pose plusieurs problèmes. Les territoires à enjeu eau, définis à l'échelle des aires d'alimentation de captage, sont souvent très petits (parfois moins d'un millier d'hectares). Les coûts de gestion et d'animation sont donc élevés par rapport au territoire éligible et le nombre restreint d'agriculteurs concernés peut être un frein à l'établissement d'une dynamique d'entrainement. Une solution serait de conditionner la validation d'un projet de territoire à l'atteinte d'un taux d'engagement minimal.

De plus, les marges de manœuvre introduites par la décentralisation du dispositif pour constituer des contrats véritablement adaptés aux besoins du territoire et aux caractéristiques des agriculteurs restent limitées. Le Ministère de l'agriculture français est resté dans une interprétation stricte des consignes bruxelloises et n'a pas souhaité multiplier les combinaisons d'EU possibles. Il en résulte une très longue liste de restrictions qui freinent et frustrent les opérateurs lorsqu'ils montent leur projet agro-environnemental. Quant à la liberté laissée aux agriculteurs pour atteindre leur objectif d'IFT, elle est dans les faits assez restreinte. D'une part, la flexibilité introduite reste insuffisante pour compenser la prise de risque liée à la réduction des intrants phytosanitaires. D'autre part, dans le cas des grandes cultures, les agriculteurs sont limités dans les cultures qu'ils peuvent introduire dans leur rotation afin de limiter leur utilisation d'intrants. En effet, certaines cultures qui pourraient être intégrées dans les rotations des parcelles éligibles (maïs, tournesol, les prairies temporaires et le gel) ne peuvent être présentes sur les surfaces engagées que dans la limite d'une proportion de 30% des surfaces engagées (et elles sont exclues du calcul de l'IFT), alors qu'il s'agit de cultures ne faisant quasiment pas l'objet de traitements phytosanitaires hors herbicides. De plus, les agriculteurs sont aussi limités par l'impossibilité de valoriser leur effort environnemental ou certains produits, du fait de l'absence d'une filière aval à proximité. Le risque est donc que le changement de pratique obtenu grâce à l'incitation financière ne perdure pas au-delà des 5 années du contrat. L'intégration de filières complètes dans la construction et la mise en place des projets agro-environnementaux pourrait donc être favorable à leur réussite et à leur durabilité. On constate d'ailleurs que certaines

Agences de l'eau, déçues par le dispositif MAEt, s'en désengagent progressivement pour expérimenter ce type de projets de filières (Nguyen *et al.*, 2013).

Pour résumer, l'efficacité des mesures dépend largement de leur adoption par les agriculteurs et de l'efficacité de la sélection des contractants. Malgré la décentralisation, l'adaptation et le ciblage des mesures sur les zones prioritaires, les MAEt semblent peu attrayantes. De plus, la rémunération des mesures n'en reste pas moins un montant forfaitaire, qui risque d'induire surcompensation et effets d'aubaine.

CHAPITRE 2

MESURE DE L'IMPACT DES MAET SUR LES PRATIQUES DES AGRICULTEURS[22]

1. Introduction

Une des spécificités introduite dans le dispositif agro-environnemental français actuel est sa territorialisation qui permet une meilleure adaptation des mesures au contexte local. En effet, les contrats agro-environnementaux proposés dans le cadre du dispositif MAEt sont ciblés sur des territoires ayant un enjeu environnemental donné, et construits pour chaque territoire par un animateur local. Nous avons vu dans le chapitre 1 que le ciblage géographique est un moyen d'augmenter l'efficacité environnementale des MAE en évitant leur localisation là où aucun enjeu environnemental n'est présent et en adaptant les mesures proposées aux enjeux environnementaux et aux potentialités des exploitations agricoles locales.

Malgré tout, les MAEt restent globalement des mesures basées sur des obligations de moyens[23] et une auto-sélection des participants qui entraînent mécaniquement des effets d'aubaine. Les objectifs des cahiers des charges sont fondés sur des pratiques, identiques pour tous les individus, à adopter, pour un paiement fixe. Dans un contexte d'asymétrie d'information, les agriculteurs ont tout intérêt à ne pas révéler leurs pratiques actuelles et les participants sont a priori ceux dont les coûts de mise en conformité sont les plus faibles, c'est-à-dire ceux qui ont un niveau de pratique proche ou même déjà conforme au cahier des charges. La rémunération d'un maintien de pratiques peut avoir un réel impact sur l'environnement si elle permet d'éviter l'adoption de pratiques néfastes à l'environnement pendant la durée du contrat. Certaines MAEt ont d'ailleurs un objectif affiché de maintien de pratiques agricoles sources d'aménités, comme les mesures de gestion de surfaces d'intérêt patrimonial et paysager. Mais la plupart des MAEt, notamment celles visant la réduction de l'utilisation de produits phytosanitaires, sont conçues pour financer un réel changement de pratiques

[22] Ce chapitre est une version complétée de l'article : « Kuhfuss, L., Subervie, J. (2013). Quel impact des MAEt sur l'utilisation d'herbicides par les viticulteurs du Languedoc- Roussillon ? 7èmes Journées de Recherches en Sciences Sociales INRA–SFER–CIRAD, Angers, les 12 et 13 décembre 2013. »

[23] Nous avons vu dans le chapitre 1 que même les mesures basées sur une réduction de l'IFT, et considérées comme des mesures à obligation de résultat, se rapprochent en réalité plus de mesures à obligation de moyens (voir chapitre 1, §3.3 p. 28).

de manière à réduire la pression polluante et à obtenir une réelle amélioration de la qualité de l'environnement, en particulier des masses d'eau.

Ainsi, l'effet additionnel (ou impact) du dispositif sur les agriculteurs participants est mesuré comme la différence entre les pratiques observées chez ces participants et les pratiques qui auraient été observées si ces mêmes agriculteurs n'avaient pas été participants. La contractualisation de la MAEt est donc un effet d'aubaine pur si elle rémunère des agriculteurs pour l'adoption (le maintien) de pratiques qu'ils auraient adoptées (maintenues) en l'absence de la MAEt et elle n'engendre dans ce cas aucun effet additionnel sur les pratiques des participants et donc sur la qualité de l'environnement. Dans la mesure où, en Languedoc-Roussillon, 1,11 millions d'euros ont été attribués entre 2007 et 2012 au dispositif MAEt pour l'amélioration de la qualité de l'eau sur les captages et bassins versants prioritaires, il est important de pouvoir estimer les gains effectivement engendrés par ce dispositif pour pouvoir les comparer à ses coûts.

Des travaux récents ont mis en évidence l'existence d'effets d'aubaine pour les MAE proposées en France au cours la programmation précédente (2000-2006). Ainsi Chabé-Ferret et Subervie (2013) montrent que les mesures contraignantes en termes de changements de pratiques et mieux rémunérées (telles que la conversion à l'agriculture biologique) sont coût-efficaces tandis que les mesures de diversification des cultures et de préservation des sols sont fortement soumises à des effets d'aubaine. En dépit des forts enjeux que représentent actuellement les pesticides pour l'environnement, la santé des consommateurs d'eau potable, et celle des agriculteurs qui les utilisent, l'efficacité des mesures de réduction de l'utilisation de pesticides n'a encore jamais été mesurée quantitativement.

Le cas que nous étudions est celui des mesures de réduction de l'utilisation d'herbicides par les viticulteurs de la région Languedoc Roussillon. En effet, les eaux souterraines et superficielles de cette région à forte dominante viticole sont soumises à une pollution diffuse par les herbicides, notamment d'origine agricole. Le dispositif MAEt a ainsi été déployé depuis 2007 pour inciter les viticulteurs à adopter des pratiques plus économes en herbicides. Notre objectif est de mesurer l'impact de ces mesures sur l'utilisation des herbicides en 2011, à partir de données originales collectées auprès des animateurs du dispositif.

L'impact des MAEt sur les pratiques des agriculteurs est difficile à estimer car il nécessite de connaître le niveau de pratiques contrefactuel des agriculteurs engagés, c'est-à-dire les pratiques qu'ils auraient adoptées s'ils n'avaient pas contractualisé. En pratique, estimer le niveau de pratiques contrefactuel consiste à trouver un groupe de contrôle valide, ce qui revient à identifier un groupe d'individus n'ayant pas participé au programme bien qu'ayant, compte tenu de leurs

caractéristiques, une probabilité de participer au dispositif identique à celle des participants au moment du lancement du programme. Des méthodes économétriques quasi-expérimentales, dites d'appariement (*matching*), permettent de construire des groupes de contrôle valides sous certaines hypothèses. Ces méthodes, applicables sur des échantillons nécessairement larges, sont généralement utilisées pour évaluer l'impact de programmes sociaux ou de développement et dans le domaine de la santé, et elles n'ont été mobilisées que très récemment pour évaluer les dispositifs agro-environnementaux.

Les méthodes quasi-expérimentales permettent d'éliminer le biais de sélection des participants sous l'hypothèse que les agriculteurs s'auto-sélectionnent dans les dispositifs agro-environnementaux sur la base de caractéristiques observables par l'évaluateur, et parfois également sur la base de caractéristiques inobservables mais fixes dans le temps. L'estimation du niveau de pratiques contrefactuel repose alors sur la construction d'un groupe de non-participants présentant les mêmes caractéristiques observables et inobservables-invariantes que les participants. En recourant à cette approche, Puhfal et Weiss (2009) montrent que les programmes agro-environnementaux allemands ont réellement permis une extensification de l'usage des sols sur les exploitations engagées. Dans un registre plus éloigné, Blackman et Naranjo (2012) estiment avec ces mêmes méthodes un impact significatif des écolabels sur les pratiques des producteurs de café bio du Costa Rica et leur utilisation d'intrants phytosanitaires.

Dans certains cas (rares), l'évaluateur a la possibilité d'observer directement le groupe de contrôle nécessaire à l'identification de l'impact. On parle alors d'expérience naturelle, une situation où les chances pour un agriculteur de participer au dispositif sont aussi aléatoires qu'elles auraient pu l'être dans le cadre d'une expérimentation contrôlée[24]. Cette stratégie d'identification de l'impact a été mobilisée récemment par Pagiola (2013) pour estimer l'impact des paiements pour services environnementaux sur l'usage des sols en Colombie. Dans son analyse, l'auteur mobilise pour construire son groupe de contrôle les agriculteurs qui avaient souhaité participer mais qui, faute de budget pour le programme, n'ont pas été sélectionnés. Il exploite donc une situation où coexistent naturellement (i.e. pour une raison exogène aux performances environnementales des agriculteurs) des participants et des non-participants avec des chances identiques de participer au dispositif. Le recours aux méthodes d'appariements, dont la mise en œuvre peut s'avérer laborieuse voire impossible, n'est donc plus nécessaire dans ce cas, et la simple comparaison du groupe des participants au groupe de contrôle directement observable (le groupe des non-participants) permet

[24] Dans une expérimentation contrôlée (ou expérience contrôlée), l'évaluateur répartit de manière aléatoire les individus dans deux groupes : le groupe participant au dispositif et le groupe non-participant.

d'estimer l'impact du dispositif en question. C'est sur une expérience naturelle analogue à celle décrite par Pagiola (2013) que repose notre analyse du dispositif MAEt en Languedoc-Roussillon.

Nos résultats montrent que la mise en œuvre du dispositif MAEt sur les territoires à enjeu eau[25] a conduit en 2011 à une réduction de 42% de l'utilisation d'herbicides par les viticulteurs engagés, par rapport à ce qu'ils auraient fait s'ils n'avaient pas été bénéficiaires de la mesure.

Dans une première partie (§2) nous présentons le contexte spécifique des MAEt en Languedoc-Roussillon, avant de présenter (§3) les méthodes d'estimation de l'impact des MAEt sur les pratiques d'utilisation des herbicides mobilisées pour cette analyse. Les sections 4 et 5 présentent les résultats obtenus. La section 4 concerne l'impact mesuré sous l'hypothèse d'expérience naturelle. Dans un premier temps, nous testons cette hypothèse en comparant les caractéristiques observables des individus engagés en MAEt à celles du groupe de contrôle (*balancing tests*). Nous testons de plus la robustesse de notre estimation en mobilisant plusieurs estimateurs alternatifs (méthodes d'appariement notamment). Dans la section 5, nous analysons l'évolution dans le temps de l'impact mesuré et les possibles effets d'anticipation.

2. Les herbicides en viticulture : quelles MAEt en Languedoc-Roussillon ?

Le vignoble du Languedoc-Roussillon constitue le premier vignoble de France en termes de surfaces avec 236 500 hectares consacrés à la viticulture soit environ 30% du vignoble national. Les deux tiers des exploitations de la région cultivent de la vigne, soit 19 800 exploitations dont 18 200 pour lesquelles la viticulture est l'activité principale (Agreste, 2011b). La protection des vignes contre les bio-agresseurs et la concurrence d'autres plantes (adventices), nécessaire pour assurer la production de raisin, est particulièrement demandeuse de traitements (Agreste, 2012b). En effet, la vigne est une des premières cultures utilisatrices de produits phytosanitaires à l'hectare en France avec en moyenne 16 traitements phytosanitaires par hectare en 2010.

Ce sont essentiellement les herbicides que l'on retrouve dans les eaux souterraines et superficielles de la région Languedoc-Roussillon. En conséquence, 29 territoires à enjeu eau sont actuellement délimités dans la région avec pour objectif l'amélioration de la qualité de leurs eaux (Chapitre 1, Figure 7, p. 38). Une grande majorité de ces territoires est concernée par un dépassement du taux réglementaire de résidus d'herbicides retrouvés dans l'eau des captages alimentant les populations locales en eau potable. Face à cet enjeu sanitaire, les animateurs des territoires ont mobilisé le dispositif MAEt dans le cadre de leur projet agro-environnemental. Ainsi, entre 2007 et 2012, ils ont permis à 319 agriculteurs de s'engager dans un contrat MAEt, sur une surface totale de 7200

[25] La plupart de nos données concernent le département du Gard.

hectares, correspondant à un budget de 1 113 530€ (source : site internet DRAAF LR, CR de la CRAE du 25 mars 2013). Les surfaces contractualisées se répartissent entre plusieurs types de mesures (Tableau 7):

Type d'engagement contractualisé	% des surfaces engagées
PHYTO_10 : absence d'herbicides sur l'inter-rang	57 %
PHYTO_02 : absence d'herbicides	10 %
BIOCONVE : conversion à l'agriculture biologique	20 %
PHYTO_04 : réduction progressive de l'IFT herbicides (-40%)	8%
Autres	5%

Tableau 7 : Types d'engagements contractualisés par les agriculteurs sur les territoires à enjeu eau du Languedoc Roussillon (source : DRAAF LR, CRAE du 25 mars 2013)

Sur une exploitation, plusieurs types de mesures peuvent être contractualisés, mais une parcelle ne peut être engagée que dans une seule de ces mesures. De plus, seules deux mesures, plus l'engagement de conversion à l'agriculture biologique, peuvent être proposées pour la viticulture d'un territoire, les viticulteurs n'ont donc pas tous accès à ces quatre mesures.

Les herbicides sont utilisés en viticulture pour limiter la concurrence par les adventices sur la ressource en eau, particulièrement limitée dans la région Languedoc-Roussillon. Mais des alternatives au désherbage chimique existent, basées sur un désherbage mécanique. Ainsi, il est possible de contrôler le développement des adventices en travaillant le sol des parcelles, en enherbant les parcelles avec des espèces sélectionnées, ou en tondant les herbes poussant naturellement. Les viticulteurs combinent ces différentes techniques sur leur exploitation mais également au sein d'une parcelle. En effet, le désherbage mécanique étant particulièrement difficile sous les rangs de vigne, la solution la plus répandue est de désherber chimiquement sous le rang et mécaniquement entre les rangs de vigne. Cependant, ces pratiques alternatives sont bien plus demandeuses en temps de travail et peuvent nécessiter un investissement dans un matériel spécifique, de type 'intercep' par exemple qui permet de désherber mécaniquement autour des ceps sans les abimer. Si cet investissement peut faire l'objet d'une subvention européenne (par le Plan Végétal Environnemental, PVE), on constate tout de même que le désherbage mécanique est plus répandu dans les vignobles où le vin est mieux valorisé. 19% des surfaces viticoles de la région sont déjà désherbées sans recours aux herbicides en 2010 (Agreste, 2012a). Ces pratiques alternatives sont donc déjà présentes dans la région. Dans ce contexte, nous cherchons donc à mesurer si les MAEt de réduction des herbicides proposées sur les territoires de la région ont réellement permis à des viticulteurs qui n'auraient pas réduit leur utilisation d'herbicides sans cette aide financière d'adopter ces pratiques alternatives.

Comme nous l'avons vu dans le chapitre 1, les MAEt sont mobilisées dans le cadre de projets agro-environnementaux sur des territoires prioritaires faisant face à un enjeu particulier qui est, dans le cas qui nous intéresse, l'amélioration de la qualité des eaux souterraines ou de surface. En amont de la mobilisation du dispositif MAEt pour inciter les agriculteurs à adopter des pratiques plus respectueuses de l'environnement, plusieurs étapes sont indispensables à la construction du projet agro-environnemental (Chapitre 1, Figure 4 p. 26). D'abord, au sein des zones prioritaires définies dans le document régional de développement rural (DRDR), un diagnostic hydrogéologique et de vulnérabilité doit permettre de délimiter le territoire, généralement le bassin versant d'où proviennent les polluants qui contaminent la masse d'eau d'intérêt (un captage ou un cours d'eau prioritaire). Cette délimitation doit faire l'objet d'un arrêté préfectoral. Puis, un porteur de projet doit se porter volontaire pour être opérateur du territoire. C'est cet opérateur qui construira le projet agro-environnemental du territoire dans lequel sont inclues les MAEt, sur la base d'un diagnostic agro-environnemental du territoire au cours duquel sont recensées les pratiques agricoles du territoire. Cet opérateur animera par la suite le projet en promouvant les MAEt auprès des agriculteurs de son territoire. Suivant les territoires, ces étapes successives ont été plus ou moins longues à mettre en œuvre et il en résulte que les territoires se sont ouverts progressivement dans le temps (Figure 12). On considère ici qu'un territoire est ouvert la première année où les agriculteurs du territoire ont la possibilité de contractualiser une MAEt. Avant l'ouverture du territoire les agriculteurs sont inéligibles au dispositif MAEt.

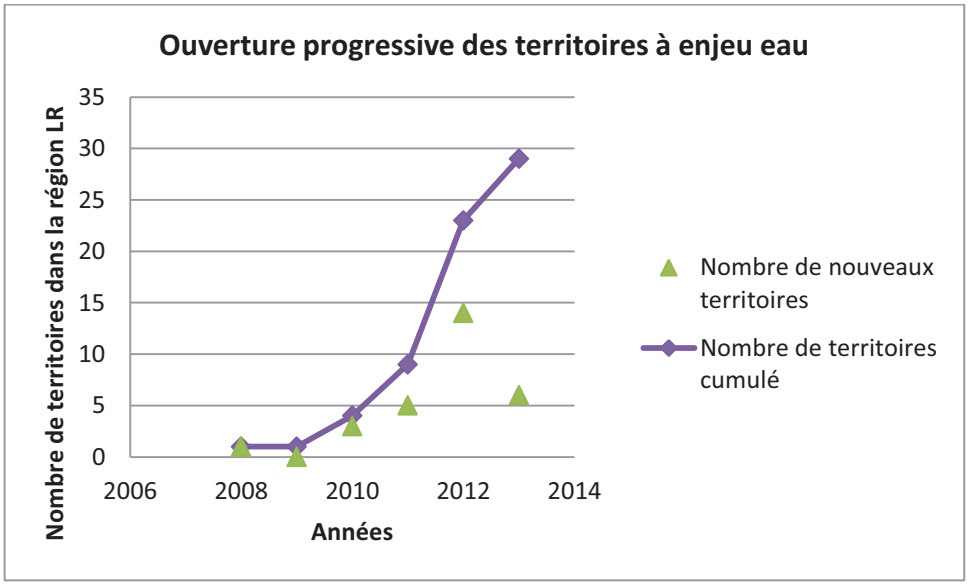


Figure 12 : Ouverture progressive des territoires de la région

Cette ouverture progressive constitue donc une expérience naturelle où les pratiques des agriculteurs situés sur territoires ouverts plus tardivement peuvent servir de pratiques

contrefactuelles pour les agriculteurs des territoires ouverts au cours des premières années. On peut également noter que le dispositif MAEt, bien que la programmation ait commencé depuis 2007, n'a réellement démarré pour l'enjeu eau en Languedoc-Roussillon qu'à partir de 2010, car avant cette date les engagements unitaires disponibles pour la viticulture n'étaient pas adaptés à la région, en particulier l'engagement unitaire Phyto_04, dont l'objectif est une réduction progressive de l'utilisation d'herbicides à un niveau de référence. En effet, la référence utilisée en viticulture pour la région Languedoc-Roussillon était trop basse par rapport aux pratiques de la région, et ce n'est qu'avec l'introduction dans le menu national de l'engagement unitaire Phyto_10 (absence d'herbicides sur l'inter-rang) que la situation s'est débloquée.

3. Cadre de l'analyse empirique

Cette partie présente les difficultés méthodologiques de la mesure de l'impact des MAEt dans notre étude de cas (3.1), puis les stratégies d'identification de l'impact mobilisées (3.2) et finalement les données utilisées (3.3).

3.1. Le problème de l'évaluation

Après avoir défini ce que nous entendons par « impact des MAEt » (§3.1.1), nous montrons que l'estimation de cet impact par les méthodes traditionnelles (la comparaison « avant-après » et la méthode « avec-sans ») est soumise à deux types de biais potentiels (respectivement le biais temporel, §3.1.2 et le biais de sélection, §3.1.3).

3.1.1. Définition de l'effet additionnel ou impact

L'objectif de notre évaluation est de mesurer l'impact, ou effet additionnel, des MAEt sur l'utilisation d'herbicides par les viticulteurs engagés dans le dispositif. Nous souhaitons savoir si le niveau d'utilisation des herbicides observé chez les viticulteurs engagés dans une MAEt est dû au dispositif MAEt, et uniquement à ce dispositif. Nous qualifierons par la suite les viticulteurs engagés en MAEt de viticulteurs *traités*. Nous souhaitons donc mesurer l'impact du *traitement* (la contractualisation d'une MAEt) sur les *traités*.

Le modèle à la base de l'évaluation de l'impact de politiques publiques a été développé par Rubin (1974). Nous empruntons sa notation à Fougère (2010). Soit un échantillon de N individus i. Soit la variable T, qui prend la valeur 1 si l'individu bénéficie du traitement (de la MAEt) et 0 sinon. N^T est le nombre d'individus traités. Chaque individu utilise une quantité d'herbicides, Y, qui est la variable de résultat. Y est fonction de deux variables latentes Y_0, si l'individu ne bénéficie pas de la MAEt, et Y_1 s'il y participe. Ces deux variables latentes représentent les résultats potentiels du dispositif MAEt.

Pour chaque individu, il est évidemment impossible d'observer simultanément Y_0 et Y_1 : il est seulement possible d'observer Y_1 chez les individus engagés, et Y_0 pour les individus hors MAEt. Ainsi, le résultat Y s'exprime en fonction de T, Y_0 et Y_1 selon l'expression suivante :

$$Y = TY_1 + (1 - T)Y_0 \quad (1)$$

Pour chaque individu engagé, l'impact, Δ, de la contractualisation d'une MAEt sur ses pratiques d'utilisation d'herbicides, Y, est la différence entre la quantité d'herbicides qu'il utilise sous MAEt (Y_1), et ce qu'aurait été son utilisation s'il n'avait pas souscrit de MAEt (Y_0) : $\Delta = Y_1 - Y_0$. Ce niveau Y_0 correspond au résultat contrefactuel. Cet impact a deux caractéristiques (Fougère, 2010) : il est inobservable et individuel. Notre paramètre d'intérêt est l'effet moyen des MAEt sur les viticulteurs engagés, soit l'effet moyen du traitement dans la population des individus traités : Δ^{TT}. Il correspond à la différence moyenne entre la quantité d'herbicides utilisée par les traités, Y_1 et leur niveau contrefactuel, Y_0.

$$\Delta^{TT} = E(Y_1 - Y_0 | T = 1) \quad (2)$$

L'objectif est donc d'estimer le niveau contrefactuel d'utilisation des herbicides. Pour cela, il convient d'identifier un groupe de contrôle valide, c'est-à-dire un groupe de non-traités dont le niveau d'utilisation d'herbicides est identique au niveau contrefactuel des traités (Gertler *et al.*, 2011). L'estimation du niveau d'herbicide contrefactuel par les méthodes traditionnelles est susceptible d'être biaisée. En effet, la comparaison chez les traités de la quantité d'herbicides actuellement utilisée à la quantité d'herbicides utilisée avant contractualisation souffrirait d'un biais temporel (§3.1.2) tandis que la comparaison de la quantité d'herbicides utilisée par les traités à celle utilisée par les non traités à la même date souffrirait d'un biais de sélection (§3.1.3).

3.1.2. Biais temporel

La comparaison des pratiques après contractualisation des individus engagés aux pratiques qu'ils avaient avant de s'engager englobe au-delà de l'impact réel que l'on cherche à mesurer, Δ^{TT}, un biais, qui est qualifié de biais temporel (Figure 13). En effet, pour que cette comparaison soit valide, cela supposerait qu'en l'absence du dispositif MAEt, le niveau d'utilisation d'herbicides aurait été constant dans le temps. Or, chaque année, les viticulteurs adaptent leur utilisation d'herbicides en fonction de la pression des adventices (qui dépend notamment des conditions climatiques), du prix des intrants et du prix de vente de la production. Cette hypothèse est donc peu réaliste et il est nécessaire de recourir à d'autres stratégies d'identification de l'impact.

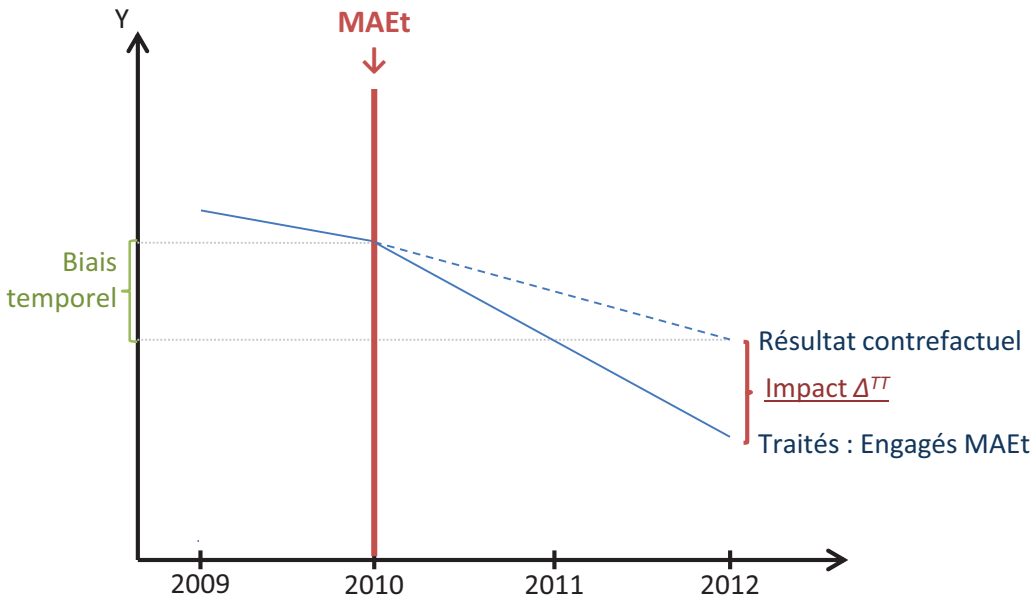


Figure 13 : Représentation graphique du biais temporel

3.1.3. Biais de sélection

Une autre solution pour mesurer l'impact des MAEt sur les pratiques des viticulteurs pourrait être de comparer les bénéficiaires de MAEt aux non bénéficiaires. Mais cette comparaison conduirait à une estimation non-biaisée de l'impact uniquement sous l'hypothèse d'indépendace des variables aléatoires Y_0 et T, c'est-à-dire que le niveau moyen d'utilisation d'herbicides chez les traités en l'absence de traitement aurait été le même que le niveau moyen d'utilisation d'herbicides observé chez les non-traités. En effet, dans ce cas, on aurait $E(Y_0|T=1) = E(Y_0|T=0)$, et l'effet moyen du traitement chez les traités s'écrirait comme la différence entre l'utilisation moyenne d'herbicides chez les traités et les non traités :

$$\Delta^{TT} = E(Y_1|T=1) - E(Y_0|T=1) = E(Y_1|T=1) - E(Y_0|T=0) \quad (3)$$

L'hypothèse d'indépendance de T et Y_0 serait valide dans le cas d'une expérimentation contrôlée par exemple, puisque dans ce cas le traitement est affecté aléatoirement aux individus de la population étudiée. Or, le dispositif MAEt est un dispositif volontaire et donc par nature soumis à une auto-sélection des participants. Il est donc très probable que les participants au dispositif diffèrent systématiquement des non-participants. L'hypothèse d'indépendance de T et Y_0 n'est donc pas vérifiée dans notre cas, du moins à l'échelle de l'ensemble des agriculteurs des territoires (participants et non participants). Alors, l'effet mesuré par comparaison de l'utilisation moyenne d'herbicides chez les traités et les non traités englobe non seulement l'impact réel que l'on cherche à mesurer, Δ^{TT}, mais également un biais de sélection, B^{TT} :

$$E(Y_1|T=1) - E(Y_0|T=0) = E(Y_1|T=1) - E(Y_0|T=1) + E(Y_0|T=1) - E(Y_0|T=0)$$

$$= \Delta^{TT} + B^{TT} \quad (4)$$

Le graphique ci-dessous (Figure 14) représente ce biais de sélection, dans le cas où l'on comparerait en 2012 l'utilisation d'herbicides des viticulteurs engagés avec celle des viticulteurs non engagés.

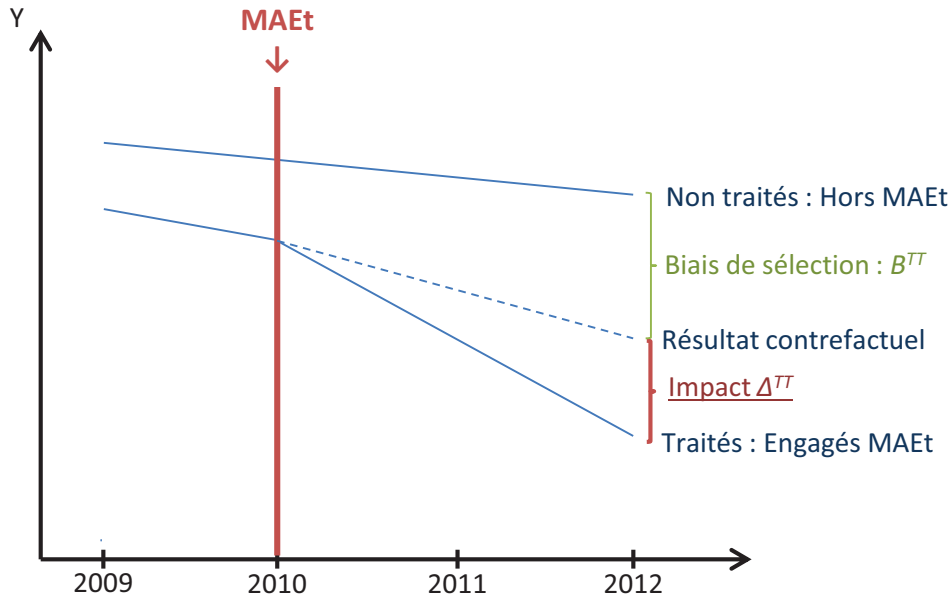


Figure 14 : Représentation graphique du biais de sélection

Notre objectif est donc de mobiliser une stratégie d'identification qui permette d'éliminer le biais de sélection.

3.2. Stratégies d'identification de l'impact et estimateurs

3.2.1. Modèle empirique

Pour un viticulteur *i*, la décision de s'engager en MAEt dépend des coûts C_i encourus pour sa mise en conformité avec le cahier des charges de la mesure (adoption de pratiques alternatives aux herbicides chimiques, temps passé à l'enregistrement des pratiques, etc.…) et des bénéfices B_i qu'il en retire (paiement annuel, valorisation de la production ou autre). Ces coûts et bénéfices ne sont pas connus, mais ils dépendent eux-mêmes de caractéristiques observables (par exemple la taille de leur exploitation ou la main d'œuvre disponible) et inobservables (la sensibilité environnementale par exemple) des viticulteurs. Soit W_i l'ensemble de ces caractéristiques pour un viticulteur *i*. La participation dépend également de facteurs Z_i exogènes aux pratiques du viticulteur mais qui conditionnent son éligibilité (l'ouverture administrative de son territoire par exemple). Le modèle de participation au dispositif peut alors s'exprimer ainsi :

$$T = 1\ si\ T^* > 0$$

$$T = 0\ if\ T^* \leq 0$$

Avec $T^* = B_i - C_i = bW_i + cZ_i + \varepsilon_i$

La variable *T** est une variable latente et *T* est une variable binaire qui vaut 1 si le viticulteur contractualise une MAEt et 0 sinon, ε_i est un terme d'erreur aléatoire. La probabilité qu'un viticulteur s'engage en MAEt est alors :

$$P(T_i = 1) = P(bW_i + cZ_i + \varepsilon_i > 0) = F(bW_i + cZ_i)$$

où F est la fonction de distribution cumulative d'une loi normale.

Dans notre modèle, la quantité d'herbicides utilisée par les viticulteurs dépend elle aussi des caractéristiques W_i du viticulteur. Formellement, la quantité Y_i d'herbicides utilisée par un viticulteur *i* est décrite par la fonction suivante :

$$Y_i = f(W_i, T_i)$$

Les variables du vecteur *W* expliquent à la fois la participation au dispositif MAEt et la quantité d'herbicides utilisée, elles sont donc source de biais de sélection. De nombreuses caractéristiques sont susceptibles de favoriser à la fois l'adoption des pratiques alternatives à l'utilisation d'herbicides et donc la quantité d'herbicides utilisée, et la contractualisation d'une MAEt. Par exemple, la formation et l'âge du viticulteur peuvent favoriser l'apprentissage des nouvelles pratiques. Ainsi, si les viticulteurs les plus jeunes sont à la fois plus enclins à participer aux dispositifs agro-environnementaux et plus enclins à adopter des pratiques respectueuses de l'environnement (en dehors de tout dispositif), il est nécessaire de tenir compte de l'âge des viticulteurs dans l'estimation de l'impact du dispositif. En pratique, il s'agit de comparer des groupes ayant le même âge en moyenne. Bien d'autres caractéristiques sont à l'origine de l'auto-sélection systématique d'un certain type de viticulteurs dans les dispositifs agro-environnementaux. La main d'œuvre disponible, par exemple, détermine le choix d'adoption des pratiques alternatives car celles-ci sont plus demandeuses en temps de travail. De même, la présence d'irrigation peut permettre de mettre en place de l'enherbement contrôlé car elle limite la concurrence sur la ressource en eau. Le type de production et de vinification peuvent influencer le prix de vente de la production et indirectement la motivation et la capacité à s'engager dans une réduction des intrants phytosanitaires. Enfin, la présence d'un revenu extérieur à l'exploitation joue un rôle d'assurance du revenu pour le foyer et facilite l'adoption d'une MAEt qui peut augmenter les risques de variabilité des rendements. De Francesco *et al.* (2008), montrent dans une étude portant sur les agriculteurs du Nord de l'Italie que

la dépendance du revenu du foyer vis-à-vis de l'activité agricole diminue la propension des agriculteurs à s'engager en MAE. Enfin, le vecteur *W* inclut naturellement des caractéristiques liées aux préférences environnementales du viticulteur (ses motivations intrinsèques).

3.2.2. Stratégie d'identification basée sur l'hypothèse d'expérience naturelle

Dans notre modèle, les facteurs *Z* qui déterminent la participation des viticulteurs au dispositif sans influencer leur niveau de pratique *Y* (en dehors de l'effet qu'ils ont à travers la variable *T*) sont inobservés. Ces facteurs jouent néanmoins le rôle d'instruments dans l'estimation de l'impact de la variable *T* sur la variable *Y*. Ils expliquent la coexistence la même année de deux groupes de viticulteurs (l'un traité, l'autre non-traité) présentant les mêmes caractéristiques *W* à la date de lancement du dispositif. Il s'agit de facteurs influençant la date d'ouverture des territoires, comme les délais liés à la multiplicité des étapes préalables à l'ouverture du territoire notamment (Chapitre 1, Figure 4, p. 26). Ces facteurs expliquent très bien la participation du viticulteur au dispositif (si le territoire n'est pas éligible, le viticulteur ne peut pas participer même s'il le souhaite) mais ne sont pas directement liés à ses pratiques *Y.* L'ouverture progressive des territoires de la région constitue ainsi une expérience naturelle, puisqu'elle garantit la coexistence en 2011 de deux groupes similaires en 2010 : les viticulteurs engagés en 2010 et les viticulteurs destinés à s'engager en 2012. Si l'on considère ces deux groupes de viticulteurs, il est raisonnable de supposer que la propriété d'indépendance de *T* et Y_0 est satisfaite. Notre stratégie d'identification de l'impact consiste donc à comparer le niveau d'utilisation moyen des herbicides en 2011 sur les territoires traités (ouverts en 2010) à celui sur les territoires non traités en 2011 mais destinés à l'être par la suite (en l'occurrence en 2012).

En intégrant dans le groupe de contrôle uniquement les agriculteurs qui vont s'engager par la suite, nous faisons l'hypothèse que les caractéristiques *W* qui régissent à la fois la décision de participation aux MAEt et le niveau d'utilisation d'herbicides, sont en moyenne équivalentes avant le lancement du dispositif chez les futurs-engagés de territoires ouverts en 2012 et chez les agriculteurs engagés sur les territoires ouverts en 2010. Sous cette hypothèse, l'utilisation d'herbicides des futurs engagés constitue un contrefactuel valide pour les traités en 2011. Autrement dit, nous supposons que si les traités n'avaient pas contractualisé de MAEt en 2010, leur niveau moyen d'utilisation d'herbicides en 2011 aurait été le même que le niveau moyen que nous observons en 2011 chez les agriculteurs engagés en 2012. Dit encore autrement, nous supposons que les agriculteurs engagés sur des territoires ouverts en 2012 se seraient engagés en 2010 s'ils en avaient eu la possibilité. Si ceci est vrai, la propriété d'indépendance est satisfaite.

La Figure 15 résume la stratégie envisagée, dans un contexte hypothétique de baisse générale de l'utilisation d'herbicides, avec une baisse plus importante due à la contractualisation d'une MAEt, mais la figure n'illustre en aucun cas des valeurs réelles.

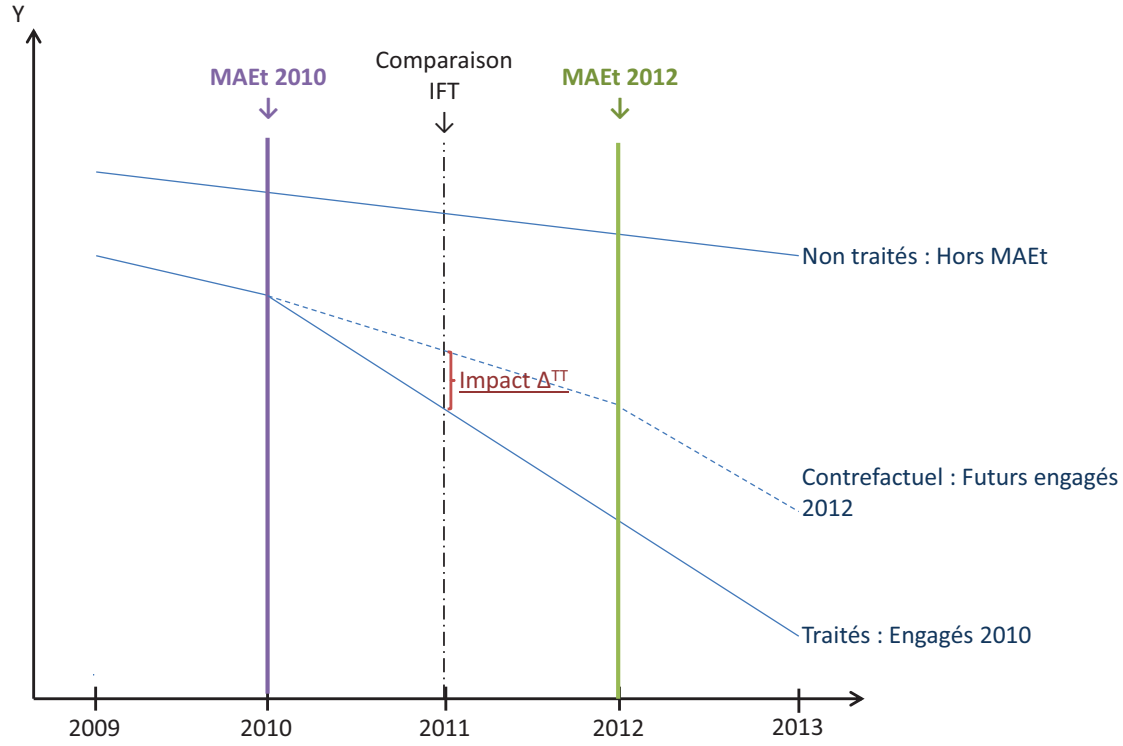


Figure 15 : Mesure de l'impact en situation d'expérience naturelle

Notons enfin que la propriété d'indépendance précédente est satisfaite si l'introduction de la MAEt en 2010 n'affecte pas le niveau d'utilisation d'herbicides des futurs engagés. Cette hypothèse est vraisemblable puisque les viticulteurs des deux groupes sont situés sur des territoires différents, et que les viticulteurs engagés en 2010 sont très peu nombreux (une cinquantaine sur la région Languedoc Roussillon). Il y a donc peu de risque que leur contractualisation ait pu avoir des effets indirects sur le niveau d'utilisation d'herbicides des autres viticulteurs de la région et en particulier des futurs engagés. Il est certes possible que les traités influencent la décision de participation des autres agriculteurs (leurs voisins par exemple). Dans ce cas ils sont à l'origine d'un meilleur déploiement du dispositif. Mais ceci ne remet pas en question notre stratégie d'identification dès lors que les traités influencent uniquement leur décision de participer dans le futur et non pas le niveau de pratique des non-participants en 2011.

En conclusion, si l'hypothèse d'expérience naturelle tient, la simple comparaison de l'utilisation moyenne d'herbicides en 2011 des viticulteurs engagés en 2010 à celle des futurs engagés (2012) est une mesure sans biais de l'impact du traitement sur les traités en 2011, Δ^{TT} :

$$\Delta^{TT} = \mathrm{E}(Y_1|T=1) - \mathrm{E}(Y_0|T=0) \quad (5)$$

En pratique, l'estimation de l'impact $\hat{\Delta}^{TT}$ est obtenue en régressant la variable *Y* sur la variable *T*. La taille de l'écart type obtenu donne la significativité de l'impact moyen mesuré :

$$Y_i = \Delta^{TT}.T_i + \varepsilon_i \quad (6)$$

3.2.3. Stratégies d'identification basées sur la sélection sur les observables

Principe et hypothèses de validité des méthodes d'appariement

Si l'hypothèse d'expérience naturelle est valide, les groupes de traités et de futurs traités retenus pour l'analyse présentent en moyenne les mêmes caractéristiques *W*. Dans ce qui suit, nous présentons des méthodes permettant de tester partiellement la robustesse de cette stratégie d'identification. Nous appelons *X* le sous-ensemble (inclus dans *W*) des caractéristiques observables par l'évaluateur et nous présentons une stratégie d'identification grâce à laquelle nous contrôlons explicitement l'effet des caractéristiques observables, à l'aide de méthodes d'appariement. Si l'effet mesuré via l'appariement sur la base des *X* conduit à une estimation de l'impact similaire à celle obtenue via l'expérience naturelle, nous conclurons que l'ouverture graduelle des territoires à l'origine de l'expérience naturelle a effectivement permis la coexistence en 2011 de traités et de non-traités présentant en moyenne les mêmes caractéristiques observables avant le déploiement du dispositif (en 2009 dans notre cas).[26]

Les méthodes d'appariement permettent de corriger les biais liés aux caractéristiques observables. Ces méthodes permettent donc d'estimer l'impact sans biais de *T* sous l'hypothèse (forte) qu'aucun facteur en dehors des caractéristiques observables n'est à l'origine de l'auto-sélection des participants. C'est l'hypothèse d'indépendance *conditionnelle* de Y_0 et de *T*. Cela signifie qu'un individu traité aurait eu la même utilisation d'herbicides qu'un individu non traité ayant les mêmes caractéristiques observables *X* en l'absence de traitement. Dans notre cadre d'analyse, cela signifierait par exemple que les « motivations intrinsèques » des viticulteurs, difficilement observables, ne seraient pas source de biais (contrairement à la taille de l'exploitation ou au type de vinification par exemple). Ceci peut sembler une hypothèse forte mais elle l'est moins si l'on considère que ces motivations intrinsèques sont déterminées par des caractéristiques facilement observables telles que l'âge ou la formation. Ainsi, en tenant compte de l'âge et de la formation des

[26] Notons que ce test de robustesse ne permet pas de conclure quant au biais potentiel induit par les préférences inobservables des viticulteurs (leurs motivations intrinsèques notamment).

viticulteurs, on contrôlerait en grande partie l'impact de leur sensibilité environnementale dans leur choix de pratiques et de participation aux dispositifs agro-environnementaux. De plus, en comparant les pratiques de viticulteurs engagés à celles de viticulteurs sur le point de s'engager, l'hypothèse selon laquelle les motivations intrinsèques des viticulteurs sont en moyenne équivalentes dans les deux groupes (en 2009) semble pertinente.

Sous cette hypothèse d'indépendance conditionnelle, l'impact moyen de la MAEt sur les pratiques de viticulteurs traités ayant les caractéristiques $X = x_i$, noté $\Delta^{TT}(x_i)$, s'écrit de la manière suivante:

$$\Delta^{TT}(x_i) = E(Y_1 - Y_0 | X = x_i, T = 1)$$

$$= E(Y_1 | X = x_i, T = 1) - E(Y_0 | X = x_i, T = 0) + E(Y_0 | X = x_i, T = 0) - E(Y_0 | X = x_i, T = 1)$$

Sous l'hypothèse d'indépendance conditionnelle, $E(Y_0 | X = x_i, T = 0) = E(Y_0 | X = x_i, T = 1)$, et $\Delta^{TT}(x_i)$ peut être estimé par la différence entre le niveau de pratique de l'individu traité et le niveau du contrefactuel ayant les mêmes caractéristiques x_i. On reconstitue pour chaque individu traité *i* aux caractéristiques x_i, un contrefactuel ayant les mêmes caractéristiques x_i. Autrement dit on cherche à estimer $g(x_i) = E(Y_0 | X = x_i, T = 0)$ pour chaque individu traité de la population. L'estimation de l'impact $\hat{\Delta}^{TT}$ est obtenue par la moyenne des impacts individuels $\Delta^{TT}(x_i)$ sur l'ensemble des individus traités (Fougère, 2010) :

$$\hat{\Delta}^{TT} = \frac{1}{N^T} \sum_{i \in I^T} \left(y_i - \hat{g}(x_i) \right) \quad (7)$$

avec N^T le nombre d'individus traités, appartenant au groupe des individus traités, noté I^T.

Une autre hypothèse doit ici être vérifiée pour pouvoir estimer l'impact sur l'ensemble des individus traités : l'existence de non participants susceptibles d'appartenir au groupe de contrôle. En effet, pour chaque ensemble de caractéristiques *X*, la probabilité de ne pas participer à une MAEt ne doit pas être nulle ($P(T = 1|X) < 1$). Finalement, l'hypothèse d'existence d'un support commun garantit qu'il existe un nombre suffisant de non traités comparables à chaque individu traité de l'échantillon (Todd, 2008). Le support commun correspond à l'intersection des supports des distributions des probabilités d'être traité sachant *X*, $P(T = 1|X)$, dans le groupe des participants et dans le groupe des non-participants. Cette probabilité d'être traité sachant *X* correspond au score de propension défini dans le paragraphe 4.4.1.

Encadré 5 : Synthèse des hypothèses nécessaires à l'identification par appariement

Hypothèse 1, indépendance conditionnelle de Y_0 et de T (sélection sur les observables) :

$E(Y_0|X, T = 0) = E(Y_0|X, T = 1)$

Hypothèse 2, stable unit treatment value assumption (Rubin, 1978) : l'introduction de la MAEt en 2010 ne doit pas avoir affecté le niveau d'utilisation d'herbicides des futurs engagés.

Hypothèse 3, existence de non-participants : $P(T = 0|X) > 0$ autrement dit $P(T = 1|X) < 1$

Hypothèse 4, existence d'un support commun : il existe un intervalle commun entre les supports des distributions des scores de propension des engagés et des futurs engagés.

L'identification basée sur l'expérience naturelle est donc préférable à celle basée sur la sélection sur les observables car moins d'hypothèses sont nécessaires pour la mettre en œuvre. Les méthodes d'appariement ne seront donc mobilisées que pour conforter les résultats obtenus sous l'hypothèse d'expérience naturelle, en contrôlant par les caractéristiques observables *X*.

Définition des estimateurs de matching mobilisés

Pour reconstituer le niveau contrefactuel d'utilisation d'herbicides, et pouvoir estimer $g(x_i)$, plusieurs méthodes d'appariement (*matching*) ont été développées (Imbens, 2004).

Appariement sur les caractéristiques observables (Abadie et Imbens, 2002).

Dans ce cas, les individus non traités utilisés pour estimer $g(x_i)$ sont ceux dont les caractéristiques observables *X* sont les mêmes que celles de l'individu *i*, de manière à satisfaire l'hypothèse d'indépendance conditionnelle. Il est rare qu'il existe au sein d'un échantillon un individu non traité ayant exactement les mêmes niveaux de *X*, alors, ce sont le ou les individus non-traités dont les caractéristiques sont les plus proches de celles de l'individu traité qui sont retenus : ces non-traités retenus pour la comparaison sont appelés les voisins les plus proches (*nearest neighbors*). Nous avons choisi de retenir pour cette méthode un ou deux voisins les plus proches. Notons $\tilde{\imath}(i)$, le voisin le plus proche de *i*. Alors, l'estimateur de l'impact moyen du traitement sur les traités, Δ^{TT} est :

$$\hat{\Delta}^{TT} = \frac{1}{N^T} \sum_{i \in I^T} \left(y_i - y_{\tilde{\imath}(i)} \right) \quad (8)$$

Dans le cas de deux voisins, c'est leur utilisation moyenne d'herbicides qui est retenue comme valeur de $y_{\tilde{\imath}(i)}$.

Appariement sur les scores de propension (Rosenbaum et Rubin, 1985)

Lorsque le nombre de caractéristiques *X* est grand, il peut être difficile de réaliser un appariement sur les *X*. Rosenbaum et Rubin (1985) ont proposé de résumer ces caractéristiques en une seule variable : le score de propension *P(X)*. Il s'agit de la probabilité d'être traité conditionnellement à *X*, $P(T = 1|X)$. Le score d'un individu *i* est noté P_i.

Rosenbaum et Rubin (1985) montent que si l'hypothèse d'indépendance de Y_0 et *T* est satisfaite conditionnellement aux *X*, alors elle est également satisfaite conditionnellement aux scores de propension. Il est donc possible d'utiliser ces scores de propension pour sélectionner les non-traités dont le niveau d'utilisation d'herbicides servira de niveau contrefactuel. Dans ce cas, le voisin le plus proche $\tilde{\imath}(i)$ est défini de manière à minimiser la différence de scores de propension avec l'individu traité : $\left\|P_i - P_{\tilde{\imath}(i)}\right\|$.

Nous avons également choisi d'utiliser cette méthode d'appariement avec un puis deux voisins les plus proches. Dans le cas de deux voisins, on sélectionne les deux voisins qui minimisent la distance $\left\|P_i - P_{\tilde{\imath}(i)}\right\|$, et de nouveau leur utilisation moyenne d'herbicides est retenue comme valeur de $y_{\tilde{\imath}(i)}$.

Appariement avec fonction de Kernel et appariement local linéaire (Heckman *et al.*, 1997, 1998)

L'appariement avec fonction de Kernel permet d'apparier, non pas un ou deux individus non traités, mais l'ensemble des individus non participants *j* à chaque traité *i*, au sein de la zone de support commun, de façon à estimer $g(x_i)$ tel que (Todd, 2008) :

$$\hat{g}(x_i) = \sum_{j \in I^C} W(i,j)\, Y_{0j} \qquad (9)$$

Avec I^C l'ensemble des individus non traités (groupe de contrôle). Chaque non traité se voit donc affecter un poids *W(i,j)* qui est fonction de la distance de son score de propension P_j au score de propension P_i du traité *i* :

$$W(i,j) = \frac{G\left(\frac{P_j - P_i}{a_n}\right)}{\sum_{k \in I^C} G\left(\frac{P_k - P_i}{a_n}\right)} \qquad (10)$$

Où G(.) est une fonction de Kernel et a_n est le paramètre appelé fenêtre d'estimation (*bandwidth*), qui régit le degré de lissage de l'estimation. Dans notre cas, a_n est fixé à 0,06.

Heckman, Ichimura et Todd (1997) ont également développé un estimateur appelé appariement par régression locale linéaire, qui est une version généralisée de l'appariement avec fonction de Kernel.

3.3. Données utilisées

Plusieurs types de données sont nécessaires à notre analyse : d'une part les quantités d'herbicides utilisées par les viticulteurs (correspondant à la variable de résultat, *Y*), et d'autre part les caractéristiques individuelles nécessaires aux appariements (appelées variables de contrôle, *X*).

3.3.1. Sources des données

Collecte des données d'utilisation d'herbicides (Y)

Chaque agriculteur qui souhaite contractualiser une MAEt de réduction de l'utilisation d'herbicides doit au préalable faire réaliser un diagnostic de son exploitation par un technicien agréé. Ce diagnostic vise à *« accompagner les exploitants dans le choix des mesures pertinentes pour son exploitation parmi celles proposées sur le territoire et à localiser ces mesures de manière pertinente sur l'exploitation, de manière à assurer la cohérence de l'engagement de l'exploitant avec ceux des autres exploitants du territoire et avec le diagnostic de territoire réalisé en amont »* (Ministère de l'agriculture et de la pêche, 2011). Dans ce diagnostic, le technicien relève pour chaque parcelle de l'exploitation la quantité d'herbicides utilisée pour la saison précédente. Donc, un agriculteur qui souhaite s'engager en 2010 aura un diagnostic qui portera sur ses pratiques de 2009. Puis, pendant les 5 ans du contrat, les agriculteurs doivent faire réaliser chaque année un bilan de la stratégie de protection des cultures. Ce bilan n'a pas vocation à servir de contrôle du respect du cahier des charges de la MAEt contractualisée mais à *« accompagner les exploitants dans la mise en œuvre des engagements unitaires agro-environnementaux visant la limitation du recours aux produits phytosanitaires »*. A nouveau, le technicien relève, mais uniquement pour les parcelles engagées, la quantité d'herbicides utilisée. Il est donc possible de connaître l'utilisation d'herbicides chaque année depuis le diagnostic pré-contractualisation sur les parcelles engagées[27]. Ainsi, pour les viticulteurs engagés en 2010, il est possible de connaître l'IFT en 2009 (relevé dans le diagnostic), l'IFT en 2010 (bilan de la 1ère année), l'IFT en 2011 (bilan de la 2ère année) et l'IFT en 2012 (bilan de la 3ère année).

En Languedoc Roussillon, on dénombre en 2012, 23 territoires à enjeu eau animés par 13 animateurs[28]. Neuf d'entre eux, animant 21 de ces 23 territoires, ont accepté de contribuer à la construction de notre base de données des pratiques d'utilisation d'herbicides à partir des données collectées dans les diagnostics et les bilans, sous condition de respect de l'anonymat des

[27] En revanche il n'est pas possible de connaître le niveau d'herbicides utilisés chaque année sur l'exploitation toute entière, ce qui nous empêche d'étudier les éventuelles pratiques de compensation entre parcelles engagées et parcelles non-engagées par exemple.

[28] 6 territoires ont été ouverts en 2013, ce qui porte le nombre actuel de territoires à 29.

informations. Nous avons ainsi collecté et saisi des données sur les trois départements de l'Aude, du Gard et de l'Hérault entre les mois de septembre 2012 et mai 2013. Dans les Pyrénées-Orientales, il n'existait en 2012 qu'un seul territoire à enjeu eau (avec 2 contrats prévus pour 2012). Aux vues des spécificités de la viticulture des Pyrénées-Orientales par rapport à la viticulture du reste de la région (rendements bien plus faibles, parcelles très pentues rendant difficile la mécanisation du désherbage), et du très faible nombre d'agriculteurs engagés dans ce département, nous n'incluons pas ces données dans notre échantillon. Les données concernant 127 contrats sont donc utilisées pour l'analyse[29] (Tableau 8) et concernent essentiellement les territoires du Gard (117 observations) et certains territoires de l'Hérault (10 observations). Au final, les données dont nous disposons représentent la quasi-exhaustivité des observations[30].

	Date d'engagement des viticulteurs			
	2010	**2011**	**2012**	**Total**
Territoires ouverts en 2010	30	5	1	36
Territoires ouverts en 2011	0	7	0	7
Territoires ouverts en 2012	0	0	84	84
Total	**30**	**12**	**85**	**127**

Tableau 8 : Nombre d'observations en fonction de la date d'ouverture de leur territoire et de leur date d'engagement

L'indicateur d'utilisation d'herbicides utilisé est l'IFT Herbicides des parcelles engagées (une définition de l'IFT est donnée dans le chapitre 1, §3.3 p. 28). Pour rappel, l'IFT correspond au *« nombre de doses homologuées appliquées sur une parcelle pendant une campagne culturale »* (Pingault *et al.*, 2009). Il s'avère qu'il existe une certaine variabilité dans les méthodes de calcul de l'IFT, notamment en fonction des références utilisées pour les doses homologuées. Afin d'avoir des données d'IFT herbicides homogènes, nous les avons recalculés à partir des produits et des doses utilisées pour chaque parcelle engagée, puis nous avons calculé la moyenne pondérée par les surfaces sur l'ensemble des surfaces de l'exploitation engagées en MAEt. Ceci nous donne l'IFT herbicides moyen des parcelles engagées pour chaque viticulteur. Lorsque les produits n'étaient pas renseignés, nous avons utilisé l'IFT calculé par l'animateur.

Comme le montre le Tableau 11, les données d'IFT herbicides sont donc disponibles pour l'ensemble de l'échantillon pour les années 2011 et 2012. Toutefois, 2011 est la seule année pour laquelle

[29] 61 observations supplémentaires, dont 15 viticulteurs engagés en 2010, 25 en 2011 et 21 en 2012, sont en cours de saisie et seront mobilisées par la suite pour compléter l'analyse.

[30] En 2010 et 2011, 1750 ha ont été contractualisés en vigne sur des territoires à enjeu eau en Languedoc-Roussillon, parmi lesquels 1050 ha sont inclus dans notre échantillon et 600 ha environ ont été collectés mais n'ont pas pu être saisis pour le moment.

viticulteurs engagés et viticulteurs non-engagés coexistent. Nous appliquerons donc notre stratégie d'identification de l'impact des MAEt aux données 2011.

Données concernant les variables de contrôle (X)

Dans le cadre d'un engagement auprès du comité du secret statistique, nous avons également pu accéder aux données du recensement agricole 2010 au niveau le plus désagrégé, l'exploitation. Le recensement agricole s'est déroulé d'octobre 2010 à avril 2011. Les résultats portent sur la campagne 2009 – 2010[31]. Ceci nous a permis d'apparier notre base de données d'utilisation d'herbicides à ces données sur la base du numéro SIRET[32] des exploitations agricoles. Nous avons ainsi complété les données d'IFT herbicides par les caractéristiques individuelles des exploitants et de leur exploitation. Sur les 127 agriculteurs dont nous avions collecté les données, seulement 15 n'ont pas pu être retrouvés dans le recensement (SIRET non renseigné dans le diagnostic ou le bilan, ou ne correspondant à aucun numéro SIRET du recensement).

Les données du recensement agricole que nous avons utilisées comme variables de contrôle sont les variables qui peuvent avoir influencé la décision du viticulteur de s'engager et son niveau d'utilisation d'herbicides. Nous avons sélectionné un nombre important de variables susceptibles d'être source de biais de sélection (voir paragraphe 3.2.1) et pour lesquelles il existe une variabilité suffisante entre le groupe des traités et le groupe de contrôle (Tableau 10). Il s'agit de variables caractérisant l'exploitant (formation, sexe, âge) et son exploitation (SAU, surface viticole, main d'œuvre disponible, volumes produits, appellations concernant la production de type indication d'origine protégée, surface irriguée, surface en propriété, mode de vinification : cave particulière ou coopérative).

Données concernant la variable de traitement (T)

Les viticulteurs de notre échantillon ont contractualisé (en 2010, 2011 ou 2012) des mesures de réduction des herbicides dont le cahier des charges les contraint à supprimer totalement l'utilisation d'herbicides (Phyto_02), réduire progressivement l'IFT jusqu'à -40% de l'IFT de référence du territoire (Phyto_04), ne plus utiliser d'herbicides sur l'inter-rang (Phyto_10), enherber l'inter-rang (Couver_03), convertir ou maintenir en agriculture biologique les parcelles engagées (BIOCONV et BIOMAINT). Le Tableau 9 indique que la MAEt la plus contractualisée est la Phyto_10. Certains viticulteurs ont adopté des MAEt différentes selon les parcelles de leur exploitation, la somme des nombres d'engagements est donc supérieure au nombre total de viticulteurs engagés. Dans notre

[31] http://agreste.agriculture.gouv.fr, rubrique recensement agricole 2010 – méthodologie.

[32] Le numéro SIRET (Système d'Identification du Répertoire des ETablissements) d'une exploitation est un identifiant unique à chaque exploitation.

analyse d'impact, la variable de traitement *T* prend la valeur 1 lorsque le viticulteur bénéficie d'au moins une MAEt en 2011, et prend la valeur 0 sinon.

Engagement	Montant (€/ha/an)	Nb d'engagements				Surface engagée				
		2010	2011	2012	**TOTAL**	2010	2011	2012	**TOTAL**	% échantillon
Phyto_02	243	0	1	5	**6**	0.0	2.9	12.4	**15.3**	0.5%
Phyto_04	141	6	1	0	**7**	145.1	3.5	0.0	**148.6**	4.9%
Phyto_10	165	21	11	101	**133**	495.2	293.8	1829.7	**2618.7**	85.8%
Couver_03	207	0	0	19	**19**	0.0	0.0	17.8	**17.8**	0.6%
BIOCONV	350	4	0	13	**17**	108.7	0.0	103.7	**212.4**	7.0%
BIOMAINT	150	0	0	2	**2**	0.0	0.0	37.7	**37.7**	1.2%
TOTAL	**---**	**31**	**13**	**140**	**184**	**749.0**	**300.2**	**2001.3**	**3050.6**	**100.0%**

Tableau 9 : Engagement contractualisés par les viticulteurs de l'échantillon

3.3.2. Description de l'échantillon

L'échantillon ainsi constitué inclut uniquement des viticulteurs situés sur des territoires à enjeu eau et volontaires pour contractualiser une MAEt (à des dates différentes). Comme attendu, cet échantillon de viticulteurs diffère à plusieurs égards du reste de la population des viticulteurs de la région Languedoc-Roussillon. Le Tableau 10 présente les valeurs moyennes des caractéristiques dans l'échantillon et dans la région, et le résultat du test d'égalité des moyennes dans les deux groupes en question. Dans l'immense majorité des cas, les résultats montrent une différence statistiquement très significative entre les deux groupes. En moyenne les viticulteurs de notre échantillon sont plus jeunes et avec des durées de formation plus longues. On note également la présence plus fréquente d'un conjoint sur l'exploitation, dont l'activité principale est également une activité agricole. Les exploitations de l'échantillon sont globalement plus grosses que celles de la région (SAU, surface viticole, production totale plus grandes et main d'œuvre, exprimée en UTA[33], plus importante). Ce résultat est en cohérence avec les résultats des analyses des facteurs d'adoption des MAE : généralement les exploitations les plus grandes sont celles qui contractualisent car elles peuvent réaliser des économies d'échelle et ont des coûts de transactions liés au contrat relativement plus faibles (Uthes and Matzdorf, 2013). Une plus grande part de la production est vinifiée en cave particulière et sous indication géographique protégée, ce qui laisse envisager une meilleure valorisation de la production. Les résultats de l'enquête Pratiques culturales 2010 (Agreste, 2012a), montrent que le désherbage mécanique est en général adopté par les exploitations dont les vins sont mieux valorisés. Il est donc logique que ces viticulteurs contractualisent des MAEt de réduction de l'utilisation d'herbicides.

[33] L'unité de travail annuel (UTA) est le volume de travail effectué par une personne à temps complet durant une année (229 jours soit 1607 h de travail annuel)

	Moy. Viti LR	Moy. Ech.	p value	
Caractéristiques de l'exploitant et de son foyer				
Année de naissance du chef d'exploitation	1957.05	1964.53	0.000	***
Sexe du chef d'exploitation (1 : homme, 2 : femme)	1.26	1.15	0.009	***
Formation agricole du chef d'exploitation : Aucun diplôme	0.65	0.35	0.000	***
Formation agricole du chef d'exploitation : Diplômes jusqu'au BAC	0.28	0.44	0.000	***
Formation agricole du chef d'exploitation : Diplômes après BAC	0.07	0.21	0.000	***
Activité principale du conjoint : Activité agricole	0.10	0.23	0.000	***
Activité principale du conjoint : Activité non agricole	0.25	0.29	0.225	
Activité principale du conjoint : Sans activité principale	0.23	0.15	0.048	**
Activité principale du conjoint : Pas de conjoint	0.43	0.32	0.026	**
Caractéristiques de l'exploitation et de la production				
SAU totale (ha)	16.54	35.11	0.000	***
Surface viticole (ha)	11.86	31.25	0.000	***
% de la SAU en viticulture	0.86	0.90	0.071	*
Production viticole totale (hl)	620.74	1311.76	0.000	***
% de la production vinifié en cave particulière	0.14	0.30	0.003	***
Main d'œuvre totale (UTA)	1251.10	2635.03	0.000	***
% de la production viticole sous AOP	0.26	0.75	0.000	***
% de la surface viticole irriguée	0.06	0.03	0.071	*
% de la surface de l'exploitation en propriété	0.65	0.34	0.000	***

Toutes les variables qualitatives (formation et activité) sont codées 0 si non, 1 si oui
*** (resp. **, *) indique que l'hypothèse nulle d'égalité des moyennes dans les deux groupes est rejetée au seuil de 1% (resp. 5%, 10%).

Tableau 10: Statistiques descriptives de l'échantillon et comparaison aux viticulteurs de la région Languedoc-Roussillon

Les IFT moyens des viticulteurs de l'échantillon évoluent entre 2009 et 2012 selon les valeurs suivantes (Tableau 11) :

	IFT 2009					IFT 2010				
	N	Moy.	E.T.	Min	Max	N	Moy.	E.T.	Min	Max
Engagés en 2010	25	1.40	1.14	0.52	6.25	24	0.79	0.42	0	1.77
Engagés en 2011	0	-	-	-	-	12	1.44	1.07	0	2.88
Engagés en 2012	0	-	-	-	-	0	-	-	-	-

	IFT 2011					IFT 2012				
	N	Moy.	E.T.	Min	Max	N	Moy.	E.T.	Min	Max
Engagés en 2010	22	0.60	0.42	0	1.77	20	0.56	0.38	0	1.38
Engagés en 2011	12	1.06	0.71	0	2.75	5	0.75	0.42	0	1.01
Engagés en 2012	74	1.02	0.47	0	2.14	64	0.85	0.42	0	1.87

Tableau 11 : IFT herbicides moyens 2009-2012 de notre échantillon en fonction de l'année d'engagement

Certaines données d'IFT n'ont pas pu être renseignées, avec par exemple pour l'année 2011, seulement 108 données d'IFT pour les 112 individus inclus dans notre base de données issue de l'appariement avec le recensement agricole.

4. Impact des MAEt sur l'utilisation d'herbicides par les viticulteurs du Languedoc-Roussillon

4.1. Déterminants de l'adoption de MAEt pour la réduction des herbicides

Afin d'étudier les déterminants de l'adoption des MAEt de réduction de l'utilisation d'herbicides par les viticulteurs du Languedoc Roussillon, nous étudions le rôle de chacune des caractéristiques observables *X* dans la probabilité de participer au dispositif, en estimant un modèle probit (Tableau 12). Ainsi, nous affectons la valeur 1 à la variable de participation *T* pour les viticulteurs de notre échantillon et la valeur 0 pour tous les autres viticulteurs dont le siège d'exploitation est situé sur une des communes appartenant aux territoires de l'échantillon[34], qui sont donc supposés éligibles mais qui n'ont pas souscrit de MAEt.

Probit regression			Number of obs =	1068	
			LR chi2(19) =	158.68	
			Prob > chi2 =	0.0000	
Log likelihood = -38.464873			Pseudo R2 =	0.2240	
MAEt	Coef.	Std. Err.	z	P>z	95% Conf. Interval
Formation agricole < BAC	**0.39**	**0.15**	**2.65**	**0.01**	**0.10** **0.68**
Formation agricole > BAC	**0.46**	**0.22**	**2.15**	**0.03**	**0.04** **0.88**
Formation continue < BAC	**0.63**	**0.19**	**3.35**	**0.00**	**0.26** **1.00**
Formation continue > BAC	0.51	0.32	1.58	0.12	-0.12 1.15
Formation générale < BAC	0.11	0.17	0.64	0.52	-0.23 0.45
Formation générale > BAC	0.20	0.22	0.93	0.35	-0.23 0.64
Age du chef d'exploitation (année de naissance)	**0.02**	**0.01**	**2.77**	**0.01**	**0.01** **0.03**
Sexe du chef d'exploitation	-0.05	0.17	-0.32	0.75	-0.39 0.28
Activité pcpale conjoint : Activité agricole	**0.50**	**0.18**	**2.78**	**0.01**	**0.15** **0.85**
Activité pcpale conjoint : Activité non agricole	0.21	0.15	1.36	0.17	-0.09 0.51
Activité pcpale conjoint : Sans activité principale	**0.33**	**0.19**	**1.76**	**0.08**	**-0.04** **0.69**
Surface viticole (ha)	**0.02**	**0.01**	**2.47**	**0.01**	**0.00** **0.00**
% de la SAU en viticulture	0.52	0.41	1.28	0.20	-0.28 1.32
Main d'œuvre totale (UTA)	**0.00**	**0.00**	**-1.84**	**0.07**	**0.00** **0.00**
Production viticole totale (hl)	0.00	0.00	-0.10	0.92	0.00 0.00
% de la production viticole sous AOP	**0.58**	**0.20**	**2.88**	**0.00**	**0.19** **0.98**
% de la production vinifié en cave particulière	-0.18	0.16	-1.15	0.25	-0.49 0.13
% de la surface viticole irriguée	0.31	0.68	0.46	0.65	-1.02 1.65
% de la surface de l'exploitation en propriété	**-0.47**	**0.16**	**-2.89**	**0.00**	**-0.79** **-0.15**
Constante	-37.23	12.54	-2.97	0.00	-61.80 -12.65

Pour les variables concernant la formation, le niveau de référence est « Aucun diplôme », pour les variables concernant l'activité principale du conjoint, le niveau de référence est « pas de conjoint »

Tableau 12 : Estimation des déterminants de l'adoption des MAEt par une régression probit

[34] Etant donné que les données du recensement agricole ne permettent pas de déterminer si l'exploitation se situe ou non sur un territoire éligible aux MAEt à enjeu eau, nous utilisons cette approximation pour identifier les viticulteurs éligibles mais non participants.

Les résultats obtenus sont proches de ceux issus de la comparaison de notre échantillon à l'ensemble des viticulteurs de la région Languedoc-Roussillon (§ 3.3.2), la différence étant qu'ici nous comparons les viticulteurs engagés aux viticulteurs éligibles uniquement. Nous constatons donc qu'en Languedoc-Roussillon, les viticulteurs qui ont le plus de chances de contractualiser une MAEt de réduction des herbicides parmi les viticulteurs éligibles sont les plus jeunes et ceux ayant obtenu un diplôme issu d'une formation agricole ou d'une formation continue d'un niveau inférieur au bac, plutôt que ceux n'ayant aucun diplôme. De même, ce sont les exploitations les plus grandes et qui valorisent le mieux leur production (pourcentage de la production commercialisée sous appellation d'origine protégée) qui font le plus fréquemment l'objet de MAEt. Ces résultats vont globalement dans le sens de nos attentes (§ 3.2.1), ces facteurs réduisant le coût de l'adoption de pratiques alternatives au désherbage chimique et sont conformes à ceux généralement obtenus dans la littérature étudiant les facteurs d'adoption des MAE (voir chapitre 1, § 4.3 p. 44). Cependant, la présence d'un conjoint ayant une activité extérieure à l'exploitation ne joue pas le rôle d'assurance de revenu que nous avions anticipé. En effet, si Defrancesco *et al.* (2008) montrent que les agriculteurs qui tendent à contractualiser des MAE sont ceux dont le revenu du foyer dépend le moins de l'activité agricole, dans notre cas, ce sont les viticulteurs qui ont un conjoint inactif ou ayant une activité agricole plutôt que pas de conjoint qui ont le plus tendance à contractualiser une MAEt. De même, la spécialisation de l'exploitation (% de la SAU en viticulture), la vinification en cave particulière ou coopérative et l'irrigation ne semblent pas être des facteurs déterminant l'adoption de MAEt. La présence de main d'œuvre semble avoir un impact significatif mais avec un coefficient très faible. Finalement, les exploitants propriétaires de leurs terres semblent être moins enclins à participer.

4.2. Caractéristiques observables des traités et futurs-traités

Comme nous l'avons vu dans le paragraphe 3.2.2, la mise en œuvre progressive des MAEt peut être considérée comme une expérience naturelle. Sous cette hypothèse, les caractéristiques *W*, et donc a fortiori les caractéristiques *X* observées en 2009 des viticulteurs engagés en 2010 (groupe des traités) sont en moyenne identiques à celles des viticulteurs engagés en 2012 (groupe de contrôle). Pour le vérifier, nous mettons en œuvre divers tests de comparaison (*balancing tests*) des deux groupes. Nous appliquons un test d'égalité des moyennes entre groupes, pour chaque variable du vecteur *X* (test du chi2 sur les variables discrètes et t-test sur les variables continues). Les résultats de ces tests sont satisfaisants (Tableau 13 et Annexe 3). Ils montrent que l'hypothèse nulle d'égalité des moyennes ne peut être rejetée aux seuils habituels de significativité dans la majorité des cas. Ainsi le groupe des traités apparaît en moyenne similaire au groupe de contrôle pour la majorité des variables mesurées en 2009. Les traités sont néanmoins plus nombreux à avoir un conjoint ayant une

activité agricole plutôt que pas de conjoint, et vinifient plus fréquemment en cave particulière plutôt qu'en coopérative.

Variable	Moy. Contrôle T_a=0	Moy. Traités T_a=1	p value	
Caractéristiques de l'exploitant et de son foyer				
Année de naissance du chef d'exploitation	1963.41	1966.48	0.158	
Sexe du chef d'exploitation (1 : homme, 2 : femme)	1.16	1.12	0.611	
Formation agricole du chef d'exploitation : Diplômes jusqu'au BAC	0.35	0.56	0.066	*
Formation agricole du chef d'exploitation : Diplômes après BAC	0.24	0.20	0.658	
Activité principale du conjoint : Activité agricole	0.18	0.40	0.022	**
Activité principale du conjoint : Activité non agricole	0.30	0.28	0.870	
Activité principale du conjoint : Sans activité principale	0.19	0.12	0.428	
Caractéristiques de l'exploitation et de la production				
Surface viticole (ha)	32.10	30.98	0.822	
% de la SAU en viticulture	0.90	0.93	0.259	
Production viticole totale (hl)	1262.61	1303.717	0.875	
% de la production vinifié en cave particulière	0.23	0.57	0.002	***
Main d'œuvre totale (heures de travail/an)	2817.06	2417.93	0.481	
% de la production viticole sous AOP	0.81	0.82	0.912	
% de la surface viticole irriguée	0.03	0.02	0.776	
% de la surface de l'exploitation en propriété	0.32	0.24	0.357	

Toutes les variables qualitatives (formation et activité) sont codées 0 si faux, 1 si vrai
*** (resp. **, *) indique que l'hypothèse nulle d'égalité des moyennes dans les deux groupes est rejetée au seuil de 1% (resp. 5%, 10%).

Tableau 13 : Test d'égalité des moyennes (traités vs. contrôles)

Les tests réalisés indiquent donc que les deux groupes sont similaires sur la période pré-traitement (2009) pour un nombre important de caractéristiques observables, ce qui est le résultat attendu sous l'hypothèse d'expérience naturelle.

4.3. Résultat de l'estimation de l'impact sous l'hypothèse d'expérience naturelle

Sous l'hypothèse d'expérience naturelle, l'impact de la contractualisation d'une MAEt sur l'utilisation d'herbicides par les viticulteurs en 2011 peut être estimé par simple comparaison du niveau moyen d'utilisation d'herbicides dans le groupe des participants et le groupe des futurs engagés (voir équations p. 66). Les résultats de cette estimation sont présentés dans le Tableau 14.

Estimateur	N	Δ^{TT}	Ecart type	t	Significativité
OLS	96	-0.429	0.112	-3.843	***

Note : *** (resp. **, *) indique que l'hypothèse nulle (Δ^{TT} =0) est rejetée au seuil de 1% (resp. 5%, 10%).

Tableau 14: Résultats de l'estimation de l'impact de *T* sur l'IFT herbicides, sous l'hypothèse d'expérience naturelle

L'impact ainsi mesuré est significativement différent de zéro : les viticulteurs qui ont souscrit une MAEt en 2010 ont, en 2011, un IFT herbicides sur les parcelles engagées inférieur de 0,43 points par rapport à l'IFT qu'ils auraient eu s'ils n'avaient pas contractualisé. Ce niveau contrefactuel, mesuré par l'IFT des viticulteurs qui vont s'engager en 2012, est en moyenne de 1,02, ce qui signifie que les viticulteurs traités ont une utilisation d'herbicides inférieure de 42 % à celle du groupe de contrôle.

Pour atteindre cette réduction, les viticulteurs de notre échantillon qui ont contractualisé une MAEt de réduction des herbicides combinent généralement plusieurs stratégies de gestion des adventices et les adaptent en fonction des besoins et des caractéristiques des parcelles. Ils réduisent globalement les doses utilisées, favorisent le travail du sol, en général sur l'inter-rang mais certains sous le rang également, et combinent le travail du sol à de l'enherbement ou à une gestion de l'enherbement spontané par tonte un rang sur 2 ou un rang sur 4. La plupart du temps, les herbicides chimiques sont utilisés sous les rangs de vigne uniquement. Par exemple, un des viticulteurs engagé en 2010 combine pour l'année 2011 trois itinéraires techniques différents. Le premier associe un désherbage chimique sous le rang de vigne à très faible dose (herbicide de prélevée uniquement) et un travail du sol entre les rangs de vignes et atteint un IFT herbicides de 0,2 pour cet itinéraire. Le second itinéraire, est équivalent au premier itinéraire mais le désherbage chimique des rangs associe un herbicide de prélevée et un herbicide foliaire pour éliminer les adventices déjà présents, tous les deux utilisés sous la dose homologuée (IFT herbicides de 0,82). Dans le troisième itinéraire seuls les rangs de vigne sont désherbés chimiquement, les inter-rangs étant tondus en mai et en juillet lorsque l'enherbement spontané devient trop important (IFT herbicides de 0,82). Finalement, sur les parcelles engagées situées à proximité des ruisseaux, cet exploitant désherbe chimiquement les rangs de vigne avec un herbicide foliaire (IFT herbicides de 0,62). Il atteint ainsi sur ses parcelles engagées un IFT moyen de 0,68, proche de la moyenne des viticulteurs engagés en 2010.

4.4. Stratégies d'identification alternatives

L'application des méthodes d'appariement nécessite au préalable une délimitation du support commun.

4.4.1. Délimitation du support commun

Sous l'hypothèse de sélection sur les observables, nous appliquons les méthodes d'appariement qui permettent de mesurer l'impact pour chaque individu traité en reconstituant un niveau d'utilisation d'herbicides contrefactuel pour chacun. Nous estimons pour chaque individu de la population viticole de la région le score de propension associé aux caractéristiques *X*. En pratique, cela consiste à estimer pour chaque individu sa probabilité de contractualiser une MAEt, à partir du modèle probit estimé dans le paragraphe 4.1 (Tableau 12).

La Figure 16 montre la densité de traités et de futurs traités en 2011 pour chaque niveau de score de propension. Les deux distributions sont quasi-superposables avec un score de propension moyen de 0,25 dans le groupe de contrôle (écart type de 0,18) et de 0,30 chez les engagés en 2010 (écart type de 0,15), ce qui est le résultat attendu sous l'hypothèse d'expérience naturelle (en 2010, les traités et les futurs-traités ont des chances identiques de contractualiser compte tenu de leurs caractéristiques *X*). La procédure de délimitation du support commun conduit à la suppression dans le groupe des traités d'un seul individu dont le score de propension est trop élevé pour être comparable à celui d'un individu du groupe de contrôle. Le support commun est donc constitué des 74 individus issus du groupe de contrôle utilisé dans l'estimation précédente et de 24 viticulteurs engagés en 2010.

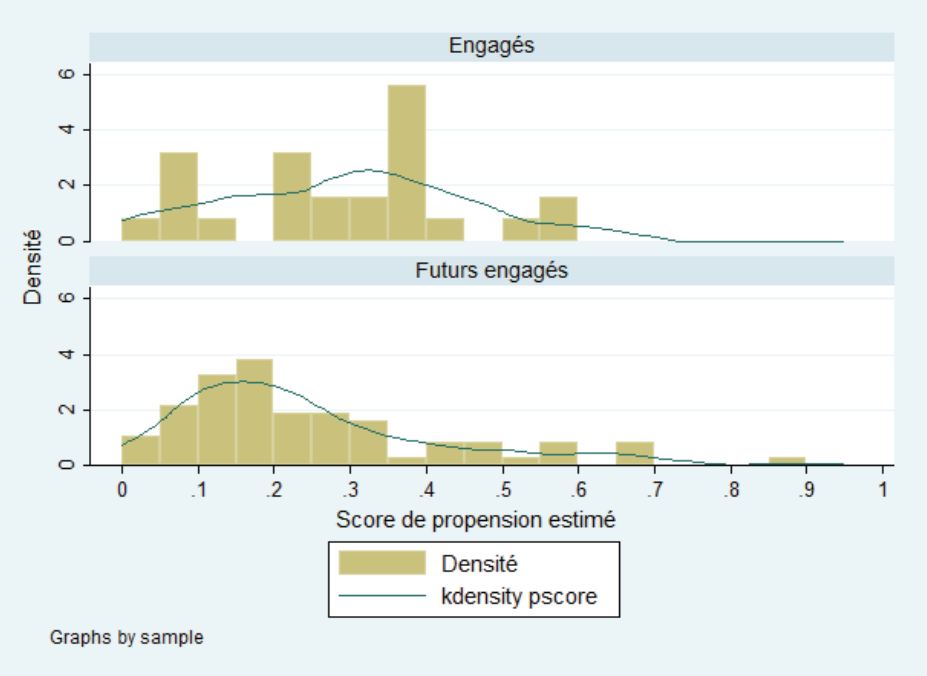


Figure 16 : Densité des scores de propension dans le groupe de contrôle et le groupe des traités

4.4.2. Résultats des estimations

Une manière techniquement simple de vérifier que la prise en compte des caractéristiques observables *X* ne modifie pas l'impact mesuré précédemment, est de les intégrer dans la régression linéaire de départ. Pour cela, il faut faire l'hypothèse supplémentaire que l'impact est homogène au sein de l'échantillon. Les estimations obtenues avec contrôle par les *X* ou par le score de propension sont très proches de celle obtenue sans contrôle des *X* (Δ^{TT} est environ égal à 0.4) ce qui vérifie l'hypothèse selon laquelle l'expérience naturelle a permis la coexistence en 2010 d'un groupe de traités et d'un groupe de non-traités aux caractéristiques observables *X* identiques (Tableau 15).

Estimateur	Δ^{TT}	Ecart type	t	Significativité
OLS contrôle par X	-0.412	0.134	-3.084	***
OLS contrôle par pscore	-0.441	0.112	-3.921	***

Note : *** (resp. **, *) indique que l'hypothèse nulle (Δ^{TT} =0) est rejetée au seuil de 1% (resp. 5%, 10%).

Tableau 15 : Résultats des estimations sous l'hypothèse de sélection sur les observables (régression linéaire avec variables de contrôle)

Les méthodes d'appariement permettent de tenir compte de la possible hétérogénéité de l'impact au sein de l'échantillon. Les estimations obtenues selon les différentes méthodes d'appariement sont également significativement différentes de zéro et varient de -0,26 dans le cas d'un appariement aux deux voisins les plus proches sur la base des caractéristiques observables (*X*), à -0,43 dans le cas d'un appariement avec fonction de Kernel (Tableau 16).

Méthode d'appariement	Δ^{TT}	Ecart type	z	Significativité
Le voisin le plus proche apparié sur *X*	-0.288	0.171	-1.682	*
Le voisin le plus proche apparié sur *pscore*	-0.297	0.175	-1.700	*
Les 2 voisins les plus proches appariés sur *X*	-0.264	0.153	-1.730	*
Les 2 voisins les plus proches appariés sur *pscore*	-0.361	0.139	-2.590	***
Kernel	-0.433	0.109	-3.970	***
Local Linear Regression	-0.297	0.150	-1.980	**

* p<.1; ** p<.05; *** p<.01

Tableau 16 : Résultats des estimations sous l'hypothèse de sélection sur les observables (estimateurs de matching)

Au final, les estimations obtenues par les différentes méthodes d'appariement sont très proches de la valeur obtenue sous l'hypothèse d'expérience naturelle (-0,43), ce qui est conforme aux résultats des *balancing tests*.

Puisque dans l'approche par appariement, l'impact du traitement est estimé pour chaque individu traité, alors il est possible de représenter la distribution des impacts individuels au sein de la population des viticulteurs ayant contractualisé une MAEt (Figure 17).

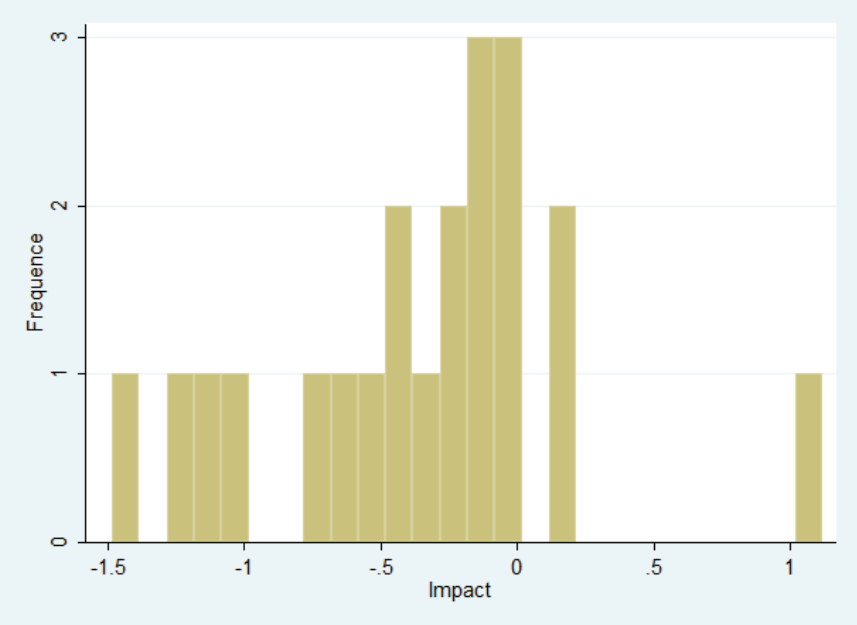


Figure 17 : Distribution de l'impact mesuré par appariement avec les 2 voisins les plus proches sur la base des scores de propension

Les impacts estimés sont regroupés légèrement sous la moyenne estimée par appariement (-0,36 points d'IFT) mais 3 viticulteurs ont un impact positif (augmentation de l'IFT par rapport à leur IFT s'ils n'avaient pas contractualisé de MAEt) et contribuent donc à réduire la taille de l'impact.

4.4.3. Test de sensibilité

Afin de vérifier si les caractéristiques inobservables (telles que les motivations intrinsèques des viticulteurs) des individus de l'échantillon risquent d'avoir été source de biais de sélection, nous procédons au test de sensibilité proposé par Rosenbaum (2002). Ce test permet d'estimer l'importance de l'influence que devraient avoir les caractéristiques inobservables sur la décision des viticulteurs d'adopter une MAEt pour que l'impact estimé précédemment soit en réalité nul. Dans le cas de l'estimation par appariement aux 2 voisins les plus proches sur la base des *pscore*, qui est l'estimation la plus significative statistiquement, les résultats du test indiquent que les viticulteurs traités devraient avoir 2,5 fois plus de chances de participer au dispositif que les viticulteurs du groupe de contrôle en raison de facteurs inobservables pour que l'impact estimé soit non-significatif. Bien qu'on ne puisse exclure formellement l'effet de facteurs inobservables, il est très improbable

qu'ils puissent influencer les résultats dans une telle mesure. Les résultats de nos estimations apparaissent donc robustes.

L'ensemble des tests et estimations réalisé étaye l'hypothèse d'expérience naturelle liée à la mise en œuvre progressive des MAEt, qui semble donc être pertinente pour notre cas d'étude. Elle permet ainsi d'estimer l'impact des MAEt sur l'utilisation d'herbicides sur les parcelles engagées par simple comparaison de la quantité moyenne d'herbicides utilisée chez les viticulteurs engagés à celle utilisée par les futurs-engagés.

5. L'impact des MAEt dans le temps : amélioration des pratiques et effets d'anticipation

Dans cette partie, nous cherchons à mesurer l'évolution de l'impact de la MAEt au cours du contrat. Nous souhaitons en particulier savoir si l'impact de la MAEt est croissant dans le temps (c'est-à-dire que les viticulteurs réduisent progressivement leur utilisation d'herbicides) ou si, au contraire, il est constant dans le temps.

5.1. Amélioration dans le temps des pratiques sous contrat MAEt ?

Nos estimations montrent que les viticulteurs engagés en 2010 réduisent significativement leur utilisation d'herbicides par rapport à leur niveau contrefactuel pour l'année 2011. Mais comment évoluent ces pratiques dans le temps ? Pour répondre à cette question, nous comparerons l'impact moyen de la MAEt chez les traités sur leur utilisation d'herbicides en 2011, Δ_{2011}^{TT}(estimé précédemment) à l'impact sur leur utilisation d'herbicides en 2012, Δ_{2012}^{TT}. Pour cela, nous appliquons la même stratégie d'identification que précédemment, c'est-à-dire que nous comparons l'IFT moyen observé en 2012 chez les viticulteurs engagés en 2010 à celui des viticulteurs engagés en 2012.

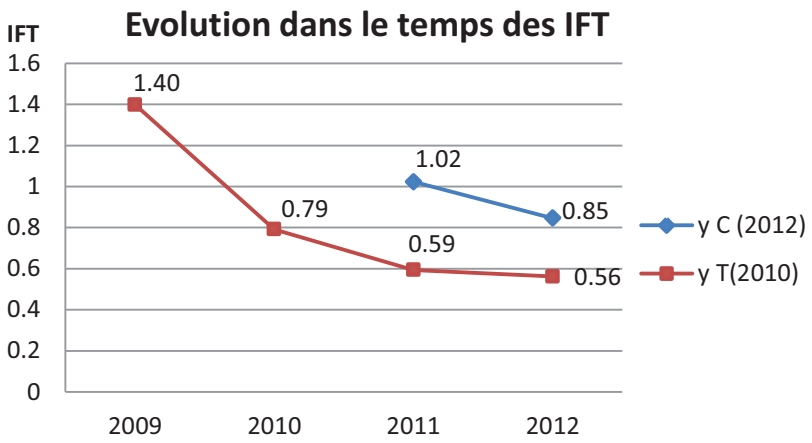


Figure 18 : Evolution dans le temps de l'IFT herbicides moyen des traités et du groupe de contrôle

L'estimation par moindres carrés ordinaires de Δ^{TT}_{2012} montre que l'impact est de -0,28 points d'IFT en 2012 chez les viticulteurs engagés en 2010 (Tableau 17). L'impact est donc bien plus faible qu'en 2011, où il était de -0,43, et un test du Chi-2 montre que cette différence est bien significative (chi-2(2) = 24,90 et Probabilité > chi2 = 0,0000). La Figure 18 illustre ce résultat.

Impact estimé (OLS)	**Δ^{TT}**	**Ecart type**	**t**	**Significativité**
Δ^{TT}_{2011}	-0.471	0.109	-4.314	***
Δ^{TT}_{2012}	-0.284	0.105	-2.710	***

Note : *** (resp. **, *) indique que l'hypothèse nulle (Δ^{TT} =0) est rejetée au seuil de 1% (resp. 5%, 10%).

Tableau 17 : Estimation de Δ^{TT}_{2012} par OLS et comparaison à Δ^{TT}_{2011}

La Figure 18 montre de plus que, de manière quelque peu inattendue, les viticulteurs du groupe de contrôle ont davantage réduit leur utilisation d'herbicides que les traités entre 2011 et 2012. En effet, le groupe de contrôle a réduit son IFT de 0,25 points en moyenne alors que l'IFT des traités est resté stable entre 2011 et 2012 (Tableau 18).

	N	**Moyenne**	**Ecart type**	**Min**	**Max**
$(y_{2012} - y_{2011})$ Traités	18	0.013	0.319	-0.688	0.625
$(y_{2012} - y_{2011})$ Contrôle	63	- 0.252	0.401	-1.351	0.618

Tableau 18 : Variation d'IFT herbicides entre 2011 et 2012 en moyenne dans le groupe des traités et le groupe de contrôle

Plusieurs interprétations de ces résultats sont possibles :

- La tendance générale pour l'année 2012 est à la baisse de l'utilisation d'herbicides : le prix des herbicides est à la hausse entre février et juillet 2012, avec des prix du vin de la région

élevés et en hausse[35], le contexte est donc favorable à l'adoption de pratiques alternatives au désherbage chimique. Or les traités ont déjà une utilisation faible d'herbicides sous la contrainte de la MAEt et peuvent difficilement réduire plus. Ils réduisent donc relativement moins que le groupe de contrôle entre 2011 et 2012. L'impact estimé est non-biaisé, il est plus faible que la 1ère année (2011) mais l'IFT moyen des traités est stabilisé à un niveau bas, conformément au cahier des charges de la MAEt.

- Les viticulteurs du groupe de contrôle, qui vont s'engager en 2012, anticipent et modifient leurs pratiques dès le début de l'année 2012 (et non pas uniquement à partir du 15 mai, date de contractualisation). L'impact serait sous-estimé en 2012 car, dans ce cas, le groupe de contrôle ne constituerait pas un contrefactuel valide pour l'année 2012 (les futurs traités ne se comportent pas comme les traités se seraient comportés en 2012).

Il est également probable que les deux effets soient présents simultanément : tendance annuelle et anticipation du groupe de contrôle. On peut donc uniquement conclure à ce stade que l'impact Δ^{TT}_{2012} de la contractualisation d'une MAEt sur l'IFT 2012 des viticulteurs engagés en 2010 est au minimum de -0.28 (Tableau 17), mais qu'il serait plus important s'il s'avérait que les futurs engagés anticipent leur modification de pratiques. Nous testons l'hypothèse d'anticipation des changements de pratiques dans le paragraphe suivant.

5.2. Des changements de pratiques anticipés par rapport à la date de contractualisation ?

Les viticulteurs qui contractualisent une MAEt lors d'une année *t* s'engagent à respecter le cahier des charges à partir du 15 mai de l'année *t*. Or, les traitements herbicides sur la vigne sont généralement réalisés entre mars et juillet. Dès lors, les viticulteurs peuvent : (*i*) conserver leurs pratiques habituelles jusqu'au 15 mai, puis adopter les pratiques en adéquation avec le cahier des charges de la MAEt pour le reste de l'année, (*ii*) anticiper et adopter le cahier des charges de la MAEt dès le début de la saison (mars) pour une gestion cohérente des adventices sur une saison culturale ou, (*iii*), augmenter les doses d'herbicides utilisées en début de saison pour éliminer au maximum les adventices avec des herbicides chimiques avant d'être contraints de réduire à partir du 15 mai. Selon les animateurs des territoires, l'option la plus probable serait celle de l'anticipation (option *ii*)[36].

[35] Sources des données : les indices des prix des herbicides proviennent de l'INSEE, et les cours du vin régionaux de la synthèse de « L'année économique et sociale 2012 en Languedoc-Roussillon – GSTAT : Agriculture et viticulture », en ligne sur le site de la DRAAF LR.

[36] L'anticipation, si elle est vérifiée, porte sur la période janvier – 15 mai de l'année de contractualisation. Cela ne remet pas en cause la validité des futurs engagés 2012 comme groupe de contrôle pour les pratiques d'utilisation d'herbicides de l'année 2011. En effet, s'ils anticipent, c'est vraisemblablement entre janvier et mai 2012, et non pas sur la période des traitements 2011 (mars – juillet), plus d'un an avant leur date de contractualisation.

Pour tester cette hypothèse, nous mobilisons les données concernant un groupe écarté jusqu'ici : les viticulteurs engagés en 2011. En effet, pour ce groupe particulier de participants, nous observons l'IFT en 2011 (l'année de leur contractualisation) ainsi qu'en 2012. Cela nous permet de tester si les viticulteurs engagés en 2011 anticipent ou non, c'est à dire s'ils modifient leurs pratiques dès le début de l'année 2011 ou seulement à partir du 15 mai. Nous pourrons conclure que les viticulteurs engagés en 2011 changent leurs pratiques de manière anticipée si :

- Test 1 : en intégrant les viticulteurs engagés en 2011 au groupe des traités (engagés en 2010) l'impact moyen sur l'utilisation d'herbicides en 2011 est stable ou renforcé (traitement T_b versus T_a),
- Test 2 : en comparant les viticulteurs engagés en 2011 au groupe de contrôle (engagés en 2012) nous détectons un impact significatif sur le niveau d'utilisation d'herbicides en 2011 (Traitement T_c).

Pour réaliser les tests 1 et 2, nous définissons les trois traitements suivants :

	Définition du traitement		
Date d'engagement	**T_a**	**T_b**	**T_c**
Engagés en 2010 (n=25)	Traités $T_a = 1$	Traités $T_b = 1$	--- $T_c = .$
Engagés en 2011 (n=12)	--- $T_a = .$	Traités $T_b = 1$	Traités $T_c = 1$
Engagés en 2012 (n=74)	Contrôle $T_a = 0$	Contrôle $T_b = 0$	Contrôle $T_c = 0$

Tableau 19: Définition des traitements envisagés pour tester l'hypothèse d'anticipation des viticulteurs engagés en 2011

Notons que le nombre de viticulteurs engagés sur des territoires ouverts en 2011 est très faible : on en dénombre uniquement sept (Tableau 8). Sur les territoires ouverts en 2010, cinq autres viticulteurs se sont également engagés en 2011, mais ces derniers ont un statut particulier car ils auraient pu démarrer en 2010 et ne l'ont pas fait. On ne peut donc pas faire l'hypothèse que leurs caractéristiques sont en moyenne équivalentes à celles des viticulteurs engagés dès la première année de l'ouverture du territoire. L'hypothèse d'expérience naturelle ne tient plus pour ce groupe, et il faut donc à minima contrôler pour les caractéristiques observables *X*. L'hypothèse d'indépendance conditionnelle aux caractéristiques observables *X* est ici particulièrement forte car il est très probable que les cinq viticulteurs engagés en 2011 sur des territoires ouverts en 2010 diffèrent également des autres viticulteurs engagés sur la base de caractéristiques inobservables (motivations moins importantes par exemple).

Variable	moy des engagés 2010	moy des engagés 2011	pvalue	Significativité
Caractéristiques de l'exploitant et de son foyer				
Année de naissance du chef d'exploitation	1966.48	1968.33	0.56	
Sexe du chef d'exploitation (1 : homme, 2 : femme)	1.12	1.17	0.70	
Formation agricole du chef d'exploitation : Diplômes jusqu'au BAC	0.56	0.67	0.54	
Formation agricole du chef d'exploitation : Diplômes après BAC	0.20	0.08	0.37	
Activité principale du conjoint : Activité agricole	0.40	0.17	0.16	
Activité principale du conjoint : Activité non agricole	0.28	0.33	0.74	
Activité principale du conjoint : Sans activité principale	0.12	0.00	0.21	
Caractéristiques de l'exploitation et de la production				
Surface viticole (ares)	3098.24	2783.75	0.61	
% de la SAU en viticulture	0.93	0.86	0.08	*
Production viticole totale (hl)	1303.72	1738.65	0.20	
% de la production vinifié en cave particulière	0.57	0.18	0.03	**
Nombre d'UTA total	2417.93	2006.94	0.36	
% de la production viticole sous AOP	0.82	0.16	0.00	***
% de la surface viticole irriguée	0.02	0.00	0.53	
% de la surface de l'exploitation en propriété	0.24	0.67	0.00	***

Note : *** (resp. **, *) indique que l'hypothèse nulle d'égalité des moyennes est rejetée au seuil de 1% (resp. 5%, 10%).

Tableau 20 : Comparaison des viticulteurs engagés en 2010 aux viticulteurs engagés en 2011, sur la base de leurs caractéristiques en 2010.

Le Tableau 20 montre en effet que les viticulteurs qui s'engagent en 2011 sont moins spécialisés en viticulture que les viticulteurs engagés en 2010 et vinifient plutôt en cave coopérative, sont propriétaires d'une plus grande part de leur exploitation et valorisent moins bien leur production (% en AOP inférieur[37]). Or, comme nous l'avons vu précédemment, l'adoption d'un désherbage mécanique est plus souvent associée à des vins mieux valorisés. Cette différence conforte l'idée que les viticulteurs qui ne rentrent pas dès la première année du dispositif sont moins intéressés.

[37] D'après l'étude de l'évolution des prix du vin réalisée par la DRAAF et le SRISE (C. de Caix, 2012)

	Ta		Tb		Tc	
Estimateur	**ATT**	**E.T.**	**ATT**	**E.T.**	**ATT**	**E.T.**
OLS (expérience naturelle)	-0.426***	0.112	---	---	---	---
OLS contrôle par X	-0.412***	0.134	-0.419***	0.124	-0.214	0.238
OLS contrôle par pscore	-0.441***	0.112	-0.286***	0.106	-0.027	0.171
Near. Neighb. sur X 1 jum	-0.288*	0.171	-0.233°	0.149	-0.115	0.216
Near. Neighb. sur pscore 1 jum	-0.297*	0.175	-0.224°	0.153	-0.176	0.247
Near. Neighb. sur X 2 jum	-0.264*	0.153	-0.204°	0.130	-0.057	0.236
Near. Neighb. sur pscore 2 jum	-0.361***	0.139	-0.270**	0.121	-0.172	0.170
Kernel	-0.433***	0.109	-0.290**	0.114	-0.077	0.222
Local Linear Regression	-0.297**	0.150	-0.224*	0.133	-0.176	0.258

Note : *** (resp. **, *) indique que l'hypothèse nulle d'égalité des moyennes est rejetée au seuil de 1% (resp. 5%, 10%).

Tableau 21 : Résultats de l'estimation de l'impact des différents traitements Ta, Tb et Tc sur l'IFT 2011 des viticulteurs traités

Les résultats du test 1 (Tableau 21) indiquent que les impacts mesurés avec le traitement T_b apparaissent généralement légèrement plus faibles et sont moins précis que ceux obtenus avec le traitement T_a. Cela suggère que les 12 individus engagés en 2011 ne se comportent pas comme les 25 individus engagés en 2010, autrement dit qu'ils n'anticipent manifestement pas leur changement de pratiques dès le début de l'année 2011.

Les estimations obtenues dans le test 2 (Tableau 21) sont peu précises (intervalle de confiance large) et de ce fait aucune estimation de l'effet du traitement T_c n'apparaît significativement différente de zéro. Deux interprétations de ce résultat sont possibles. Soit l'impact mesuré par le traitement T_c est effectivement nul, ce qui signifierait que les viticulteurs engagés en 2011 ne modifient pas leurs pratiques avant la date de signature de la MAEt au 15 mai 2011. Soit le pouvoir prédictif de notre modèle n'est pas suffisant pour mesurer un impact et nous permettre de rejeter l'hypothèse nulle aux seuils de significativité habituels. Ceci est probable car les viticulteurs engagés en 2011 sont très peu nombreux. Il n'est donc pas possible de conclure quant à leur anticipation et donc sur leur éventuel changement de pratiques avant la date de contractualisation sur la base du test 2.

Les données collectées ne nous permettent donc pas de conclure de manière robuste quant aux effets d'anticipation, mais suggèrent que les viticulteurs engagés en 2011 n'adoptent pas de nouvelles pratiques l'année même de leur contractualisation alors qu'ils le font clairement l'année suivante. L'impact des MAEt sur l'utilisation d'herbicides en 2012 par les viticulteurs engagés en 2010 dépend des effets d'anticipation chez les viticulteurs engagés en 2012. Or, il est difficile de conclure sur le possible changement de pratiques des viticulteurs engagés en 2012 dès l'année 2012. Nos résultats montrent de manière robuste que l'impact en 2012 sur les viticulteurs engagés en 2010 est

significatif, avec une borne minimale de -0,28 points d'IFT. Cela irait donc dans le sens d'une stabilisation des pratiques des viticulteurs engagés dès la première année de contractualisation, conformément au cahier des charges de la MAEt contractualisée. Les animateurs estiment d'ailleurs qu'une fois que les viticulteurs ont atteint un IFT herbicides plancher de 0,5, il leur est difficile de réduire plus, sauf par conversion à l'agriculture biologique qui impliquerait la suppression totale des herbicides, car il n'existe pas de techniques permettant d'atteindre un seuil intermédiaire.

6. Conclusion

Pour réaliser une évaluation coûts-bénéfices du dispositif MAEt, il faudrait pouvoir mesurer l'impact du changement de pratiques induit sur la qualité de l'eau et comparer ce gain aux dépenses supportées pour l'atteindre. Mais cette mesure nécessite une instrumentation lourde, rendant compte de la complexité du lien entre pratiques agricoles et qualité de l'eau (Rio *et al.,* 2000). Cependant, la mesure de l'impact du dispositif sur les pratiques des agriculteurs est un premier indicateur de sa capacité à atteindre les objectifs environnementaux souhaités.

Bien que la nature de la principale mesure contractualisée (absence d'herbicides sur l'inter-rang) laissait présager de très forts effets d'aubaine car basée sur un objectif de moyens relativement peu contraignant, notre estimation montre que les MAEt de réduction des herbicides ont permis une réduction de 0,43 points d'IFT en moyenne en 2011 sur 750 hectares de vigne contractualisés en 2010, en Languedoc-Roussillon. En prenant l'exemple du glyphosate, substance active très répandue pour le désherbage, cela correspond à près de 465 kilogrammes de cette molécule qui n'ont pas été appliqués grâce aux MAEt en 2011 par les viticulteurs de l'échantillon étudié (la dose homologuée correspondant à 1 point d'IFT étant de 1440 g/ha). Ceci correspond à une réduction de 42% de l'IFT herbicides des viticulteurs engagés par rapport à l'IFT qu'ils auraient atteint en l'absence de MAEt. Or, l'impact qui pouvait être espéré en vue des engagements contractualisés par les viticulteurs de l'échantillon est une réduction de 62,5% de l'IFT (moyenne des réductions demandées dans les engagements, pondérée par la surface contractualisée). Les MAEt étudiées atteignent donc les deux tiers de leur objectif de réduction d'herbicides dans la région alors que les bilans des pratiques des viticulteurs engagés montrent qu'ils respectent pleinement le cahier des charges de la MAEt qu'ils ont contractualisée. La différence entre la réduction espérée et l'impact mesuré est donc très certainement due au fait que les objectifs de réduction d'herbicides inscrits dans les cahiers des charges sont calculés sur la base d'IFT moyens régionaux et que les viticulteurs qui s'auto-sélectionnent dans le dispositif sont ceux qui ont déjà un IFT plus faible que la moyenne régionale.

Notre évaluation étant basée sur des données déjà existantes, que les animateurs collectent au cours de la mise en œuvre du dispositif MAEt, l'intérêt de notre analyse est double : au-delà de l'estimation de l'impact moyen des MAEt, il permet de montrer que les données déjà existantes permettent une évaluation satisfaisante du dispositif, sans mettre en œuvre d'enquêtes supplémentaires auprès des agriculteurs. L'effort additionnel pour les décideurs publics est donc moindre s'ils souhaitent mener ce type d'évaluation pour les prochaines programmations agro-environnementales et consiste essentiellement à centraliser les informations permettant le calcul de l'IFT de l'exploitation de manière homogène (volumes et type d'herbicides utilisés, les surfaces concernées par ces traitements), le type de MAEt contractualisé, la date de contractualisation et un identifiant tel que le numéro SIRET permettant l'appariement de ces données à celles d'autres bases de données existantes (telle que le recensement agricole). Afin de pouvoir réaliser une évaluation plus complète du dispositif, deux améliorations peuvent être envisagées à l'analyse que nous avons été en mesure de réaliser : une analyse à l'échelle des systèmes d'exploitations, et non pas seulement à l'échelle des parcelles engagées et la localisation des pratiques d'utilisation d'herbicides.

La mise en œuvre de la première suggestion nécessite un suivi des pratiques des agriculteurs engagés à l'échelle de l'ensemble de leur exploitation lors des bilans annuels réalisés dans le cadre des mesures de réduction de l'utilisation de produits phytosanitaires, et non pas uniquement à l'échelle des parcelles engagées, comme c'est actuellement souvent le cas. Cela permettrait de mesurer les effets indirects des MAEt : extension des pratiques à l'ensemble de l'exploitation, sans pour autant engager l'ensemble de l'exploitation pour assurer une marge de manœuvre, ou au contraire, intensification des pratiques en dehors des parcelles engagées ? La première option est plus probable puisque nous avons vu que la motivation première des agriculteurs engagés en MAEt est la satisfaction de contribuer à la protection de l'environnement (chapitre 1), et que les effets d'aubaine mesurés dans ce chapitre sont faibles, mais une mesure précise des effets indirects serait nécessaire pour vérifier cette hypothèse.

La localisation des pratiques d'utilisation d'herbicides puis de la réduction d'herbicides liée à la contractualisation de MAEt pourrait permettre d'aller plus loin dans l'évaluation initiée dans ce chapitre. En effet, le couplage de l'évaluation de l'impact avec des modèles de transfert des polluants vers les nappes d'eau permettrait de mesurer l'impact en termes de réduction effective de la pollution des masses d'eau, puis par des méthodes de coûts évités (coûts de traitement de l'eau par exemple) d'évaluer le bénéfice environnemental lié au dispositif MAEt. Ces bénéfices pourraient être comparés aux 140 223 euros (187€/ha en moyenne) dépensés en 2011 pour subventionner les viticulteurs de notre échantillon engagés en 2010 dans le cadre des MAEt (Tableau 22).

Engagement	Montant (€/ha/an)	Coût Total (€/an) 2010	2011	2012	TOTAL (€/an)
Phyto_02	243	-	710	3 016	3 725
Phyto_04	141	20 458	494	-	20 952
Phyto_10	165	81 706	48 478	301 908	432 092
Couver_03	207	-	-	3 688	3 688
BIOCONV	350	38 059	-	36 278	74 337
BIOMAINT	150	-	-	5 654	5 654
TOTAL	**---**	**140 223**	**49 681**	**350 543**	**540 447**

Tableau 22 : Coût total du montant des MAEt des viticulteurs de notre échantillon

Pour conclure, malgré les risques importants d'effets d'aubaine liés à la nature des mesures proposées aux viticulteurs de la région, il s'avère qu'il existe un impact réel des MAEt sur le niveau d'utilisation d'herbicides par les viticulteurs engagés. Cet impact positif, associé à la territorialisation garantissant une localisation pertinente des parcelles engagées par rapport aux masses d'eau contaminées devrait donc permettre une amélioration de la qualité de l'eau. Cependant, pour garantir cette amélioration, il faut également que les taux de contractualisation des mesures soient suffisants. Or, ces taux sont très variables d'un territoire à l'autre. En 2012, sur la région Languedoc Roussillon, certains territoires ont des taux de contractualisation qui ne dépassent pas 5% de leur surface éligible. Il conviendrait donc de concevoir un dispositif garantissant un taux de contractualisation suffisant sur les territoires afin d'assurer un réel impact sur la qualité de l'eau mais également pour avoir ensuite un véritable effet d'entraînement sur les autres agriculteurs. Une solution serait par exemple d'offrir une «surprime» en cas de dépassement d'un certain seuil de contrats signés sur un territoire. D'après l'enquête nationale (chapitre 1), 64% des animateurs pensent que ce dispositif permettrait d'améliorer la dynamique de contractualisation sur les territoires. Outre l'avantage de créer une « dynamique de groupe stimulante », ce dispositif « démultiplierait l'effet de diffusion de l'information puisque les agriculteurs auraient un intérêt à ce que les autres contractualisent ». L'intérêt de ce type d'incitation collective fait l'objet du chapitre 3.

Partie 2

Propositions de dispositifs agro-environnementaux innovants

CHAPITRE 3

PREFERENCES INDIVIDUELLES ET INCITATIONS COLLECTIVES : QUELS CONTRATS AGRO-ENVIRONNEMENTAUX POUR LA REDUCTION DES HERBICIDES PAR LES VITICULTEURS ?[38]

1. Introduction

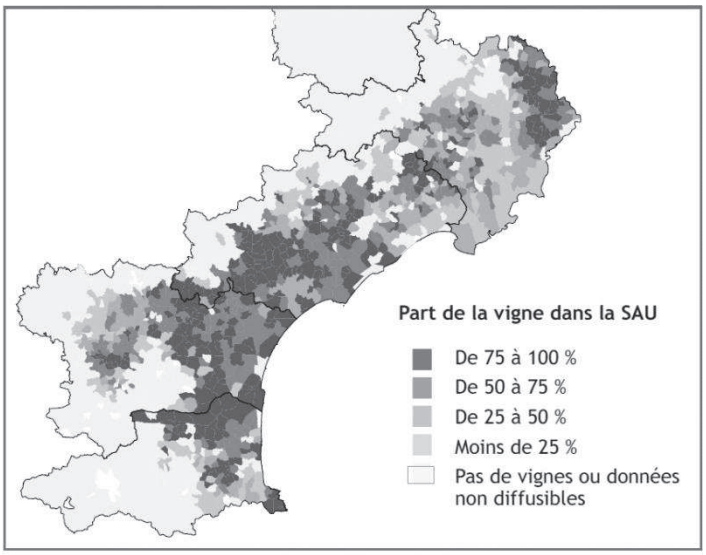
Les évaluations actuelles (Ministère de l'Agriculture, 2011 ; Cour des Comptes européenne, 2011) soulignent la trop faible adoption des MAEt de réduction de l'utilisation de produits phytosanitaires et le fait que ce sont les mesures les moins exigeantes qui sont généralement souscrites, ce qui génère des doutes sérieux sur l'amélioration environnementale que l'on peut en attendre. La réforme de la PAC, l'élaboration d'un nouveau programme de développement rural français pour la période 2014-2020, ainsi que la proximité de la première échéance de la Directive Cadre sur l'Eau (2015), offrent l'occasion de réfléchir à la reformulation d'un dispositif de contractualisation qui surmonte les difficultés rencontrées par les MAEt actuelles.

Parmi les solutions possibles, le Ministère de l'agriculture s'intéresse aux formes de contrats qui permettraient de favoriser l'adhésion d'un large nombre d'agriculteurs sur un même territoire afin d'assurer un vrai bénéfice environnemental, de profiter d'économies d'échelle sur les coûts de mise en œuvre et d'animation, et d'initier un effet d'entrainement susceptible de faire évoluer les pratiques agricoles de façon pérenne et marquante. On peut envisager de proposer des contrats collectifs dans lesquels s'engage un groupe d'agriculteurs, sur le modèle des coopératives environnementales des Pays Bas (Franks, 2011 ; Amblard, 2012) ou de l'expérience menée dans le bassin Adour-Garonne avec une coopérative spécialisée dans les grandes cultures (Nguyen *et al.,* 2013) ; s'inspirer de programmes agro-environnementaux dont l'ouverture est conditionnée à un seuil minimal d'engagement sur un espace donné (Grout, 2009) ; ou construire des contrats qui restent individuels mais qui offrent un paiement supplémentaire à chaque agriculteur engagé lorsqu'un seuil de contractualisation est atteint à l'échelle d'un territoire. Notre objectif est

[38] Ce chapitre est une version modifiée et complétée de l'article : « Kuhfuss, L., Préget, R., Thoyer, S., (2013) Préférences individuelles et incitations collectives : quels contrats agroenvironnementaux pour la réduction des herbicides par les viticulteurs ? Revue d'Etudes en Agriculture et Environnement/Review of Agricultural and Environmental Studies, numéro spécial 'Agricultural production economics' (titre provisoire), (à paraître). »

d'évaluer, à partir d'une étude empirique appliquée à la viticulture en Languedoc-Roussillon, en quoi ce troisième type de contrat peut effectivement améliorer la dynamique d'engagement et augmenter l'efficacité-coût d'un dispositif agro-environnemental.

Comme nous l'avons vu dans le chapitre 2, le problème de la pollution des eaux souterraines par les herbicides utilisés par les agriculteurs devient crucial dans de nombreuses aires d'alimentation de captage de la région Languedoc-Roussillon (Agence de l'eau RMC, 2009). Or, la viticulture représente encore en 2010 près des deux tiers des surfaces agricoles régionales (Figure 19). Malgré l'existence d'alternatives techniques aux herbicides, telles que le désherbage mécanique ou l'enherbement maîtrisé, trop peu de MAEt de réduction des herbicides sont contractualisées et, dans les zones situées en dehors du zonage « enjeu eau », les pratiques de désherbage chimique total sont encore très présentes. Il pourrait donc être souhaitable qu'un vrai tournant dans l'évolution des pratiques puisse s'amorcer à une échelle qui dépasse les zones de captage.



Source : Agreste - Recensement agricole 2010 - ©IGN - BD CARTO ®

Figure 19 : Importance de la viticulture en Languedoc Roussillon

Ce chapitre étudie les préférences des viticulteurs du Languedoc-Roussillon pour des contrats innovants, ouverts sur l'ensemble du territoire régional qui combinent un paiement individuel standard qui compense les manques à gagner et les coûts additionnels liés à l'adoption d'un cahier des charges de réduction des herbicides, et un paiement supplémentaire, appelé bonus final, versé à chaque viticulteur engagé à la fin de son contrat, si un seuil collectif de contractualisation a été atteint à l'échelle du territoire. L'objectif plus général est de tester ainsi un dispositif qui, pour diminuer le risque de sous-contribution au bien public « amélioration de la qualité environnementale », introduit une incitation monétaire conditionnelle à l'atteinte d'un objectif collectif.

L'introduction de ce bonus est motivée par un double constat. Le premier est qu'il est souvent nécessaire d'atteindre un niveau minimum de réduction des émissions diffuses pour constater une réelle amélioration de la qualité des eaux et des écosystèmes aquatiques (Dupraz *et al.,* 2009). Le deuxième est que la dynamique de contractualisation peut être soumise à un phénomène de diffusion semblable à celui des innovations, les agriculteurs s'engageant plus facilement s'ils ont l'assurance que leurs voisins ou leurs pairs vont faire de même. Cet effet est documenté dans un certain nombre de cas d'études (Chen *et al.,* 2009 ; Beharry-Borg *et al*., 2012) mais il est difficile à mesurer et à anticiper.

Pour mesurer l'intérêt et les préférences des agriculteurs pour des contrats alliant incitation individuelle et collective, nous avons mené une enquête de *choice modeling* ou modélisation des choix[39]. Cette méthode est depuis longtemps mobilisée en marketing ou plus récemment dans les études sur les moyens de transport et les évaluations monétaires des biens environnementaux. Elle a également été utilisée dans plusieurs études récentes pour mieux comprendre les éléments intervenant dans les choix de contrats agro-environnementaux : par exemple la durée du contrat, les conditions de rupture du contrat, ou la possibilité de choisir la localisation des parcelles engagées (Beharry-Borg *et al.,* 2012 ; Bougherara et Ducos, 2006 ; Ruto et Garrod, 2009 ; Espinosa-Goded *et al.,* 2010 ; Christensen *et al.,* 2011 ; Broch et Vedel, 2011 ; Broch *et al.,* 2012 ; Loureiro et Alló, 2013). Cette méthode permet en effet d'estimer le consentement à recevoir des agriculteurs pour différents types de clauses de contrats et les substitutions possibles entre ces clauses.

L'originalité de notre enquête par rapport à la littérature existante est d'associer dans les cartes de choix une incitation individuelle, à savoir le montant de la mesure qui est l'attribut monétaire standard et qui permet de mesurer le consentement à recevoir des viticulteurs pour différentes modalités de contrat agro-environnemental, et une incitation collective à travers un bonus final conditionnel à un seuil minimal d'engagement collectif, également sous la forme d'un montant monétaire versé individuellement. Ce dernier attribut permet, entre autre, de capter les préférences des viticulteurs selon leur anticipation des choix des autres viticulteurs de la région.

L'enquête - conduite par internet - a été montée durant l'été 2012 en partenariat avec les Chambres d'Agriculture Départementales de l'Aude, du Gard, de l'Hérault et des Pyrénées-Orientales[40]. Les résultats obtenus reposent sur les réponses de 317 viticulteurs utilisateurs d'herbicides. Ils montrent

[39] Pour conduire cette enquête, nous avons bénéficié du soutien financier de l'ONEMA accordé au projet COUD'POUCE dans le cadre de l'appel à projets de recherche 2011 du programme « Changer les pratiques agricoles pour préserver les services écosystémiques », en appui à la mise en œuvre de l'axe 3 du Plan Ecophyto 2018.

[40] Le département de la Lozère, également en Languedoc Roussillon, ne fait pas partie de notre terrain d'étude car il y a relativement peu de terres viticoles, en comparaison aux quatre autres départements de la Région.

avec robustesse que les viticulteurs du Languedoc-Roussillon ont une forte préférence pour des contrats avec bonus, et ceci d'autant plus qu'ils sont confiants dans la capacité de ce dispositif à susciter assez de participation pour atteindre le seuil de déclenchement du bonus.

Ainsi, proposer un contrat avec bonus permet de réduire le consentement à recevoir des répondants d'un montant très supérieur à ce qu'ils pourraient gagner avec le bonus qui est pourtant conditionnel, donc incertain. Cette différence nous permet d'estimer la valeur monétaire attribuée par les agriculteurs à un contrat qui favorise l'engagement collectif par rapport à un contrat strictement individuel.

Le chapitre est organisé de la manière suivante. La section 2 développe la problématique étudiée, à savoir l'importance des dynamiques collectives dans un processus de changement de pratiques chez les agriculteurs. La section 3 présente la méthode du *choice modeling* adoptée dans ce chapitre. La section 4 détaille la construction du questionnaire et la collecte des données. Les résultats obtenus sont présentés dans la section 5 puis discutés dans la section 6. Enfin, la section 7 conclut.

2. Adoption des mesures agro-environnementales et dynamiques collectives

L'existence de 'dynamiques de territoires', allant au-delà de la somme de volontés individuelles, est régulièrement soulignée comme facteur de réussite des projets agro-environnementaux (Ministère de l'Agriculture, 2011). Dans cette optique, la territorialisation des MAE au cours de la programmation 2007-2013 de la politique de développement rural française a visé à concentrer les efforts environnementaux sur des territoires prioritaires sélectionnés selon leur vulnérabilité et sous condition de l'existence d'une volonté collective et d'une réelle dynamique de souscription accompagnée par des animateurs de programme (Gassiat et Zahm, 2013).

Il y a différentes raisons pour lesquelles un fort taux de participation à un programme agro-environnemental est important, à la fois pour les agriculteurs qui choisissent de souscrire et pour les décideurs. Elles sont liées aux caractéristiques des services environnementaux produits, à la structure des coûts de mise en conformité avec le cahier des charges de la mesure agro-environnementale, et aux facteurs psychologiques et comportementaux des décisions d'adoption d'un changement de pratiques.

Les services environnementaux d'une réduction des pesticides sont principalement l'amélioration de la qualité des eaux et de la biodiversité locale ainsi que de l'air (en période de traitement). Dans le cas de l'eau, on peut observer des effets de seuil écologiques, liés à la capacité de récupération ou d'absorption des écosystèmes, qui imposent que les taux de pesticides passent sous un certain

niveau pour que l'amélioration environnementale soit effective. Il existe aussi des seuils sanitaires : lorsque les limites réglementaires de concentration des pesticides dans les eaux de captage sont dépassées, l'eau est déclarée impropre à la consommation humaine ou doit être soumise à des processus de filtration coûteux qui se répercutent sur la facture des usagers de l'eau. Il est donc important de s'assurer que les efforts de réduction des herbicides permettent de passer sous ce seuil.

Les agriculteurs peuvent être sensibles à cet argument et au caractère de bien public local que peut représenter un usage réduit des pesticides pour leur santé et celle de leur famille (Nicourt et Girault, 2013). Cet effet bénéfique réduit leur propre consentement à recevoir pour participer à des programmes agro-environnementaux (Dupraz *et al.*, 2003). Beharry-Borg *et al.* (2012) démontrent ainsi que le consentement à recevoir des agriculteurs anglais pour leur engagement dans un programme agro-environnemental en faveur de la qualité de l'eau diminue lorsqu'ils bénéficient effectivement d'une amélioration de cette qualité. Pour que cet effet bénéfique existe, il faut aussi que les voisins s'engagent dans une démarche de réduction. De ce fait, les agriculteurs peuvent valoriser le fait de ne pas être les seuls à faire des efforts pour l'environnement. Ainsi, ils peuvent être d'autant plus motivés pour changer leurs pratiques que cela s'inscrit dans une dynamique collective.

Du point de vue de l'offre de services environnementaux, une participation importante au programme agro-environnemental peut avoir des impacts positifs ou négatifs sur les coûts de respect des cahiers des charges. Des effets de synergie positive (complémentarité dans les coûts) existent si les agriculteurs engagés peuvent partager leur expérience, accélérer leur apprentissage (Nguyen *et al.,* 2013) et partager les coûts fixes (Waterfield et Zilberman, 2012). Dans le cas de la réduction d'herbicides, l'usage en commun, via des CUMA par exemple, de matériel de désherbage mécanique (type interceps permettant de désherber sous le rang de vignes) permet effectivement de limiter les coûts des investissements dans du matériel sophistiqué. Mais il existe aussi des synergies négatives : si de nombreux agriculteurs voisins réduisent leurs herbicides, on peut redouter dans certains cas une plus grande dispersion des adventices et donc une augmentation à terme des coûts pour les maîtriser.

Un autre argument en faveur d'un taux de participation élevé est celui des effets comportementaux. La littérature en psychologie sociale et en économie comportementale montre que l'utilité d'un individu ne dépend pas seulement de son niveau absolu de consommation ou de richesse mais qu'il peut être largement influencé par la comparaison avec d'autres membres du même groupe social. Les choix d'un individu peuvent donc être guidés par son souhait d'obtenir les mêmes avantages que

les autres membres du groupe ou de se comporter comme eux (Bernheim, 1994 ; Thaler et Sunstein, 2008). Le désir de se conformer à une norme sociale, pour des raisons d'estime personnelle, de réputation, de peur de la sanction sociale, voire de mimétisme et contagion (Keizer *et al.,* 2008 ; Bikhchandani *et al.*, 1998) joue souvent un rôle puissant dans les décisions : ainsi le comportement d'un individu peut être influencé par le comportement (réel ou perçu) des autres membres du groupe. Une action qui fait évoluer cette perception ou l'anticipation qu'un individu a du comportement général peut l'amener à changer ses décisions (Benabou et Tirole, 2012). Le corollaire de cette situation est qu'en indiquant aux individus le niveau d'adoption d'un certain comportement et en annonçant les résultats positifs obtenus, il est possible de signaler une norme 'sociale' positive à suivre et d'enclencher une dynamique de diffusion (Collier *et al.*, 2010). Selon Pretty (2003), l'existence de ces normes sociales fournit aux individus l'assurance nécessaire pour qu'ils s'investissent dans l'action collective. Dans le cas des programmes agro-environnementaux, une étude récente, fondée sur une enquête de choice modeling, montre que des agriculteurs chinois engagés dans un programme de reforestation déclarent à la fois être plus enclins à se maintenir dans le programme et également avoir des consentements à recevoir plus faibles pour ce faire, lorsqu'on leur annonce que la majorité de leurs voisins souhaite aussi se réengager (Chen *et al.,* 2009). Loureiro et Alló (2013), quant à eux, étudient par cette même méthode l'influence des normes sociales sur les préférences d'agriculteurs en Espagne. Ils montrent que, si au sein d'un groupe d'agriculteurs la norme sociale est d'être en conformité avec le cahier des charges de la mesure contractualisée, alors les agriculteurs préfèrent que le dispositif agro-environnemental inclue un système de sanction (amende) en cas de non-respect du cahier des charges. Ils interprètent ce résultat par une préférence des agriculteurs pour des contrats qui punissent les comportements de free-riders. Cependant, Defrancesco *et al.* (2008) montrent dans une analyse de l'adoption de MAE dans le Nord de l'Italie que seuls les agriculteurs « adoptants actifs », qui s'engagent volontairement dans des MAE pour la protection de l'environnement, sont sensibles à ces effets de normes, à savoir l'opinion de la société et des autres agriculteurs. Au contraire, ils montrent que les agriculteurs « non-adoptants résistants», qui ne s'engagent jamais, pour des raisons autres que le manque de financements ou la difficulté technique, n'y sont pas sensibles.

Dans cette optique, la piste d'un bonus conditionnel, qui ne serait versé que si le taux de contractualisation global sur un territoire (mesuré par exemple par la part du territoire effectivement engagée dans une mesure agro-environnementale) atteint un niveau minimum prédéfini, pourrait jouer un double effet de « crowding in » : un rôle de signalisation rassurant l'agriculteur sur la probabilité plus élevée des autres membres du groupe à s'engager ; et un rôle incitatif à mener des actions de persuasion auprès des autres pour qu'ils s'engagent aussi et que le bonus soit activé

(Grout, 2009). Un tel bonus pourrait être versé soit collectivement à l'ensemble des participants aux mesures, ou bien individuellement à chaque agriculteur engagé. Les avis des animateurs interrogés dans l'enquête Languedoc-Roussillon (chapitre 1) sont partagés quant aux modalités de versement de ce bonus : pour 39% (et même 77% des agents de l'Etat) elle doit être versée collectivement pour une action commune (appui technique renforcé, achat matériel en commun, etc.), mais pour 30% des animateurs (15% des agents de l'Etat) elle doit être versée individuellement aux agriculteurs qui ont contractualisé. L'idée que le bonus prenne la forme d'achat de matériel en commun, ou d'un appui technique renforcé sur le territoire est séduisante, car elle renforce la dimension collective de cet instrument. Cependant elle est difficile à mettre en pratique sans l'existence d'une structure collective au préalable. Par ailleurs, il serait compliqué d'imposer que le droit d'accès à cette ressource commune puisse être, par exemple, proportionnel au niveau d'engagement de chaque agriculteur. Ainsi, il nous est apparu plus crédible et plus pertinent de proposer un bonus conditionnel sous la forme d'un montant monétaire prédéfini versé individuellement à chaque agriculteur en fonction du nombre d'hectares qu'il a effectivement engagés.

Ce type de mécanisme a été proposé, sous le nom de bonus d'agglomération, dans le cadre des mesures agro-environnementales exigeant un ciblage spatial spécifique pour des raisons écologiques. Ainsi Parkhurst *et al.* (2002) et Banerjee *et al.* (2012) ont évalué avec des expériences en laboratoire la capacité des acteurs à prendre en compte ce bonus et à se coordonner sur des équilibres favorables. Le *Conservation Reserve Enhancement Programme* de l'Oregon, établi en 1998, a aussi institué un bonus collectif conditionnel pour la protection des rivières à saumons, similaire à celui que nous proposons (le *cumulative impact incentive bonus*), offrant une surprime conséquente à chaque propriétaire foncier inscrit dans une mesure de restauration des berges à condition qu'au moins 50% d'une section de 5 miles de berges incluant leur terrain soient engagés dans le programme.

Comme dans le cas de l'Oregon, nous considérons un bonus conditionné à l'atteinte d'un taux de contractualisation à l'issue d'une certaine période durant laquelle la contractualisation est ouverte (5 années dans notre cas, ce qui représente la durée actuelle d'engagement d'un contrat de type MAE). Nous avons retenu cette idée de bonus final versé seulement à l'issue du contrat pour deux raisons : d'une part, il peut être difficile d'atteindre un taux de surface engagée important dès la première année d'ouverture du dispositif, et d'autre part, ce délai favorise la dynamique de contractualisation en laissant du temps pour la diffusion de l'information et l'évolution de la norme sociale. De plus, l'intérêt de ce bonus final conditionnel est d'inciter les agriculteurs d'une part à engager une surface importante de leur vignoble afin d'augmenter la probabilité d'atteindre le taux de surface engagé

minimal pour toucher le bonus, et à encourager les autres agriculteurs du territoire à faire de même pour bénéficier ainsi de l'externalité positive liée à leur engagement.

Les mesures qui proposent un bonus final conditionnel devraient donc être préférées par les agriculteurs, non seulement pour la valeur monétaire du bonus (qui reste conditionné à l'atteinte du seuil), mais également pour sa capacité à créer et à développer une dynamique de groupe stimulante garantissant aussi a priori un résultat environnemental plus important et partagé par tous. Pour vérifier cette hypothèse, nous souhaitons comparer le consentement à recevoir des viticulteurs pour des mesures proposant un bonus final conditionnel et pour des mesures classiques qui ne l'incluent pas. C'est l'objet du *choice modeling* que nous avons réalisé et dont la méthode est présentée dans la partie suivante.

3. La méthode du choice modeling

3.1. Choix de la méthode

Les mesures incluant ce type de bonus pour la réduction de l'utilisation de pesticides étant des mesures hypothétiques, il n'existe pas de données observables de réels choix de contractualisation d'agriculteurs qui pourraient nous permettre d'analyser les facteurs influençant ces choix. Il est donc nécessaire d'éliciter leurs préférences. Pour cela, les méthodes de préférences déclarées sont généralement mobilisées, il s'agit des méthodes d'évaluation contingente et de choice modeling. Elles consistent à décrire aux individus interrogés un marché hypothétique, dans lequel le bien que l'on cherche à évaluer peut être échangé (Hanley *et al.,* 2001). Dans les méthodes d'évaluation contingente, il est ensuite demandé aux répondants quel serait leur consentement à payer maximum pour ce bien. Dans le cas d'un choice modeling, plusieurs versions du bien sont décrites, à des prix différents, et les répondants doivent choisir leur version préférée. L'avantage de ces méthodes, par rapport à des données observées dans un contexte réel, est qu'elles permettent de contrôler à la fois le contexte du choix et la description du bien évalué (Adamowicz *et al.,* 1998).

Les principales critiques qui leur sont faites sont liées au caractère déclaratif et hypothétique des données collectées, notamment dans le contexte de l'évaluation de biens et services environnementaux. En effet, il a parfois été observé que les répondants avaient tendance à faire des choix pro-environnementaux pour montrer qu'ils sont favorables à la protection de l'environnement (biais de 'yeah saying'), sans pour autant que ces choix reflètent leur réel consentement à payer pour les biens et/ou services choisis (Hanley *et al.* 2001). Une autre source de biais peut être le comportement stratégique des répondants, qui modifieraient leurs choix de manière à influencer les résultats de l'enquête.

Cependant, ces deux sources de biais sont limitées dans le cas d'un choice modeling en comparaison à une évaluation contingente. En effet, la difficulté de l'exercice de choix, lié notamment à l'arbitrage qui doit être fait entre les différents niveaux des attributs et le montant, et la répétition des choix rendent la manipulation des réponses plus difficile (Louvière *et al.,* 2000). De plus, le choice modeling présente l'avantage de déterminer quelles caractéristiques du bien influencent de manière significative les choix des répondants (Hanley *et al.,* 1998b). Il permet également de connaître le poids de chacun de ces attributs dans les choix des individus, et leurs interactions. Le choice modeling semble donc être la méthode la plus appropriée pour analyse les facteurs favorisant l'adoption de MAE de réduction des herbicides par les viticulteurs du Languedoc-Roussillon.

3.2. Principes généraux

Le choice modeling repose sur des modèles de choix discrets dont l'objectif est de comprendre les choix des individus. Dans notre cas, ces modèles permettent d'analyser les facteurs de choix d'un type de mesure de réduction des pesticides par les viticulteurs parmi une gamme de mesures proposées. Ces facteurs de choix peuvent être à la fois les caractéristiques des mesures proposées et les caractéristiques propres des répondants.

Les modèles de choix discret dérivent de deux éléments clé de la théorie classique du consommateur :

- La théorie de Lancaster (Lancaster, 1966) : l'utilité procurée par un contrat *i* peut être décomposée en la somme de l'utilité procurée par chacune de ses caractéristiques ou attributs x_{ik} :

$$\begin{aligned} U_i &= U\left(X_i\right) \\ U_i &= \sum_k U\left(x_{ik}\right) \end{aligned} \tag{11}$$

  avec X_i le vecteur des attributs k caractérisant le contrat i : x_{i1}, x_{i2}, …, x_{iK}

- Random Utility Theory (McFadden, 1973) : la fonction d'utilité des consommateurs est composée d'une composante observable et déterministe et d'une composante aléatoire. L'utilité procurée associée à un contrat *i*, U_i, est alors :

$$U_i = V_i + \varepsilon_i \tag{12}$$

avec V_i la part déterministe et observable de la fonction d'utilité et ε_i la partie aléatoire non observable. Dans un contexte de choix, les ε_i représentent les facteurs de choix non observables.

Suivant ces théories, l'utilité *U* procurée par le contrat *i*, caractérisé par un vecteur X_i de *K* attributs *k*, à un individu *n*, caractérisé par un vecteur Z_n de *A* caractéristiques observables *a*, est composée d'une partie déterministe et observable $V(X_i,Z_n)$, et d'une partie aléatoire non observable $\varepsilon(X_i,Z_n)$:

$$U_i = V(X_i, Z_n) + \varepsilon(X_i, Z_n) \tag{13}$$

La partie observable de cette fonction d'utilité dépend des attributs x_{ik} et du poids de ces attributs dans l'utilité procurée par le contrat *i*, représenté par les paramètres β_{ik} du vecteur β_i. Elle est également fonction des caractéristiques individuelles z_{an}, et de leur poids α_{an} dans la fonction d'utilité:

$$V(X_i, Z_n) = \sum_{k=1}^{K} \beta_{ik} x_{ik} + \sum_{a=1}^{A} \alpha_{an} z_{an} \tag{14}$$

3.3. Le modèle logit conditionnel

Selon le modèle logit conditionnel tel que développé par MacFadden (1973), la probabilité P_{in} qu'un individu *n* choisisse le contrat *i* parmi l'ensemble *C* des contrats (ou alternatives) qui lui sont proposées correspond à la probabilité que ce contrat *i* soit celui qui lui procure la plus grande utilité :

$$\begin{aligned} P_{in} &= P\left[V_{in} + \varepsilon_{in} > V_{jn} + \varepsilon_{jn}, \forall j \in C, j \neq i\right] \\ P_{in} &= P\left[\varepsilon_{jn} < V_{in} - V_{jn} + \varepsilon_{in}, \forall j \in C, j \neq i\right] \end{aligned} \tag{15}$$

Par définition les ε_{in} sont inobservables et spécifiques à une alternative et un individu (pour un même individu : $\varepsilon_{jn} \neq \varepsilon_{in}, i \neq j$). On suppose que les ε_{in} ont une distribution connue au sein de la population et entre les alternatives. La population est composée de *N* individus : $n \in [0,N]$. On suppose d'abord que les ε_{in} sont distribués au sein de cette population et entre les alternatives selon une loi discrète. Soit b_l l'ensemble des valeurs que peut prendre ε_{in}, $b_l = b_1, b_2, \ldots, b_r$. On fait varier ε_{in} en lui faisant prendre toutes les valeurs possibles (l'ensemble b_l). On a alors :

$$\begin{aligned} P_{in} = P(\varepsilon_{in} = b_1)P\left[\varepsilon_{jn} < V_{in} - V_{jn} + b_1, \forall j \in C, j \neq i\right] + P(\varepsilon_{in} = b_2)P\left[\varepsilon_{jn} < V_{in} - V_{jn} + b_2, \forall j \in C, j \neq i\right] \\ + \ldots + P(\varepsilon_{in} = b_r)P\left[\varepsilon_{jn} < V_{in} - V_{jn} + b_r, \forall j \in C, j \neq i\right] \end{aligned}$$

$$P_{in} = \sum_{l=1}^{r} P(\varepsilon_{in} = b_l)P\left[\varepsilon_{jn} < V_{in} - V_{jn} + b_l, \forall j \in C, j \neq i\right]$$

Si b_l est continu de $-\infty$ à $+\infty$, alors :

$$P_{in} = \int_{-\infty}^{+\infty} P\left[\varepsilon_{in} = b_l\right]P\left[\varepsilon_{jn} < V_{in} - V_{jn} + b_l, \forall j \in C, j \neq i\right] db_l$$

Sous l'hypothèse que les ε_{in} sont indépendamment et identiquement distribués (IID)[41] selon une distribution 'extrem value' de type 1 (EV1), aussi appelée Gumbel ou Weibull ou double exponentielle tel que $P(\varepsilon_j < \varepsilon) = \exp\left(-\exp\left(-\varepsilon\right)\right) = e^{-e^{-\varepsilon}}$, alors :

$$P_{in} = P\left[\varepsilon_{jn} < V_{in} - V_{jn} + \varepsilon_{in}, \forall j \in C, j \neq i\right]$$

$$P_{in} = \prod_{\substack{j=1 \\ j \neq i}}^{J} P\left[\varepsilon_{jn} < V_{in} - V_{jn} + \varepsilon_{in}\right]$$

$$P_{in} = \prod_{\substack{j=1 \\ j \neq i}}^{J} \exp\left(-\exp\left(V_{in} - V_{jn} + \varepsilon_{in}\right)\right)$$

On obtient P_{in} en intégrant la fonction de densité ci-dessus sur l'ensemble des valeurs possibles de ε_{in}:

$$P_{in} = \int_{-\infty}^{+\infty} \prod_{\substack{j=1 \\ j \neq i}}^{J} \exp\left(-\exp\left(V_{in} - V_{jn} + \varepsilon_{in}\right)\right) d\varepsilon_{in}$$

Ce qui se simplifie en :

$$P_{in} = \frac{1}{\sum_{\substack{j=1 \\ j \neq i}}^{J} \exp -\left(V_{in} - V_{jn}\right)}$$

Ce qui équivaut à :

$$P_{in} = \frac{\exp(V_{in})}{\sum_{j=1}^{J} exp\left(V_{jn}\right)} \qquad (16)$$

En remplaçant V_{in} par son expression (équation 14)$U_i = V(X_i, Z_n) + \varepsilon(X_i, Z_n)$ (13) :

$$P_{in} = \frac{\exp(\beta_i^{'} X_i)}{\sum_{j=1}^{J} exp\left(\beta_j^{'} X_j\right)} \qquad (17)$$

Avec, β_i le vecteur des paramètres β_{ik} et X_i le vecteur des attributs x_{ik}.

[41] L'hypothèse d'IID suppose que le terme d'erreur de l'utilité d'une alternative est indépendant du terme d'erreur d'autres alternatives.

Les paramètres β_{ik} sont estimés par maximum de vraisemblance.

On a ici l'expression du modèle logit conditionnel (CL), que nous mobiliserons dans une première étape d'analyse des choix de contrats agro-environnementaux par les viticulteurs de la région. Il repose sur l'hypothèse forte d'Indépendance des Alternatives non pertinentes (IIA). De plus, on suppose avec un modèle CL que les β_{ik} sont les mêmes pour tous les individus, ce qui ne permet pas de prendre en compte l'hétérogénéité des préférences au sein de la population, ni de prendre en compte les caractéristiques individuelles comme facteur de choix d'un contrat agro-environnemental plutôt qu'un autre.

En effet, les caractéristiques d'un répondant ne variant pas entre plusieurs alternatives, celles-ci ne pourraient pas être intégrées au modèle CL sans adaptations particulières. En effet, si on intègre directement l'expression de V_{in} en fonction des caractéristiques individuelles (équation 13) dans l'expression de la probabilité P_{in} (équation 14)

$$P_{in} = P\left[\varepsilon_{jn} < \left(\sum_{k=1}^{K} \beta_{ik} x_{ik} + \sum_{a=1}^{A} \alpha_{an} z_{an} \right) - \left(\sum_{k=1}^{K} \beta_{jk} x_{jk} + \sum_{a=1}^{A} \alpha_{an} z_{an} \right) + \varepsilon_{in}, \forall j \in C, j \neq i \right]$$

$$P_{in} = \left[\varepsilon_{jn} < \left(\sum_{k=1}^{K} \beta_{ik} x_{ik} \right) - \left(\sum_{k=1}^{K} \beta_{jk} x_{jk} \right) + \varepsilon_{in}, \forall j \in C, j \neq i \right]$$

Une manière simple d'intégrer les caractéristiques individuelles au modèle est de les faire interagir avec les attributs, ou avec la constante du modèle (Train, 2009), mais cela limite le nombre de caractéristiques qui peuvent être prises en compte.

Nous étendons donc notre analyse par un modèle dérivé du CL permettant de relaxer, au moins partiellement, l'hypothèse d'IID sur les termes d'erreur et de prendre en compte l'hétérogénéité des préférences : le modèle à classe latente (latent class model).

3.4. Modèle logit à classes latentes

Dans le cas d'un modèle à classes latentes, la population totale est partitionnée en *S* classes au sein desquelles les préférences sont homogènes (les membres d'une même 'classe' $s \in S$ ont un même vecteur de paramètres β_s) et les ε_{in} sont IID. Au sein de chaque classe identifiée dans la population, le modèle logit conditionnel (équation 17) s'applique et on estime alors les différents vecteurs β_s, $s \in S$, pour chacune des classes par maximum de vraisemblance. L'hétérogénéité est donc captée par la composante observable de la fonction d'utilité, V_i, (Colombo *et al.,* 2009) et expliquée par des préférences différentes vis-à-vis des caractéristiques des contrats au sein de la population des

viticulteurs. La probabilité qu'un individu appartenant à la classe *s* choisisse un contrat *i* parmi les *C* contrats qui lui sont proposés est :

$$P_{in|s} = \frac{\exp(\beta_{si}^{'} X_i)}{\sum_{j \in C} \exp(\beta_{sj}^{'} X_j)} \quad (18)$$

Les choix des viticulteurs au cours de l'enquête sont traités comme des données de panel de façon à prendre en compte le fait qu'un même individu fait plusieurs choix successifs *t=1,…,T*, dans le temps. Ainsi, l'expression de la probabilité qu'un individu *n* choisisse un contrat *i* selon le modèle logit à classes latentes est :

$$P_{in} = \sum_{s=1}^{S} M_{n,s} \prod_{t=1}^{T} \frac{\exp\left(\beta_s x_{it}\right)}{\sum_{j=1}^{J} \exp\left(\beta_s x_{jt}\right)} \quad (19)$$

Cette probabilité dépend de la probabilité $M_{n,s}$ que l'individu *n* appartienne à la classe *s*. $M_{n,s}$ est composée d'une composante observée $\alpha_s Z_n$, fonction des caractéristiques socioéconomique et comportementales Z_n de l'individu *n* et d'une composante non-observable et aléatoire, ε_{ns} (Broch et Vedel, 2011).

$$M_{n,s} = \alpha_s Z_n + \mu_{ns}$$

Au sein d'une classe, les erreurs μ_{ns} sont supposées IID, suivant une loi de Gumbel. On peut alors utiliser un modèle MNL tel que décrit ci-dessus pour estimer les $M_{n,s}$:

$$M_{n,s} = \frac{\exp\left(\alpha_s^{'} Z_n\right)}{\sum_{s=1}^{S} \exp\left(\alpha_s^{'} Z_n\right)}$$

L'analyse des $M_{n,s}$ nous permet d'expliquer les probabilités d'appartenance à chacune des classes en fonction des caractéristiques des individus et d'expliquer ainsi l'hétérogénéité des préférences observées dans les classes.

4. La mise en œuvre du choice modeling

L'enquête de choice modeling a été mise en œuvre en partenariat avec les chambres départementales d'agriculture (CDA) des départements de l'Aude (11), du Gard (30), de l'Hérault (34) et des Pyrénées-Orientales (66). Elle a suivi plusieurs étapes qui sont récapitulées dans le calendrier

présenté dans le Tableau 23, puis détaillées dans les paragraphes suivants. Tout d'abord, la construction du questionnaire d'enquête s'est déroulée en juin 2012. Une enquête pilote a été réalisée début juillet, puis l'enquête finale a été mise en ligne en deux étapes selon les disponibilités des viticulteurs : une première session avant les vendanges 2012, puis une seconde session après les vendanges.

06-juin-2012	**RDV 1 experts CDA30, CDA34, CDA11, CDA66** : travail sur les attributs Construction questionnaire version 1
15-juin-2012	**RDV experts CDA30, CDA34, CDA11 , CDA66 :** parties warm up et follow up Corrections questionnaire : version 2
19-juin-2012	**Focus Group 1** : cave coopérative d'Adissan (34) Corrections questionnaire : version 3
02-juillet-2012	**Focus Group 2** : cave coopérative de Saint Maurice de Cazevieille (30) Corrections questionnaire : version 4
09-juillet-2012	**Lancement pilote**
	Enquête pilote (31 enquêtes en face à face)
12-juillet-2012	**Fin du pilote**
	Estimation des paramètres --> Design efficient Mise en ligne du nouveau design et corrections questionnaire : version 5
16- juillet-2012	**Lancement enquête : session 1**
	Enquête en ligne (270 réponses)
21-août-2012	**Clôture session 1**
	Premiers traitements
08-octobre-2012	**Restitution résultats CA34** : discussions pour interprétation
15-octobre-2012	**Ré-ouverture enquête : session 2**
	Enquête en ligne (47 réponses supplémentaires)
15-novembre-2012	**Clôture session 2**

Tableau 23: Calendrier de mise en oeuvre du choice modeling

Le questionnaire peut être divisé en trois principales parties (Annexe 4). Tout d'abord, une introduction présente des éléments du contexte, l'objet de l'étude, et comprend des questions permettant de définir l'utilisation actuelle d'herbicides par le répondant et sa perception de la nocivité de ces produits. Cette première séquence de questions est appelée le 'warm up' et permet notamment de placer le répondant dans un contexte de choix pertinent par rapport à la question posée. La deuxième partie correspond à l'expérience de choix : plusieurs choix successifs sont proposés par la présentation des cartes de choix (§2.3). La troisième et dernière partie permet de collecter les données nécessaires à l'analyse des réponses : perception du rôle des MAE, expérience

précédente dans un tel dispositif, perception des risques liés à la production viticole, caractéristiques individuelles et de l'exploitation. Ces points permettront d'interpréter les choix et d'analyser l'hétérogénéité des préférences. Cette dernière partie est appelée 'follow up'.

4.1. La construction de l'expérience de choix

La construction du questionnaire incluant l'expérience de choix est une étape très importante car son design peut influencer les résultats, suivant les informations données, le contexte et les enjeux annoncés, et leur perception par les répondants. Nous décrirons donc dans les deux paragraphes suivants l'ensemble des étapes ayant permis le choix des attributs (§ 4.1.1) puis le design de l'expérience de choix (4.1.2).

4.1.1. Le choix des attributs

Les attributs décrivant les contrats dans le questionnaire d'enquête doivent correspondre à la fois aux caractéristiques des contrats qui semblent significatives pour les viticulteurs de la région, et aux réelles potentialités de mise en œuvre, tout en étant exprimés dans des termes parlants pour les personnes enquêtées. Il est généralement conseillé d'inclure au maximum 5 à 6 attributs pour des raisons statistiques et de compréhension. En effet, plus on augmente le nombre d'attributs, plus la taille de l'échantillon doit être importante pour obtenir une estimation correcte et plus l'exercice de choix est difficile pour les répondants qui doivent se représenter les alternatives composées de ces multiples attributs.

La consultation des parties-prenantes au cours de la conception du questionnaire d'enquête peut permettre une meilleure adéquation du questionnaire final au contexte de l'étude. Les principaux intérêts de cette consultation sont, d'après l'expérience de Kontogianni *et al.* (2001), d'avoir un aperçu du niveau d'information à fournir aux répondants au cours de l'enquête (quelle connaissance des MAE par les viticulteurs, comment faut-il les leur décrire).

La méthode généralement utilisée pour cette consultation est le *focus group* (Davies et Laing, 2002 ; Louvière *et al.,* 2000). Ces auteurs conseillent de réunir des groupes de 3 à 10 personnes. L'objectif est de générer des discussions autour des caractéristiques du contrat qui pourront être retenues comme attributs, de leur définition et de leur potentielle déclinaison en différents niveaux. Les discussions sont semi-structurées (semi-ouvertes) par un modérateur qui suit un script ou protocole (EFTEC, 2005). Les focus groups peuvent durer de 1/2h à 1h30 en général. L'objectif du modérateur est de donner la parole à tous les participants, sans lui-même trop intervenir au cours des discussions, mis à part pour les orienter. L'intérêt des focus groups, par rapport à une consultation individuelle des personnes consultée est l'interaction entre les participants qui permet de générer

des discussions qui ne peuvent pas être obtenues par entretiens individuels. Les différents points qui doivent être abordés au cours du focus group sont les suivants (Louvière *et al.,* 2000) :

- Quels sont les attributs pertinents et leurs niveaux pour les personnes interrogées ?
- Quels termes sont utilisés par les personnes interrogées pour décrire ces attributs et ces niveaux ?
- Comment les personnes interrogées font leur choix entre plusieurs alternatives en situation réelle ? Quelles caractéristiques individuelles peuvent affecter les choix et les préférences ?
- Définir le nombre de choice sets : quel nombre maximum de cartes de choix peut être présenté par répondant ?

Une première sélection des attributs et de leurs niveaux a d'abord été réalisée en fonction des résultats de la littérature (§ 0) et en concertation avec des experts et conseillers des Chambres Départementales d'Agriculture. Puis, deux focus groups réunissant 5 viticulteurs chacun ont été organisés afin de tester ces attributs (Tableau 23). Ces étapes successives ont abouti au choix des attributs présentés dans le Tableau 24. Ceux-ci apparaissent comme les plus pertinents pour notre question de recherche (incitation collective pour favoriser une dynamique de contractualisation) et pour les problématiques rencontrées par les viticulteurs et leurs conseillers.

Attribut	Description	Niveaux
Herbicides sur l'exploitation pendant la durée du contrat	**Réduction globale des herbicides utilisés** sur la surface engagée de l'exploitation (par rapport à l'utilisation actuelle)	-30% -60% -100%
Herbicide : variable continue entre 0 et 100		
Herbicides par tache	**Passage d'herbicides complémentaire par tache**, au-delà de l'engagement de réduction	Autorisé (référence) Non autorisé
Tache : variable dummie, Tache =1 si un passage d'herbicide complémentaire par tache est interdit		
Bonus collectif final conditionnel	**150€/ha engagé, si à l'issue des 5 ans, 50% de la surface du vignoble** du territoire est engagée dans un processus de réduction des herbicides	Bonus final de 150€/ha engagé Pas de bonus (Réf.)
Bonus : variable dummie, Bonus=1 si un bonus collectif final conditionnel est inclus dans la mesure		
Accompagnement administratif et technique	Service d'animation et d'**accompagnement** administratif et technique gratuit	Inclus gratuitement Non inclus (Réf.)
Accompagnement : variable dummie, Accompagnement=1 si l'accompagnement est inclus		
Paiement individuel annuel par hectare engagé (attribut monétaire)	Montant reçu chaque année par l'agriculteur en contrepartie de sa mise en conformité avec le cahier des charges, par hectare engagé.	90€/ha, 170€/ha, 250€/ha, 330€/ha, 410€/ha, 500€/ha
Montant : variable continue		

Tableau 24 : Les attributs et leurs niveaux retenus à l'issu des focus groups.

Le désherbage du vignoble permet de limiter la concurrence des mauvaises herbes et de réduire les impuretés lors de la vendange. Le contrôle des adventices se fait généralement *entre* les rangs de vigne et *sous* le rang de vigne. L'usage des herbicides facilite l'entretien du sol car la principale alternative à l'option chimique, le désherbage mécanique, exige plus de temps de travail et de matériel. Le désherbage mécanique sous le rang peut se révéler particulièrement coûteux car il faut pouvoir passer un outil adapté (de type « intercep») entre les ceps de vigne d'un même rang. Les niveaux de réduction des herbicides ont donc été choisis en concertation avec les Chambres d'Agriculture de manière à correspondre à des pratiques alternatives existantes.

Au-delà du désherbage réalisé globalement sur les parcelles, les viticulteurs choisissent parfois de le compléter par un désherbage ponctuel local, dit « par tache », sur les « taches » d'herbes qui peuvent persister. Mais cela ne représente généralement pas plus de 10% de la surface des parcelles traitées. Afin d'introduire de la flexibilité dans les engagements, nous proposons que dans certaines mesures, un désherbage par tache soit autorisé en sus de l'engagement de réduction des herbicides. Cela permet au viticulteur d'adapter à la marge ses pratiques à des conditions exceptionnelles : adventices résistants, année pluvieuse etc.

En ce qui concerne l'attribut du bonus collectif, nous avons souhaité ne pas multiplier les niveaux d'attributs en fixant un seul montant (150€/ha engagé) et un seul seuil (50% de la surface du

vignoble du territoire). Le bonus collectif est donc un paiement individuel de 150€/ha engagé, conditionné à l'atteinte du seuil de 50% des surfaces du vignoble du territoire engagées dans une mesure de réduction des herbicides. Il est à noter qu'aucune définition de « vignoble du territoire » n'est précisée, ce qui laisse à chaque répondant la possibilité de se représenter un territoire qui lui convient. En effet, l'échelle pertinente pour mettre en place ce type d'incitation collective peut varier selon les localisations et les contextes. Ainsi, 25% des répondants pensent que l'échelle pertinente pour un tel bonus serait le territoire de la cave coopérative, 28% le bassin versant et 9% la commune.

La réduction des herbicides nécessitant l'adoption de pratiques de désherbage alternatives, nous cherchons également à mesurer si l'existence d'un service d'animation et d'accompagnement technique gratuit pourrait faciliter la transition vers de nouvelles pratiques. La surcharge de travail administratif étant régulièrement mise en évidence comme un frein important à l'adoption de MAE par les agriculteurs, nous incluons également dans ce service un accompagnement administratif (aide au montage du dossier).

Enfin, l'attribut monétaire, correspondant au montant proposé dans le cadre du contrat en contrepartie de l'adoption des pratiques proposées indépendamment des pratiques des autres viticulteurs du territoire, varie de 90 à 500€/ha/an, ce qui permet d'englober les montants actuellement proposés par les MAEt de réduction d'herbicides (184€/ha/an au maximum pour une absence totale d'herbicides), tout en balayant des montants bien plus élevés car certaines de nos mesures hypothétiques sont bien plus contraignantes que les MAEt actuelles. Proposer des montants élevés permet également de mesurer les consentements à recevoir des viticulteurs les moins disposés à changer leurs pratiques.

4.1.2. Le design de l'expérience de choix

La combinaison de tous les niveaux de tous les attributs génère l'ensemble des mesures alternatives que l'on peut proposer aux viticulteurs. Celles-ci sont regroupées au sein de 'cartes de choix' présentées aux répondants : chaque carte de choix combine 2 alternatives ainsi que la possibilité de ne choisir ni l'une ni l'autre (statu quo). L'ensemble de ces cartes de choix est appelé le plan factoriel complet. Avec un plan factoriel complet, tous les effets de premier ordre, les effets d'interactions de deuxième ordre et autres interactions d'ordres supérieurs sont estimables et non corrélés. Les effets de premier ordre correspondent aux effets directs et indépendants de chaque attribut sur le choix. Les effets d'interaction sont les effets de la combinaison de plusieurs attributs combinés sur le choix. Il est possible que l'effet de plusieurs attributs combinés diffère de la somme des effets de chacun des attributs pris séparément (Hensher *et al.,* 2005).

Ce plan complet représente plusieurs milliers de scénarios, dans notre cas, qui inclut 5 attributs de 2 à 6 niveaux, et des cartes de choix de 2 alternatives, le plan factoriel complet est composé de (3*2*2*2*6)*(3*2*2*2*6-1)=20592 cartes de choix, et il n'est pas envisageable de tous les présenter aux personnes interrogées. Nous utilisons donc dans le questionnaire un plan factoriel fractionnaire. Un plan factoriel fractionnaire est une sélection parmi le plan factoriel complet des combinaisons permettant d'estimer les effets d'intérêt (suivant le plan factoriel fractionnaire choisi, les effets de premier ordre et/ou d'ordres supérieurs pourront être estimés). Ceci implique nécessairement une perte d'information statistique, notamment sur les interactions entre attributs, dont les effets peuvent être confondus (non distinguables). La construction du plan factoriel doit être faite de manière à ce que les effets de premier ordre et certains effets d'ordre supérieur ayant un intérêt majeur puissent être estimés, en faisant l'hypothèse que les autres effets ne sont pas significatifs. En effet, les effets de premier ordre expliquent en général 70 à 90% de la variance et ceux de second ordre en expliquent 5 à 15 % (Louvière *et al.,* 2000).

L'utilisation d'un design efficient permet de limiter cette perte d'information. La sélection des cartes de choix pour la mise en place d'un plan factoriel partiel efficient doit suivre les 4 principes suivants (ChoiceMetrics, 2012) :

- L'orthogonalité : le niveau d'un attribut varie indépendamment du niveau des autres. Cela signifie en particulier qu'il n'y a pas de relation entre le niveau de l'attribut monétaire et les niveaux des autres attributs dans un scénario.
- L'équilibre des niveaux : les niveaux d'un attribut ont la même fréquence d'occurrence au sein du plan d'expérience. Cela permet d'estimer correctement les paramètres pour l'ensemble des niveaux de chaque attribut.
- Le Minimal Overlap : la probabilité que le niveau d'un attribut se répète dans une autre carte de choix sélectionnée doit être minimale.
- L'équilibre de l'utilité : les utilités[42] des alternatives au sein d'un choice set doivent être équivalentes, c'est-à-dire qu'il ne doit pas y avoir de choix dominant parmi les alternatives proposées. Une situation de choix dominant serait par exemple celle où un scénario présentant tous les attributs aux meilleurs niveaux et un attribut monétaire élevé serait proposé sur la même carte de choix qu'un scénario proposant les pires niveaux de chaque attribut et une rémunération faible. Le choix dominant serait celui du premier scénario.

L'application simultanée de ces 4 principes étant quasiment impossible, l'objectif est de tendre au maximum vers leur vérification et donc vers l'efficience du plan d'expérience choisi.

[42] Utilités a priori ou estimées à partir d'une expérience pilote.

Le design que nous avons utilisé est un design efficient qui minimise donc l'écart type des paramètres estimés, défini sur la base de premières estimations des paramètres à la suite d'une enquête pilote réalisée début juillet 2012, auprès de 31 viticulteurs. Le logiciel utilisé (NGene) simule différents fractional factorial designs, et calcule les écarts types obtenus pour chacun des paramètres pour retenir le design le plus efficient. La mesure d'efficience utilisée est la D-error, qui représente indirectement les écarts types obtenus. Ces designs sont équilibrés en niveaux et en utilité.

Les estimations de l'enquête pilote nous ont permis de construire un design efficient composé de 18 cartes de choix, en 3 blocs de 6 cartes de choix (Tableau 25). Ce nombre de cartes de choix correspond au nombre minimum d'alternatives permettant d'estimer les paramètres du modèle (calculé avec la commande mktruns du logiciel SAS). Chaque viticulteur est confronté à un seul bloc et fait donc 6 choix parmi 2 mesures alternatives et le statu quo.

		Alternative 1					Alternative 2				
Bloc	**Carte**	**Réd. Herbi**	**Tache**	**Accomp**	**Bonus**	**Montant**	**Réd. Herbi**	**Tache**	**Accomp**	**Bonus**	**Montant**
1	1	-60%	non	non	oui	90	-30%	oui	oui	non	330
1	2	-30%	oui	non	non	500	-60%	non	oui	oui	90
1	3	-30%	non	non	non	170	-60%	non	oui	oui	330
1	4	-30%	oui	oui	non	250	-60%	non	non	oui	250
1	5	-100%	non	oui	oui	250	-60%	oui	non	non	500
1	6	-100%	oui	non	non	330	-100%	non	non	oui	250
2	1	-60%	oui	non	oui	250	-30%	oui	oui	non	170
2	2	-100%	non	oui	oui	500	-60%	oui	non	non	170
2	3	-100%	non	oui	non	170	-100%	oui	oui	non	410
2	4	-60%	oui	oui	oui	170	-100%	oui	non	oui	500
2	5	-60%	non	oui	oui	500	-30%	oui	non	non	90
2	6	-30%	oui	non	oui	330	-30%	non	oui	non	250
3	1	-30%	non	non	non	90	-30%	non	oui	oui	410
3	2	-30%	non	oui	non	410	-60%	oui	non	oui	410
3	3	-30%	oui	oui	oui	90	-30%	non	non	non	500
3	4	-60%	non	non	non	410	-100%	oui	non	oui	170
3	5	-100%	oui	non	oui	410	-60%	non	oui	non	90
3	6	-60%	oui	oui	non	330	-100%	non	oui	oui	330

Tableau 25 : Design utilisé dans l'enquête de choice experiment

La Figure 20 présente un exemple de carte de choix ainsi que l' « info-bulle » proposée pour l'attribut bonus collectif et sur laquelle il suffisait de cliquer pour avoir des informations complémentaires.

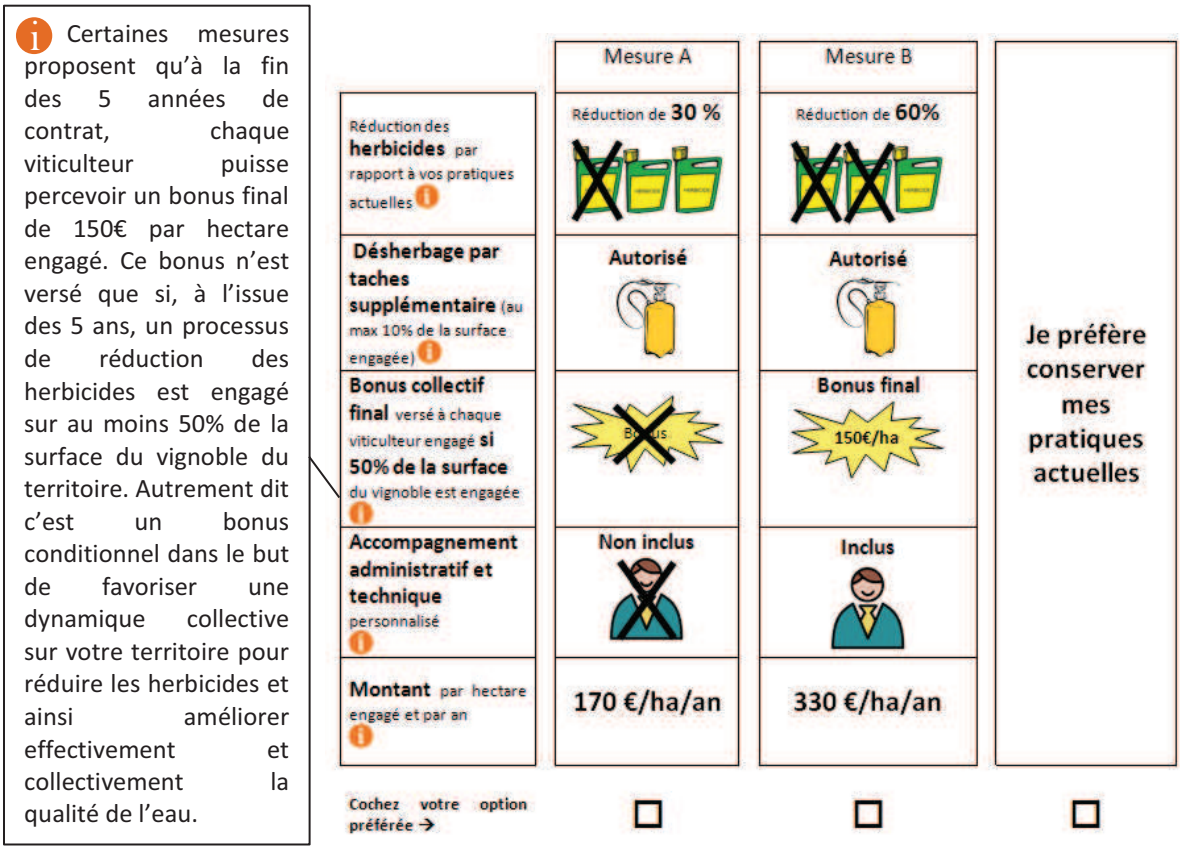


Figure 20 : Un exemple de carte de choix

Des info-bulles contenant des informations complémentaires ont été introduites pour décrire chaque attribut (il s'agit des ℹ apparaissant dans la colonne de gauche des cartes de choix). Les informations contenues dans ces info-bulles sont celles qui ont été jugées nécessaires par les participants aux différents focus groups puis par les viticulteurs ayant participé à l'enquête pilote. A l'issue des focus groups et durant l'enquête pilote, chaque participant répondait à un test (Annexe 5) pour vérifier que leur compréhension des attributs était bien celle attendue. Ce test nous a permis de valider la bonne compréhension du questionnaire de choice experiment.

4.2. Diffusion du questionnaire et échantillon interrogé

L'objectif d'Ecophyto 2018 étant de réduire de 50% l'utilisation des produits phytosanitaires, nous nous plaçons dans cette perspective de changement global des pratiques des viticulteurs, et souhaitons connaître les préférences de l'ensemble des viticulteurs de la Région pour ce type de pratiques. Notre enquête s'adressait donc à tous les viticulteurs de la Région. Seuls les viticulteurs n'utilisant aucun herbicide chimique étaient exclus de l'étude (les viticulteurs en agriculture bio ou en conversion).

Le questionnaire a été diffusé par les Chambres Départementales d'Agriculture via internet[43], auprès de 3 101 viticulteurs, parmi les 19 800 exploitations de la Région cultivant des vignes, dont 18 200 à titre principal (Agreste, 2011b). Cet échantillon correspondait aux listes d'adresses email détenues par les Chambres Départementales, constituées le plus souvent des viticulteurs abonnés à la lettre d'information technique viticole électronique proposée par les Chambres. Le Tableau 26 présente les principales caractéristiques des 317 viticulteurs ayant été jusqu'au bout du questionnaire.

	Nb	% des 317 répondants
Genre		
Hommes	262	82,6 %
Femmes	51	16,1 %
Age		
18 à 34 ans	42	13,2 %
35 à 44 ans	67	21,1 %
45 à 54 ans	112	35,3 %
55 à 64 ans	82	25,9 %
Plus de 65 ans	14	4,4 %
Formation		
Primaire	8	2,5 %
Secondaire courte	75	23,7 %
Secondaire longue	92	29,0 %
Supérieure	140	44,2 %
Statut		
Exploitant à titre principal	237	74,8 %
Exploitant à titre secondaire	48	15,1 %
Salarié	15	4,7 %

	Nb	% des 317 répondants
Activité principale ou exclusive: viticulture	290	91,5 %
Autre activité sur l'exploitation	97	30,6 %
Autre source de revenu pour le foyer	190	59,9%
Vinification		
Cave particulière uniquement	47	14,8 %
Cave coopérative uniquement	242	76,34 %
Les deux	25	7,9 %
Actuellement engagé en MAE	38	12,0 %
dont en MAEt	24	7,6 %
dont en conversion bio	11	3,5 %
autre (TerraVitis)	4	1,3 %

	Obs*	Moy.	E.T.**	Min	Max
Surface totale (ha)	314	34,79	48,77	1	650
Surface viticole (ha)	316	24,72	21,29	1	155
Main d'œuvre (UTA)	300	2,32	2,61	0	25
Difficultés à mécaniser (% de la surface viticole)	306	37,25	32,16	0	100

*Obs : nombre d'observations
**E.T. : Ecart Type

Tableau 26 : Statistiques descriptives de l'échantillon interrogé

La représentativité de cet échantillon est discutée dans le paragraphe 6.1.

En moyenne, les viticulteurs interrogés déclarent 1,6 pratiques différentes d'utilisation des herbicides sur leur vignoble. Près de la moitié des viticulteurs de notre échantillon ont une seule pratique sur l'ensemble des parcelles. L'autre moitié adapte ses pratiques selon les parcelles. L'analyse des pratiques de chacun des répondants nous permet d'estimer un IFT herbicides[44] moyen de 1,14[45] sur notre échantillon. La méthode utilisée pour calculer les IFT herbicides des exploitants

[43] Nous avons utilisé le logiciel *LimeSurvey* pour cette enquête en ligne. Le questionnaire garantit l'anonymat des répondants. Ce mode d'enquête permet entre autre d'éliminer ou du moins de limiter les multiples biais liés à la présence, à l'influence ou aux attentes du chercheur-enquêteur dans les entretiens en face à face.

[44] L'Indice de Fréquence de Traitement (IFT) correspond au « nombre de doses homologuées appliquées sur une parcelle pendant une campagne culturale » (Pingault *et al.,* 2009).

[45] Cet IFT moyen est une moyenne sur les 304 répondants qui ont renseigné l'intégralité des questions relatives à leur usage des herbicides sur leur vignoble. Cette moyenne n'est pas pondérée par les surfaces du vignoble de chaque répondant. Pondéré par les surfaces nous obtenons un IFT moyen de 1,13.

est décrite en Annexe 6. Enfin, il faut savoir que 75% de notre échantillon (237 viticulteurs) déclarent avoir déjà réduit leur utilisation d'herbicides, en grande majorité sans accompagnement financier.

5. Résultats

Notons avant tout que 71 répondants (22%) ont toujours choisi, lors des 6 cartes de choix proposées, l'option « je préfère conserver mes pratiques actuelles ». En grande majorité (49% des cas), ils expliquent ce choix par le fait qu'ils ne veulent pas être contraints sur leurs pratiques, quel que soit le montant proposé[46]. Les autres raisons avancées sont que les contraintes de réduction des herbicides proposées sont trop importantes (41% des cas) ou « j'ai déjà réduit mon utilisation d'herbicides » (réponse à la catégorie « Autre »).

5.1. Les modèles logit conditionnels

Le modèle logit conditionnel nous permet d'obtenir une première estimation des paramètres β_k, révélant les facteurs influençant les choix des viticulteurs en moyenne sur la population interrogée (Tableau 30 Clogit 1). Les résultats obtenus grâce à ce modèle sont significatifs pour tous les attributs retenus (au seuil de 1%) et sont conformes aux anticipations faites, sauf l'attribut Accompagnement. Le coefficient associé à l'accompagnement est bien positif mais il n'est pas significatif. La probabilité qu'une mesure soit adoptée est d'autant plus faible que la réduction proposée est importante. De même, l'interdiction d'un désherbage par tache supplémentaire, au-delà de l'engagement de réduction des herbicides, est un facteur négatif sur les choix de mesures. L'introduction de cet élément de flexibilité facilite donc bien l'adoption de mesures de réduction des herbicides par les viticulteurs. La proposition d'un bonus joue bien positivement dans les choix des viticulteurs. Finalement, plus le montant proposé est important, plus la probabilité d'adoption de la mesure est grande.

[46] L'intitulé exact de la question était : « Vous avez choisi l'option « **je préfère conserver mes pratiques actuelles** », est-ce parce que : a) Les montants proposés sont trop faibles, b) Les contraintes de réduction des herbicides proposées sont trop importantes pour votre exploitation, c) Vous ne souhaitez pas être contraint sur vos pratiques, quel que soit le montant, d) Autre ». Plusieurs réponses étaient possibles.

Attributs	Clogit 1	Clogit 2
Constante (ASC[a])	0.010	-0.184
Réduction des herbicides	-0.023***	-0.027***
Désherbage par tache	-0.507***	-0.539***
Bonus	0.439***	-0.473***
Accompagnement	0.119	0.067
Montant	0.002***	0.003***
Herbicides * Tache		0.001
Herbicides * Accompagnement		0.006*
Bonus * Accompagnement		-0.475**
Bonus * Confiance		1.520***
N (observations)	5706	5184
N (individus)	317	288
Ll	-1860.287	-1644.603
Chi2	458.547	507.597
df_m	6	10
* p<.1; ** p<.05; *** p<.01		
[a] ASC: Constante spécifique aux alternatives		

Tableau 27 : Estimations des modèles logit conditionnels (CL)

Le modèle Clogit 2 du Tableau 27 intègre plusieurs variables croisées afin de tenir compte d'éventuelles interactions entre les attributs. Norton *et al.* (2004) et Greene (2010) attirent l'attention sur la difficulté à interpréter les effets d'interaction dans les modèles non linéaires tels que les modèles Logit car les effets d'interactions ne correspondent pas au paramètre associé à la variable croisée. Comme proposé par Norton *et al.* (2004), nous avons estimé les effets d'interaction entre les variables herbicides (x_1) et tache (x_2), herbicides (x_1) et accompagnement (x_4), bonus (x_3) et accompagnement (x_4) puis finalement bonus (x_3) et confiance (x_6). Dans notre cas, la probabilité de choix d'une mesure peut s'exprimer de la manière suivante (modèle Logit):

$$P(y=1) = \frac{1}{1 + e^{-(\beta_0 x_0 + \beta_1 x_1 + \beta_2 x_2 + \beta_3 x_3 + \beta_4 x_4 + \beta_5 x_5 + \beta_{12} x_1 x_2 + \beta_{14} x_1 x_4 + \beta_{34} x_3 x_4 + \beta_{36} x_3 x_6)}}$$

Avec :

	Nom de la variable	Paramètre
x_0 :	Constante (ASC)	β_0
x_1 :	Réduction des herbicides	β_1
x_2 :	Désherbage par tache	β_2
x_3 :	Bonus	β_3
x_4 :	Accompagnement	β_4
x_5 :	Montant	β_5
$x_1 * x_2$:	Herbicides * Tache	β_{12}
$x_1 * x_4$:	Herbicides * Accompagnement	β_{14}
$x_3 * x_4$:	Bonus * Accompagnement	β_{34}
$x_3 * x_6$:	Bonus * Confiance	β_{36}

L'effet croisé des variables bonus (x_3) et accompagnement (x_4) sur la probabilité qu'une mesure soit choisie est :

$$\frac{\Delta P(y=1)}{\Delta x_3 \Delta x_4} = P(y=1|x_3=1,x_4=1) - P(y=1|x_3=1,x_4=0) - P(y=1|x_3=0,x_4=1) + P(y=1|x_3=0,x_4=0)$$

$$\frac{\Delta P(y=1)}{\Delta x_3 \Delta x_4} = \frac{1}{1+e^{-(\beta_0 x_0+\beta_1 x_1+\beta_2 x_2+\beta_3+\beta_4+\beta_5 x_5+\beta_{12} x_1 x_2+\beta_{14} x_1+\beta_{34}+\beta_{36} x_6)}} - \frac{1}{1+e^{-(\beta_0 x_0+\beta_1 x_1+\beta_2 x_2+\beta_3+\beta_5 x_5+\beta_{12} x_1 x_2+\beta_{36} x_6)}} - \frac{1}{1+e^{-(\beta_0 x_0+\beta_1 x_1+\beta_2 x_2+\beta_4+\beta_5 x_5+\beta_{12} x_1 x_2+\beta_{14} x_1)}} + \frac{1}{1+e^{-(\beta_0 x_0+\beta_1 x_1+\beta_2 x_2+\beta_5 x_5+\beta_{12} x_1 x_2)}}$$

En utilisant également cette formule pour le calcul des 3 autres effets d'interactions, et en l'appliquant à l'ensemble des mesures du plan factoriel complet (ensemble des mesures possibles par combinaison des différents niveaux des attributs), nous obtenons les effets d'interaction suivants sur la probabilité de choix de la mesure (exprimés en fonction de la probabilité que la mesure soit choisie). Chaque graphique présente la distribution de l'effet des variables d'interaction sur la probabilité de choix de la mesure au sein de l'échantillon. La courbe appelée « Effets d'interaction incorrects » représente la distribution du paramètre des variables d'interaction obtenu lors de l'estimation du modèle Clogit2.

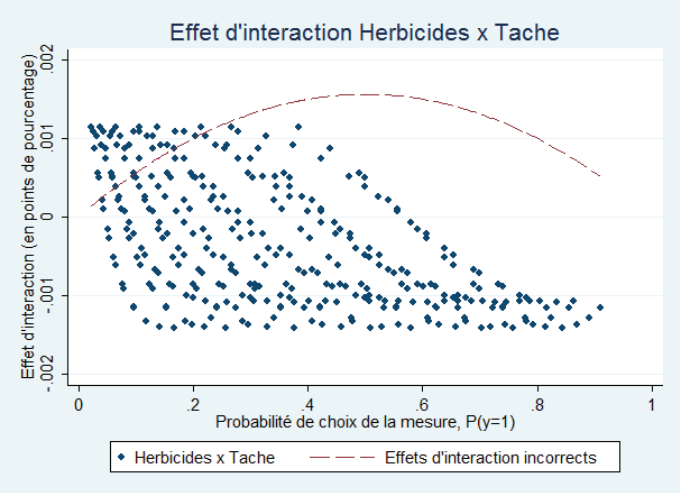


Figure 21 : Effets d'interaction entre les variables herbicides et tache

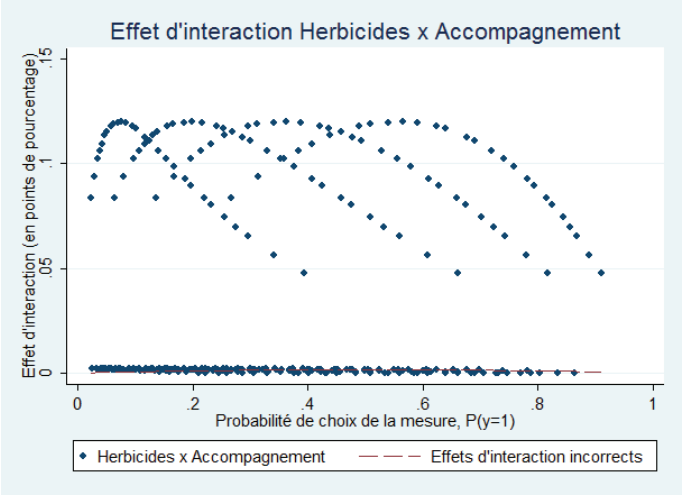


Figure 22 : Effets d'interaction entre les variables herbicides et accompagnement

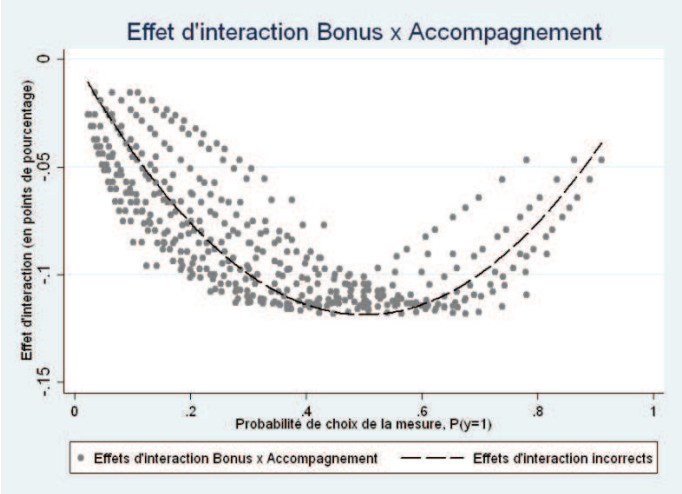


Figure 23 : Effets d'interaction entre les variables bonus et accompagnement

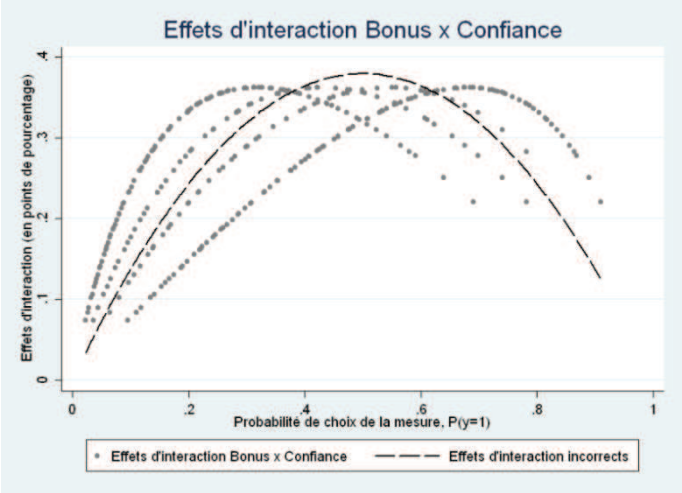


Figure 24 : Effets d'interaction entre les variables bonus et confiance

La Figure 21 confirme que l'effet d'interaction entre la réduction des herbicides demandée et l'introduction d'un élément de flexibilité (possibilité de désherbage que taches), n'est pas significativement différent de zéro. Ainsi, l'interdiction de procéder à un désherbage par tache supplémentaire n'apparait pas significativement plus contraignante avec une réduction des herbicides de plus en plus forte. En revanche, la Figure 22 montre que l'effet d'interaction entre l'accompagnement et la réduction des herbicides est positif ou nul. Ainsi, conformément à l'intuition, l'attribut Accompagnement est d'autant plus valorisé que le niveau de réduction des herbicides augmente, mais le coefficient de la variable croisée Herbicide * Accompagnement n'est significatif qu'à 10%. La Figure 23 nous permet de confirmer que l'effet d'interaction des variables bonus et accompagnement sur la probabilité de choix d'une mesure est négatif. Ce résultat est assez surprenant. Nous anticipions une certaine complémentarité entre les attributs Bonus et Accompagnement, puisque ce dernier inclut une animation sur le territoire visant à accroitre le taux de contractualisation et donc favorisant l'atteinte du seuil de déclenchement du bonus. Pourtant, les répondants montrent au contraire un rapport de substitution entre ces deux attributs. L'impact direct de l'attribut Accompagnement n'étant pas significatif, il est toutefois difficile d'interpréter ce résultat.

Enfin, la variable croisée Bonus * Confiance permet de prendre en compte la confiance qu'ont les répondants dans la possibilité d'atteindre le seuil déclenchant le paiement du bonus. Confiance est une variable dummie valant 1 si le viticulteur a répondu oui à la question : « Pensez-vous qu'il est réalisable que 50% des surfaces du vignoble de votre territoire soient engagées dans une des mesures proposées dans ce questionnaire ? » et 0 sinon. Comme on s'y attendait, cette variable croisée est bien positive et très significative (Figure 24). Ainsi, l'impact d'un bonus est positif et significatif uniquement si le répondant pense que le bonus peut être atteint. En revanche, si le répondant pense qu'il n'est pas réalisable que 50% des surfaces du territoire soient engagées, alors le bonus a même un impact négatif sur l'utilité associée à cette mesure. Ce résultat peut s'expliquer par un biais comportemental lié au fait que le répondant dévalorise (inconsciemment ?) les mesures avec bonus du fait qu'il anticipe que le seuil ne sera pas atteint et donc que le bonus ne lui sera pas versé. Cette anticipation pessimiste peut lui faire percevoir ce bonus conditionnel de manière négative, comme une perte ou un manque à gagner, pouvant dégrader l'attrait des mesures avec bonus. Une autre raison pouvant expliquer cet impact négatif est que les répondants pessimistes sur l'atteinte du seuil soient également plus averse au-risque et donc moins favorables, voire hostiles à l'idée d'un paiement incertain. Enfin, on note que la majorité des répondants qui pensent que le seuil ne sera pas atteint rejettent toutes les mesures proposées et préfèrent conserver leurs pratiques actuelles.

L'utilisation d'un modèle Logit Conditionnel suppose l'indépendance des alternatives non pertinentes (propriété IIA), c'est-à-dire que le ratio de probabilité de choix de deux alternatives dans une carte de choix ne doit pas être affecté par la présence ou l'absence d'autres alternatives dans l'expérience de choix, ni par les niveaux des attributs dans les autres alternatives. Afin de tester cette propriété, nous réalisons un test d'Hausman (Hausman et MacFadden, 1984). Ce test revient à estimer les probabilités sur un sous-échantillon d'alternatives : le ratio des probabilités ainsi obtenu ne doit pas être significativement différent du ratio obtenu avec l'échantillon complet. Dans notre cas, nous supprimons une des alternatives ainsi que l'ensemble des cartes de choix où cette alternative avait été choisie, puis nous refaisons les estimations selon un modèle logit conditionnel (CLogit 1). Nous obtenons des résultats significativement différents (les résultats sont consultables en Annexe 7): chi2(6) =11.29 et Prob>chi2 =0.080 si on supprime l'alternative 1, chi2(6) =10.63 et Prob>chi2 =0.101 si on supprime l'alternative 2, et chi2(6) =42.25 et Prob>chi2 =0.000 si on supprime le statu quo. Ces tests montrent donc que l'hypothèse d'IIA, à la base du modèle logit conditionnel n'est pas valable pour notre ensemble de choix. Ceci est certainement lié à l'hétérogénéité des préférences des individus qui fait que lorsque l'on retire certaines alternatives, la moyenne des préférences varie. Afin de prendre en compte cette hétérogénéité des préférences au sein de la population des viticulteurs, nous estimons un modèle à classes latentes.

5.2. Le modèle logit à classes latentes

Les modèles à classes latentes se basent à la fois sur les choix faits par les répondants et sur un certain nombre de variables explicatives pour déterminer des classes. Afin de limiter le nombre de variables explicatives des classes latentes à intégrer dans le modèle, et faciliter ainsi sa convergence tout en conservant un maximum d'informations, nous distinguons dans une première étape les viticulteurs selon 4 critères : leurs caractéristiques individuelles, les caractéristiques de leur exploitation qui peuvent influencer la capacité à réduire des herbicides, leur perception des herbicides et leur perception des MAE.

La répartition des répondants entre les groupes a été faite par classification ascendante hiérarchique, en utilisant la méthode de Ward comme critère d'agrégation (Cahuzac et Bontemps, 2008). Le nombre de groupes pour chacun des critères est choisi de manière à maximiser le Pseudo-F (sauf pour les caractéristiques individuelles pour lesquelles la population a été scindée en 2 groupes, malgré un Pseudo-F plus faible, pour faciliter l'interprétation). Le Tableau 28 présente les grandes tendances des facteurs influençant l'appartenance aux groupes et le nombre de répondants appartenant à chacun. Certains répondants n'ont pas pu être attribués à un groupe car des données sont manquantes parmi les variables utilisées pour la classification hiérarchique ascendante. Les

lignes du tableau sont indépendantes : un viticulteur peut appartenir au groupe des jeunes viticulteurs pour ses caractéristiques individuelles et au groupe des caves particulières selon ses caractéristiques d'exploitation.

Caractér. individuelles	**Les seniors :** **(n = 152 ; 48%)** Plus âgés (45-64 ans) Formation secondaire (courte ou longue) Plus sensibles aux risques liés à la viticulture (note moyenne : 4,4/5)[1]		**Les jeunes viticulteurs :** **(n=162 ; 52%)** Plus jeunes (18- 44 ans) Formation supérieure Moins sensibles aux risques liés à la viticulture (note moyenne : 3,9/5)[1]
Caractéristiques des exploitations	**Les coopérateurs avec des difficultés à mécaniser :** **(n=42, 15%)** Les exploitations sont plus petites que les caves particulières (19,8 ha de vigne en moy.), dont une majeure partie présente des difficultés pour la mécanisation du désherbage (91% de la surface en moy.). Elles emploient peu de main d'œuvre (1,75 UTA en moy.) et sont légèrement plus diversifiées. 60% des répondants de ce groupe ont une autre source de revenu pour leur foyer.	**Les coopérateurs avec peu de difficultés à mécaniser :** **(n=186 ; 65%)** Les exploitations sont plus petites que les caves particulières (21,6 ha de vigne en moyenne), mais présentent peu de difficultés pour la mécanisation du désherbage (24% de la surface en moy.). Elles emploient peu de main d'œuvre (1,8 UTA en moy.). 70% des répondants de ce groupe ont une autre source de revenu pour leur foyer.	**Les caves particulières :** **(n=56 ; 20%)** Ont une surface viticole plus importante (45,25 ha de vigne en moyenne), plus de main d'œuvre (4,7 UTA en moyenne), et plus tendance à pratiquer de l'accueil à la ferme (39% d'entre eux). Ce groupe réunit moins d'exploitations diversifiées et seulement 32% ont une autre source de revenu pour le foyer.
Perception herbicides	**Les plus attachés aux herbicides :** **(n=222 ; 74%)** Ils sont plus nombreux à n'avoir jamais essayé de réduire leur utilisation d'herbicides (23,4%), un peu moins sensibles à la nocivité des herbicides[2] (note moyenne de 4,13/5) et pensent que les herbicides sont indispensables pour maintenir les rendements (en moyenne).		**Les moins attachés aux herbicides :** **(n= 78 ; 26%)** Ils sont seulement 16,6% à n'avoir jamais essayé de réduire leur utilisation d'herbicides. Un peu plus sensibles à la nocivité des herbicides[2] (note de 4,19/5), ils pensent que les herbicides ne sont pas indispensables pour maintenir les rendements.
Perception des MAE	**Les convaincus :** **(n=186 ; 65%)** Ce groupe est en moyenne plus convaincu du rôle que peuvent avoir les MAE sur la qualité de l'eau, sur les pratiques des agriculteurs et sur le soutien de leur revenu (note moyenne de 4,1/5)[3]. Ils sont plus confiants dans l'atteinte de l'objectif de 50% des surfaces s'engageant dans une mesure de réduction des herbicides (79% d'entre eux).		**Les sceptiques :** **(n=101 ; 35%)** Les 'sceptiques' sont peu convaincus du rôle que peuvent avoir les MAE (note moyenne de 2,5)[3]. Un moins grand nombre (50%) pense que l'objectif affiché de 50% des surfaces est atteignable. Notons que dans ce groupe, 42% ont choisi systématiquement l'option « je préfère conserver mes pratiques actuelles » dans les cartes de choix.

1 : La « sensibilité aux risques » des viticulteurs est mesurée par la moyenne de 3 notes d'importance variant de 1, pas important du tout, à 5, très important, attribuées par les répondants à trois risques : le risque de maladies et ravageurs, le risque de concurrence des mauvaises herbes et le risque d'instabilité du prix de vente de la production.

2 : La « sensibilité à la nocivité des herbicides » est mesurée par la moyenne de 3 notes d'importance variant de 1, pas important du tout, à 5, très important, attribuées par les répondants à la nocivité des herbicides pour l'environnement, pour les utilisateurs et pour les consommateurs d'eau potable.

3 : La « perception des MAE » est mesurée par la moyenne de 3 notes d'importance variant de 1, pas important du tout, à 5, très important, attribuées par les répondants au rôle que peuvent avoir les MAE sur la qualité de l'eau, sur les pratiques des agriculteurs et sur le soutien de leur revenu.

Tableau 28 : principales caractéristiques des groupes issus de la classification ascendante hiérarchique (seules les caractéristiques significativement différentes à 1% sont rapportées)

Les modèles à classes latentes nous permettent d'expliquer les choix des répondants à la fois par les attributs des mesures proposées, mais également par les caractéristiques des répondants, que nous avons intégrées au modèle par l'appartenance ou non de chaque individu à chacun des groupes

décrits ci-dessus ainsi que leur IFT herbicides. Le critère d'information d'Akaike (AIC) et le critère Bayésien d'information (BIC) ainsi que la qualité prédictive des modèles, nous permettent de sélectionner le modèle le plus performant en fonction du nombre de classes choisies (voir Tableau 29).

	CL		LC Logit			
	CL 1	**CL 2**	**2 classes**	**3 classes**	**4 classes**	**5 classes**
N (individus)	317	288	241	**241**	241	241
Log Likelihood	-1860,287	-1644,603	-1099,893	**-1019,441**	-978,474	-951,375
AIC	3732,57	3309,207	2199,785	**2038,882**	1956,949	1902,75
BIC	3772,47	3374,74	2199,785	**2038,882**	1956,949	1902,75
Qualité prédictive[1]	---	---	97,57 %	**94,36 %**	93,06 %	93,01 %

1 : qualité prédictive mesurée par la probabilité moyenne des individus d'appartenir à la classe qu'on leur attribue.

Tableau 29 : Critères de sélection du modèle

Le passage d'un modèle Logit Conditionnel à un modèle à classes latentes permet d'améliorer le pouvoir explicatif du modèle, quel que soit le nombre de classes choisies. Plus le nombre de classes augmente, meilleurs sont les modèles. Cependant, la qualité prédictive du modèle décroit avec le nombre de classes. Afin de faciliter l'interprétation des résultats et pour conserver une bonne qualité prédictive de notre modèle, nous avons choisi de nous limiter à 3 classes (Tableau 30).

Avant de présenter les résultats, il convient de souligner que les résultats de modèles avec des nombres différents de classes confortent ceux du modèle à 3 classes. En effet, ils génèrent des classes dont les profils d'appartenance et de préférences sont similaires à ceux du modèle choisi (au-delà de 4 classes le nombre d'observations est insuffisant pour avoir des résultats significatifs). D'autres essais de modèles à classes latentes ont été réalisés avec seulement certaines des variables explicatives incluses dans les classifications précédentes. De nouveau les résultats de ces modèles sont similaires à ceux du modèle à 3 classes présenté ci-dessous, mais nous avons sélectionné ce dernier qui permet de conserver un maximum d'informations.

Attributs		**Logit à 3 classes latentes**		
	Clogit 1	**Classe 1**	**Classe 2**	**Classe 3**
Constante (ASC)	0.010	2.574***	3.450***	-0.562
Herbicides	-0.023***	-0.012**	-0.094***	-0.035***
Tache	-0.507***	-0.408***	-1.451***	-1.826***
Bonus	0.439***	0.455***	0.655***	0.333
Accompagnement	0.119	0.156	0.721***	-1.419**
Montant	0.002***	0.002***	0.005***	<0.001
Facteurs d'appartenance aux classes		**RRR[a]**	**RRR**	**RRR**
IFT moyen exploitation		0.582***	0.755***	*Réf.*
Les jeunes viticulteurs		0.936	0.829**	*Réf.*
Coop. peu de difficultés		3.490***	1.870***	*Réf.*
Caves particulières		3.751***	2.560***	*Réf.*
Moins attachés herbicides		1.263**	0.679***	*Réf.*
Les sceptiques (MAE)		0.088***	0.160***	*Réf.*
N (individus)	317	87	77	77

* p<.1; ** p<.05; *** p<.01

[a] RRR: Relative Risk Ratio : représentent l'effet de la variable sur la probabilité d'appartenir à la classe étudiée plutôt qu'à la classe de référence. Un RRR>1 indique une probabilité supérieure, et un RRR<1 indique une probabilité inférieure. Par exemple, le fait d'appartenir au groupe des caves particulières plutôt qu'au groupe des caves coopératives ayant des difficultés à mécaniser leur désherbage (le groupe de référence) multiplie par 3,75 les chances d'appartenir à la classe 1 plutôt qu'à la classe 3.

Tableau 30 : estimations du modèle logit conditionnel 1 (CL) et du modèle logit à 3 classes latentes[47]

Nous obtenons trois classes ayant des facteurs de choix des mesures très différents. En effet, comme le montrent les estimations des β, les attributs pèsent de manière différente sur l'utilité des mesures proposées pour les répondants. Les caractéristiques des individus composant ces classes sont les suivantes :

- Les viticulteurs qui ont une plus grande probabilité d'appartenir aux classes 1 et 2 plutôt qu'à la classe 3 sont ceux qui ont un IFT faible et qui appartiennent soit au groupe des caves particulières, soit au groupe des coopérateurs avec peu de difficultés pour la mécanisation (voir Tableau 28). Ce sont également les plus convaincus par l'intérêt des MAE. La distinction entre ces deux classes porte sur l'attachement aux herbicides : les viticulteurs qui sont moins attachés à l'utilisation des herbicides ont une plus grande probabilité d'appartenir à la classe 1, alors que ce sont ceux qui sont les plus attachés aux herbicides ont plus de chance d'appartenir à la classe 2. L'IFT moyen de la classe 1 (1,00) est plus faible que celui de la classe 2 (1,12).
- Les viticulteurs ayant un IFT plus élevé (1,27 en moyenne), et appartenant au groupe des coopérateurs avec des difficultés pour la mécanisation ont une plus grande probabilité

[47] Les estimations du modèle logit à classes latentes ont été obtenues en mobilisant la commande développée par Pacifico (2012).

d'appartenir à la classe 3. C'est également le cas de ceux qui sont les plus attachés au désherbage chimique et qui sont sceptiques quant aux MAE.

Comme le montre le signe positif de la constante (ASC) les viticulteurs des classes 1 et 2 ont une préférence pour contractualiser une mesure plutôt que conserver leurs pratiques actuelles. La réduction des herbicides représente tout de même une contrainte pour eux puisque le coefficient de l'attribut réduction des herbicides est négatif : une augmentation du niveau de réduction demandé influence négativement leur utilité. Ils sont sensibles aux propositions d'un bonus final conditionnel, qui augmente la probabilité qu'ils choisissent les mesures qui les incluent. Seuls les viticulteurs de la classe 2 sont sensibles à la proposition d'un accompagnement technique et administratif. Dans leur analyse des facteurs influençant la contractualisation de MAE par les agriculteurs du Nord de l'Italie, Defrancesco *et al.* (2008), trouvent que le groupe des agriculteurs les plus actifs dans l'adoption des MAE est sensible à l'opinion de la société et des agriculteurs voisins. Ceci est cohérent avec le signe positif et significatif du bonus dans ces classes. Ils mettent également en évidence l'existence d'un groupe d'agriculteurs de « non-adoptants résistants », qui n'est pas influencé par l'opinion des autres agriculteurs sur les MAE. Ce groupe rappelle les caractéristiques des viticulteurs de la classe 3.

En effet, les viticulteurs de la classe 3 sont réticents à la réduction des herbicides et ne semblent pas être sensibles aux propositions d'accompagnement et de bonus. Même une rémunération importante ne les incite pas positivement dans leurs choix de mesures (β du montant non significativement différent de zéro).

5.3. Les consentements à recevoir

Grâce aux données collectées, nous pouvons également estimer le consentement à recevoir moyen des viticulteurs pour adopter un niveau de chacun des attributs, plutôt que de conserver la situation actuelle. Le consentement à recevoir marginal (CAR) pour un attribut *k*, en moyenne sur la population enquêtée, s'exprime de la manière suivante :

$$CAR_k = -\frac{dx_{pay}}{dx_k} = -\frac{dV / dx_k}{dV / dx_{pay}} = -\frac{\beta_k}{\beta_{pay}}$$

Avec x_k et x_{pay} respectivement l'attribut *k* et l'attribut montant et β_k et β_{pay} leurs paramètres dans le modèle Logit Conditionnel.

Grâce à l'utilisation d'un modèle à classes latentes, le consentement à recevoir marginal de chaque individu peut être calculé à partir des coefficients estimés pour chacune des classes et des probabilités estimées d'appartenance à chacune des classes. Soit $CAR_{n,k}$ le consentement à recevoir marginal de l'individu *n* pour une variation de niveau de l'attribut *k*.

$$CAR_{n,k} = \sum_{s=1}^{S} M_{n,s} \left(\frac{-\beta_{k,s}}{\beta_{pay,s}} \right)$$

Avec *s* les classes du modèle à classes latentes ; $\beta_{k,s}$ le paramètre estimé pour l'attribut *k* dans la classe *s* ; $\beta_{pay,s}$ *l*e paramètre de l'attribut montant dans la classe *s* ; et $M_{n,s}$ la probabilité estimée d'appartenance de l'individu *n* à la classe *s*.

Etant donné que le paramètre de l'attribut monétaire de la classe trois n'est pas significativement différent de zéro, nous ne pouvons pas estimer de consentements à recevoir pour la classe 3. Une possible explication au fait que les viticulteurs de cette classe ne sont pas significativement influencés par le paiement de la mesure est que les montants proposés n'étaient pas suffisamment élevés pour réduire leur utilisation d'herbicides. En effet, tous les viticulteurs qui choisissent toujours l'option « je préfère conserver mes pratiques actuelles » se retrouvent dans cette classe 3, et représentent 64% des viticulteurs appartenant à cette classe. Toutefois, ce refus systématique de s'engager dans une des mesures proposées peut aussi traduire un rejet de ce dispositif. De fait, la principale raison évoquée par ces viticulteurs pour justifier leur refus est la volonté de ne pas être contraint sur leur pratique quel que soit le montant proposé.

Sur notre échantillon les consentements à recevoir sont présentés dans le Tableau 31.

	Consentements à recevoir marginaux (€/ha/an)						
	C Logit 1	**Logit à 3 classes latentes**					
		Classe 1 (N =87)		Classe 2 (N = 77)		Classe 3 (N = 77)	
Attributs		Moy.	*E.T.*	Moy.	*E.T.*	Moy.	*E.T.*
Herbicides (par point de %)	9,27	5,45	*0,98*	18,21	*2,00*	-	-
Tache	205,49	175,84	*8,70*	285,85	*24,66*	-	-
Bonus	-178,12	-188,71	*3,94*	-134,79	*12,51*	-	-
Accompagnement	-	-	-	-137,85	*18,49*	-	-

Tableau 31 : consentements à recevoir marginaux (€/ha/an)

En moyenne sur l'ensemble de la population (modèle Clogit 1), le consentement à recevoir des viticulteurs pour réduire leur utilisation d'herbicides est égal à 93 €/ha/an pour une réduction de 10% de l'usage des pesticides sur les surfaces engagées. Ce chiffre cache des disparités fortes entre groupes d'agriculteurs. Les viticulteurs de la classe 1 ont un consentement à recevoir beaucoup plus faible que ceux de la classe 2 pour réduire leur utilisation d'herbicides. En effet, il faudrait 54,5€/ha/an pour que les viticulteurs de la classe 1 réduisent leur utilisation d'herbicides de 10%, alors qu'il faudrait 182,1€/ha/an pour ceux de la classe 2. Ces deux classes, relativement proches lorsque l'on considère les caractéristiques des viticulteurs qui ont la plus grande chance de les composer, se distinguent donc essentiellement par la valeur de leurs consentements à recevoir. Quant aux viticulteurs de la classe 3, ils ne réduiraient leur utilisation d'herbicide pour aucun des

montants proposés (le montant maximum proposé étant 500€/ha/an). Ce résultat est cohérent avec les caractéristiques des viticulteurs qui la composent.

En moyenne, les viticulteurs ont un consentement à payer positif pour des mesures proposant un bonus, mais ce consentement à recevoir varie selon la classe considérée. Ainsi, le poids accordé à la proposition d'un bonus final conditionnel est particulièrement important pour les viticulteurs de la classe 1 et dans une moindre mesure de la classe 2. En revanche, cet attribut n'influence pas significativement les choix des viticulteurs de la classe 3 nettement plus récalcitrants à l'adoption de mesure de réduction des herbicides. Il est intéressant de noter que selon les résultats du modèle logit conditionnel, les viticulteurs sont en moyenne prêts à voir le montant de la mesure réduit de 178 €/ha/an pour bénéficier de cet attribut. Rappelons que le bonus proposé conditionnel à l'atteinte d'un seuil, et donc incertain, et que, de plus, s'il est versé, il ne représente que 30 €/ha/an. Cette valeur de 178 €/ha/an traduit donc le fait que les viticulteurs valorisent cet attribut bien au-delà du montant monétaire potentiel qu'il représente. Bien que le seuil de 50% paraisse ambitieux (au vu des engagements actuels), 68% des répondants, et jusqu'à 91% dans la classe 1, déclarent penser que l'objectif de 50% d'engagement des vignobles de leur territoire est tout à fait réalisable.

Notre interprétation est que les viticulteurs ont confiance dans la capacité de ce dispositif avec bonus à susciter et encourager l'engagement des autres viticulteurs du territoire. Ils valorisent une meilleure garantie d'amélioration de la qualité de l'eau et des milieux et/ou la mise en place d'une dynamique vertueuse de changement de pratiques à l'échelle du territoire. En effet, du fait d'un seuil fixé à 50%, certains viticulteurs peuvent aussi être sensibles à sa capacité d'instaurer un nouveau référentiel technique plus respectueux de l'environnement, qui pourrait devenir une norme sociale. De plus, 85% des répondants pensent que la réglementation sur les herbicides va être de plus en plus contraignante. Elever la norme sociale en terme d'usage des herbicides en viticulture peut influencer favorablement le comportement du reste de la population des viticulteurs afin d'anticiper, ou même de lever, une éventuelle contrainte réglementaire.

5.4. Simulations de mesures avec bonus

Nous pouvons calculer les consentements à recevoir moyens des viticulteurs pour certaines mesures proposées, i.e. le prix implicite de ces mesures. Nous proposons de simuler des mesures qui intègrent la possibilité de faire du désherbage par tache au-delà de l'engagement de réduction des herbicides et un bonus final conditionné à l'atteinte de 50% de surfaces contractualisées (Tableau 32). L'accompagnement n'influençant pas de manière significative les choix des viticulteurs, il n'est pas inclus dans les mesures.

	Moyenne (CLogit 1)	Mesures actuelles
Réduction de 30%	100	Phyto_14[48] : 51,00
Réduction de 60%	378	Phyto_04 : 82,00
Absence d'herbicides	749	Phyto_02 : 184,00

Tableau 32 : Consentements à recevoir pour les mesures proposées et montants des mesures actuelles (€/ha/an)

Les montants des mesures actuelles sont présentés dans le Tableau 32 à titre informatif. Toutefois, nos mesures hypothétiques ne sont pas directement comparables avec les mesures actuelles. D'une part, les mesures en vigueur exigent une réduction des herbicides par rapport à un indicateur de fréquence de traitement (IFT) cible déterminé à partir d'un IFT de référence régional identique pour l'ensemble des vignobles du territoire et non pas en fonction du véritable niveau d'usage des herbicides du viticulteur qui s'engage. D'autre part, les mesures actuelles citées dans le Tableau 32 offrent une certaine flexibilité dans le temps pour parvenir à une réduction de l'usage des herbicides. Les objectifs sont progressifs et sont formulés en moyenne sur 3 ans, laissant ainsi une certaine marge de manœuvre au viticulteur. Les mesures envisagées ici sont donc beaucoup plus exigeantes puisque la réduction doit être effective dès la première année et qu'aucun effet d'aubaine n'est possible. De fait, le niveau maximum d'herbicide que le viticulteur s'engage à ne pas dépasser est calculé à partir de ses propres pratiques diagnostiquées à la signature du contrat. Il n'est donc pas surprenant d'obtenir des montants aussi élevés pour la majorité des viticulteurs interrogés.

L'enquête a été conduite durant l'été 2012, à une date où les prix du raisin étaient élevés et où l'espérance de marge brute par hectare se situait entre 700€/ha et 4400 €/ha (pour des prix du raisin variant entre 40€ et 60 €/hl selon la qualité et des rendements entre 50hl/ha et 100hl/ha). Cela signifie que le CAR pour réduire les herbicides de 30% peut représenter entre 14% et 2% de la marge brute moyenne par hectare et que le CAR pour ne plus du tout utiliser d'herbicide peut représenter jusqu'à 100% de la marge brute pour des exploitations à petits rendements et valorisant mal leur raisin. Notons donc que les marges brutes relativement élevées au moment de l'enquête ont pu avoir pour effet d'augmenter le coût d'opportunité de l'adoption des mesures proposées (si l'agriculteur fait l'hypothèse qu'une baisse des herbicides diminue le rendement) et donc d'augmenter aussi les CAR déclarés.

Les résultats du modèle logit à classes latentes nous permettent également de simuler la probabilité d'adoption d'une mesure fictive avec ou sans bonus pour chacune des classes. Ainsi la Figure 25 simule la probabilité d'adoption, que nous assimilons ici à un taux d'adoption, d'une mesure de

[48] Pour une définition des cahiers des charges des engagements unitaires ci-dessus, se référer à l'Annexe MAE du PDRH.

réduction de 60% des herbicides, avec un désherbage par tache autorisé et sans accompagnement, pour différents montants.

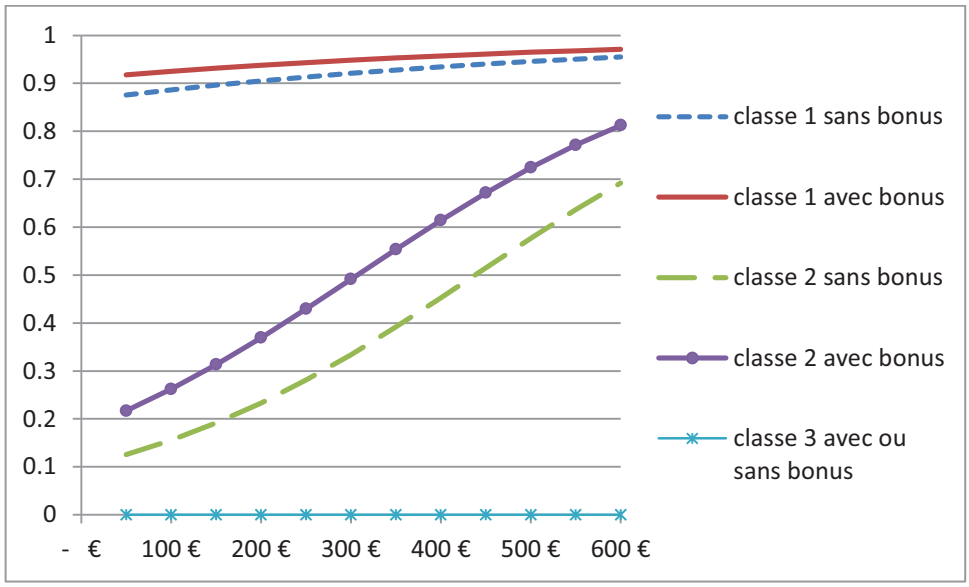


Figure 25 : Probabilité d'adoption d'une mesure de réduction de 60% des herbicides

Si l'on suppose que les viticulteurs sont répartis sur les 3 classes comme dans notre échantillon (36%, 32% et 32% respectivement pour les classes 1, 2 et 3), que tous les viticulteurs possèdent le même nombre d'hectares et que lorsqu'ils s'engagent dans une mesure, ils engagent toute la surface de leur vignoble, alors le montant minimal pour que le seuil de 50% déclenchant le bonus soit dépassé est de 321€/ha/an. Pour ce montant, dans le cas d'une mesure avec bonus, 95% des viticulteurs de la classe 1 s'engagent, 52% de la classe 2 et aucun de la classe 3. L'IFT moyen passerait alors de 1,12 à 0,81 ce qui représente une baisse de 28%. L'IFT ne diminuerait pas tout à fait de 30% (ce qui correspondrait à une réduction de 60% des herbicides sur la moitié du territoire), car ce sont surtout les viticulteurs qui ont déjà un IFT plus faible (classe 1) qui s'engageraient dans cette mesure. Sans bonus, il faudrait que la mesure soit payée 441€/ha/an pour atteindre un taux d'adoption de 50%, ce qui est bien supérieur aux 321€/ha/an de la mesure avec bonus même si l'on tient compte du coût du bonus qui ne représente que 30€/ha/an supplémentaires. Dans ce cas de figure, pour une amélioration environnementale identique, l'introduction d'un bonus permet ainsi de réduire le budget de plus de 20%.

5.5. Analyse des surfaces engagées

La participation d'un agriculteur à un programme agro-environnemental peut être divisé en deux décisions : la première est la décision de participer, et la seconde décision, s'il décide de participer, concerne l'importance de sa participation, c'est-à-dire quelle surface il est prêt à engager (Ma *et al.*,

2012 ; Espinosa-Goded *et al.*, 2013). Selon MA *et al.* (2012), la volonté de participer est essentiellement influencée par les caractéristiques de l'exploitation ou de l'exploitant qui n'ont pas d'effet marginal sur les parcelles engagées, comme la sensibilité environnementale des agriculteurs, leur formation, leur expérience dans les MAE ou le matériel dont dispose l'exploitation. Espinosa-Goded *et al.* (2013) rejoignent cette analyse en montrant que ces coûts fixes, qui sont à la fois des coûts techniques mais également des coûts de transaction, comme la formation et l'information des agriculteurs, influencent la décision des agriculteurs de contractualiser, mais pas la surface qu'ils décident d'engager.

Jusqu'à présent, nous avons pu analyser quels étaient les facteurs influençant la décision de l'agriculteur de participer, mais nous souhaitons maintenant estimer quels sont les facteurs influençant l'envergure de cet engagement, en termes de proportion du vignoble engagé. En particulier, nous souhaitons savoir si la présence du bonus, favorise non seulement la décision d'engagement mais également l'importance de la participation dans le dispositif.

A chaque carte de choix du questionnaire, lorsque le répondant choisit un des deux contrats proposés plutôt que le statu quo, alors il lui est demandé quelle surface de son exploitation (en hectares) il souhaite engager dans le contrat choisi. La proportion de son vignoble, $0 \leq y_{in} \leq 1$, qu'un viticulteur n est prêt à engager dans le contrat choisi i, dépend des caractéristiques du contrat, X_i, et des caractéristiques de l'exploitant et de son exploitation, Z_n.

$$y_{in} = \sum_{k=1}^{K} \chi_{ik} x_{ik} + \sum_{a=1}^{A} \delta_{an} z_{an}$$

Lorsqu'une alternative i n'est pas choisie par le répondant, et/ou si le répondant choisit l'option *statu quo*, alors la surface engagée n'est pas renseignée et la variable surface engagée ne prend aucune valeur (pas d'observation). Dans les faits, parmi les choix faits par les 317 viticulteurs, 1022 alternatives autres que le statu quo ont été choisies et 971 valeurs de surfaces engagées ont été renseignées par 239 viticulteurs (52 valeurs sont manquantes). En moyenne, les viticulteurs déclarent qu'ils sont prêts à engager 79% de leur vignoble dans le contrat choisi, avec un minimum de 4,5%. La plupart des répondants déclarent qu'ils engageraient la totalité de leur vignoble (54 % des observations pour lesquelles $y = 1$), alors que les autres n'en engageraient qu'une partie ($0 < y < 1$). Aucun viticulteur ne déclare vouloir engager aucune surface après avoir choisi un contrat, y est donc strictement positif.

Les caractéristiques des contrats peuvent en effet influencer de manière différente le choix d'un agriculteur d'engager tout ou une partie de son vignoble. En particulier, l'introduction d'une clause

de flexibilité (désherbage par taches autorisé) devrait faciliter l'engagement du vignoble complet, y compris leurs parcelles les plus difficiles qu'ils préfèrent généralement ne pas engager dans des contrats de réduction des herbicides. De manière à différencier les raisons poussant les viticulteurs à engager l'ensemble ou une partie de son vignoble, nous réalisons une estimation par one inflated beta (OIB) regression (Cook *et al.,* 2008). Sa fonction de densité *g* est la suivante :

$$g(y;\ \pi,\mu,\varphi) = \begin{cases} (1-\pi)f(y;\mu,\varphi), if\ y < 1 \\ \pi, \qquad\qquad\qquad if\ y = 1 \end{cases}$$

Où *f* est une distribution Beta ayant les paramètres μ (moyenne) et φ (paramètre de précision) et π est un paramètre qui représente la probabilité des observations prenant la valeur 1.

Les proportions de vignobles que les viticulteurs sont prêts à engager sont expliquées par deux modèles successifs. Chaque modèle intègre des variables explicatives différentes : le premier prend en compte uniquement les caractéristiques du contrat (OIB 1), alors que le second intègre également les caractéristiques individuelles (OIB 2). Dans ce second modèle, nous n'avons conservé que les caractéristiques individuelles qui sont significatives soit pour expliquer la probabilité d'engager l'ensemble du vignoble soit la proportion engagée. Seulement 59 viticulteurs parmi les 239 répondants ont au moins une variation dans les surfaces qu'ils déclarent souhaiter engager parmi leurs 6 choix (265 observations parmi les 971 observations de surfaces). Par conséquent, les différences entre les surfaces engagées sont essentiellement liées à des différences entre les individus. Le Tableau 33 présente les résultats de ces estimations.

Le haut du Tableau 33 présente les résultats pour des valeurs de *y* correspondant à un engagement partiel du vignoble dans la mesure choisie ($0 < y < 1$). Elles montrent que, comme nous pouvions nous y attendre, lorsque les contrats proposés sont plus contraignants en termes de réduction de l'utilisation d'herbicides, alors les viticulteurs préfèrent engager une plus petite proportion de leur vignoble, mais lorsque le montant proposé augmente, alors la proportion engagée augmente également. La présence du bonus dans le contrat a également un effet positif significatif sur la surface engagée. Ceci peut être expliqué de deux façons : si le bonus est présent, les viticulteurs ont tout intérêt à engager une plus grande part de leur exploitation de façon à augmenter les chances d'atteindre le seuil de surfaces contractualisées déclenchant le paiement du bonus. La seconde explication possible est que la présence du bonus augmente l'espérance de revenu des viticulteurs, et, comme nous l'avons vu, le montant a un impact positif sur la proportion de vignoble engagée par les viticulteurs (Tableau 33).

Dans le second modèle (OIB 2), cet impact positif du bonus sur les surfaces engagées semble être capté par la variable de confiance dans l'atteinte du seuil de 50% des surfaces engagées. Ce résultat

montre que s'ils pensent que plus de 50% des surfaces de la zone d'intérêt sera engagée dans un contrat de réduction de l'utilisation d'herbicides, alors ils ont tendance à engager une plus grande part de leur exploitation. Ceci renforce les résultats obtenus pour la variable bonus dans les modèles logit conditionnels présentés dans les paragraphes précédents (§5.1).

	OIB 1	**OIB 2**
Var. Dépendante: % de la SAU viti. (*y*)		
Proportion (0 < y < 1)		
Herbicides	-0.005***	-0.006***
Tache	-0.066	-0.023
Bonus	0.188**	0.158
Accompagnement	-0.019	-0.004
Montant (en k€)	0.906***	0.865***
SAU viticole totale		0.002
IFT		0.036
Confiance		0.388**
Intercept	0.067	-0.279
One Inflate (y = 1)		
Herbicides	0.007**	0.005*
Tache	-0.285**	-0.344**
Bonus	0.042	-0.068
Accompagnement	-0.125	-0.200
Montant (en k€)	0.418	0.444
SAU viticole totale		-0.019**
IFT		-0.569**
Confiance		0.677*
Intercept	-0.194	0.529
Ln_phi Intercept	1.370***	1.431***
N	*971*	*904*

* p<.1; ** p<.05; *** p<.01

Tableau 33 : Estimation des modèles One Inflated Beta

La seconde partie du Tableau 33 présente les résultats des modèles expliquant la probabilité qu'un viticulteur engage la totalité de son vignoble (*y = 1*). Ces résultats sont assez différents de ceux obtenus lorsque seulement une proportion du vignoble est engagée. Ici, plus la réduction d'herbicides demandée dans le contrat est importante, plus la probabilité que les viticulteurs engagent la totalité de leurs parcelles est importante. Cette apparente contradiction avec l'analyse précédente sur un engagement partiel peut tout à fait s'expliquer. En effet, la suppression totale des herbicides nécessite un investissement dans un matériel de désherbage mécanique spécifique représentant un coût fixe, qui n'est intéressant que s'il est utilisé sur l'ensemble de l'exploitation. Ici, il semblerait que les coûts fixes, tesl qu'identifiés par Espinosa-Goded *et al.* (2013), poussent les

viticulteurs à engager tout leur vignoble, ou rien, puisque nous avons vu que la variable *herbicides* influence négativement la probabilité de contractualisation.

De plus, on remarque que si le terme de flexibilité est exclu du contrat, avec la suppression de la possibilité de réaliser un désherbage par tache au-delà de la limite autorisé par la contrainte de réduction des herbicides, alors, les viticulteurs sont moins susceptibles d'engager l'ensemble de leurs parcelles viticoles. Cet élément de flexibilité est donc important pour permettre aux viticulteurs d'engager leur vignoble complet dans le dispositif. Pour finir, les exploitations les plus grandes, et les plus gros utilisateurs d'herbicides ont une plus faible probabilité d'engager l'ensemble de leur surface viticole. La confiance dans l'atteinte du seuil de contractualisation déclenchant le bonus a bien un effet positif, mais il apparait moins significatif que dans le cas d'un engagement partiel.

D'autres facteurs, comme le pourcentage de l'exploitation qui présente des difficultés pour la mécanisation du désherbage, ou la main d'œuvre disponible par hectare, pourraient également influencer la surface qu'un agriculteur souhaite engager dans des mesures de réduction des herbicides mais ces variables n'ont pas d'effet significativement différent de zéro lorsqu'on les introduit dans le modèle.

6. Discussion et limites

6.1. Représentativité de l'échantillon

Du fait d'une diffusion par internet et étant donné le taux de réponse de 10,2%, il est à craindre que notre échantillon soit biaisé (auto-sélection des répondants). S'il est possible de contrôler la représentativité de notre échantillon par rapport aux variables observables (surface de l'exploitation, âge, genre, statut du répondant, etc), comme nous le faisons dans le paragraphe suivant, les éventuels biais portant sur des variables non observées ne peuvent pas être vérifiés (personnes qui disposent de temps pour répondre à ce type de questionnaire par exemple). On peut être tenté de penser qu'il y a une surreprésentation des personnes véritablement soucieuses de l'usage des herbicides en viticulture ou au contraire des viticulteurs mécontents d'être encore pointés du doigt pour ce problème environnemental. Autrement dit, il est possible que l'on ait une surreprésentation des extrêmes et dans notre cas, des classes 1 et 3. De plus, notre questionnaire ayant eu lieu dans un contexte de réforme de la PAC, le biais des réponses obtenues ne peut pas être négligé car les répondants peuvent avoir stratégiquement modifié leur réponses dans l'objectif de faire valoir leurs revendications. Cependant, ce biais stratégique, comme nous l'avons vu dans le paragraphe 3.1, est amoindri dans le cas d'un choice modeling. Dans tous les cas, les consentements à recevoir estimés dans notre article sont certainement dans la tranche haute des CAR réels.

Notre échantillon est très proche, selon les variables décrites ci-dessous (Tableau 34), des viticulteurs ayant internet d'après le recensement agricole 2010. Nous pouvons bien attribuer notre biais d'échantillonnage à l'utilisation d'internet. D'après le recensement agricole 2010, 31% des viticulteurs de la région LR ont internet, soit 7171 viticulteurs. La comparaison des caractéristiques de notre échantillon à celles des viticulteurs de la région grâce aux données du Recensement Agricole 2010 montre que certaines catégories de viticulteurs sont sous-représentées : les femmes, les individus de plus de 65 ans, les individus les moins formés, les petites exploitations et les viticulteurs en cave coopérative.

	Echantillon (317)		Recensement Agricole 2010		Différence[1]
	Nb	%	Nb	%	(% éch. - % RA)
Genre					
Hommes	262	82,6 %	14 608	74,0%	8,6 % ***
Femmes	51	16,1 %	5 140	26,0 %	-9,9 % ***
Age					
18 à 34 ans	42	13,2 %	2 118	10,7 %	2,5 %
35 à 44 ans	67	21,1 %	4 307	21,8 %	-0,7 %
45 à 54 ans	112	35,3 %	5 838	29,6 %	5,7 %
55 à 64 ans	82	25,9 %	4 482	22,7 %	3,2 %
Plus de 65 ans	14	4,4 %	2 997	15,2 %	-10,80 %***
Formation					
Primaire	8	2,5 %	2 859	19,5 %	-17,0 % ***
Secondaire courte	75	23,7 %	7 321	37,1 %	-13,4 % ***
Secondaire longue	92	29,0 %	4 042	20,5 %	8,5 % ***
Supérieure	140	44,2 %	4 526	22,9 %	21,3 %***
Activité principale ou exclusive: viticulture	290	91,5 %	18 157	91,9 %	-0,4 %
Autre activité sur l'exploitation	97	30,6 %	4 672	23,7 %	6,90 % **

1 : Pour les différences indexées d'une étoile, la différence est significative au seuil de 1% (***), 5% (**) ou 10%(*) selon la statistique du Chi².

	Echantillon (317)			Recensement Agricole 2010			Différence²
	Nb	Moy	E.T.*	Nb	Moy	E.T.*	(Moy Ech - Moy RA)
Surface totale (ha)	314	34,79	48,77	19 748	16,65	37,55	18,14 ***
Surface viticole (ha)	316	24,72	21,29	19 748	11,97	19,61	12,75 ***
Main d'œuvre (UTA)	300	2,32	2,61	19 748	1,26	2,16	0,16 ***
Vinification en cave particulière (% production)	315	18,70	37,66	18 878	13,24	33,17	5,46 **
Vinification en cave coop. (% production)	314	80,89	38,03	18 563	86,76	33,17	-5,87 ***

* E.T. : Ecart Type

2 : Pour les différences indexées d'une étoile, la différence de moyenne est significative au seuil de 1% (***), 5% (**) ou 10%(*) selon un t-test.

Tableau 34 : comparaison des caractéristiques des viticulteurs de l'échantillon avec celles des viticulteurs de la région (données recensement agricole 2010)

Cependant, d'après le modèle à classes latentes, les caractéristiques individuelles influencent de manière peu significative, voire pas du tout dans le cas de la classe 1, l'appartenance aux différentes classes de choix. Le biais de l'échantillon lié aux caractéristiques individuelles ne doit donc pas avoir d'impact majeur sur les préférences mesurées. Quant au biais de notre échantillon lié aux caractéristiques des exploitations, il engendre une surreprésentation de la catégorie des caves particulières et par conséquent de la classe 1 et dans une moindre mesure de la classe 2 de notre

modèle à classes latentes, c'est-à-dire de ceux les plus enclins à participer au type de mesures proposées.

6.2. Définition de la notion de territoire

L'échelle d'application des MAE fait débat, notamment entre des territoires de type « bassin versant », qui permet une cohérence environnementale, et des échelles de territoires liées à une filière agricole (territoire de la cave coopérative par exemple), qui permet une cohérence économique et une meilleure valorisation des efforts environnementaux réalisés par les agriculteurs. Nous avons préféré laissé aux répondants une libre interprétation de ce qu'est le territoire d'application des mesures que nous proposons : d'une part, cela nous évite des réponses de protestation liées l'échelle choisie et, d'autre part, cela nous permet de sonder l'opinion des répondant sur l'échelle la plus pertinente, selon eux, pour ce type de mesures. En effet, les répondants semblent partagés (Tableau 35), notamment entre le territoire de la cave coopérative de leur secteur (25% de l'échantillon) et le bassin versant (28% de l'échantillon). L'échelle de la commune remporte peu d'adhésion. Parmi les 85 répondants ayant choisi « autre », seulement 27 précisent une échelle (territoire de l'appellation, département, …).

		Territoire pertinent pour l'application des mesures proposées					
		Sans réponse	Commune	Coopérative	Bassin versant	Autre	**Total**
Confiance dans l'atteinte du seuil	Non	9 25,71 %	6 21,43 %	14 17,72 %	24 26,67 %	37 43,53 %	**90** **28,39 %**
	Oui	20 57,14 %	17 60,71 %	63 79,75 %	63 70,00 %	35 41,18 %	**198** **62,46 %**
	.	6 17,14 %	5 17,86 %	2 2,53 %	3 3,33 %	13 15,29 %	**29** **9,15 %**
Total		**35 (100%)**	**28 (100%)**	**79 (100%)**	**90 (100%)**	**85 (100%)**	**317 (100%)**

Pearson chi2(8) = 37.0081 Pr = 0.000

Tableau 35 : Corrélation entre territoire considéré pertinent pour l'application des mesures et confiance dans l'atteinte du seuil de 50% des surfaces engagées.

Le test du Chi2 nous montre que leur confiance dans l'atteinte du seuil de 50% des surfaces du territoire n'est pas indépendante de l'échelle du territoire que les répondants ont en tête. En effet, les répondants qui choisissent « Autre» sont moins confiants dans l'atteinte de ce seuil. Ce sont également les plus nombreux (41% d'entre eux) à toujours avoir choisi l'option « je préfère conserver mes pratiques actuelles » (Tableau 36). Il est donc possible, pour ces répondants, que le manque de définition de l'échelle 'territoire' ait eu un impact négatif sur leur perception des mesures proposées.

		Territoire pertinent pour l'application des mesures proposées					Total
		Sans réponse	Commune	Coopérative	Bassin versant	Autre	
Choix systématique du statu quo	Non	22 62,86 %	25 89,29 %	68 86,08 %	81 90,00 %	50 58,82 %	**246** **77,60 %**
	Oui	13 37,14 %	3 10,71 %	11 13,92 %	9 10,00 %	35 41,18 %	**71** **22,40 %**
Total		**35 (100%)**	**28 (100%)**	**79 (100%)**	**90 (100%)**	**85 (100%)**	**317 (100%)**

Pearson chi2(4) = 35.0452 Pr = 0.000

Tableau 36 : Corrélation entre territoire considéré pertinent pour l'application des mesures et choix systématique du statu quo dans les cartes de choix.

7. Conclusion

Notre enquête nous a permis de tester, selon la méthode du choice modeling, les préférences des viticulteurs du Languedoc-Roussillon pour des contrats de réduction d'usage des herbicides incluant une dimension collective prenant la forme d'un bonus final versé conditionnellement à l'atteinte d'un seuil de contractualisation sur le territoire. Nous pouvons en tirer trois enseignements intéressants pour les décideurs publics :

Premièrement, le poids accordé à notre attribut bonus collectif par la majorité des répondants souligne l'intérêt de développer des instruments susceptibles de favoriser une véritable dynamique de territoire. En effet, en valorisant un bonus final conditionnel bien au-delà de la valeur monétaire qu'il représente, les viticulteurs expriment, selon nous, une forte préférence pour des mesures qui incluent une dimension collective. Cela peut se comprendre par le souhait des viticulteurs de ne pas être isolé dans cette démarche de réduction des herbicides qui de toute façon ne peut avoir de retombée significative sur la qualité de l'eau que si cette démarche est adoptée par la majorité des viticulteurs. Or, il apparait que les viticulteurs sont dans l'ensemble plutôt optimistes sur l'effet d'entraînement que peut avoir l'instauration d'un bonus final conditionnel sur un territoire. En effet, tous les viticulteurs qui s'engagent dans la démarche ont intérêt à inciter d'autres viticulteurs à contractualiser et à leur enseigner leur technique de désherbage alternatif, renforçant ainsi l'efficacité des actions d'animation et de formation existantes. L'attribut bonus collectif peut aussi être un moyen de favoriser l'émergence d'une nouvelle norme sociale de moindre usage des herbicides, susceptible d'influencer graduellement le comportement des viticulteurs les plus sceptiques. En outre, le seuil considéré dans notre enquête (50% des surfaces du vignoble du territoire) est plutôt ambitieux. Pourtant, 62% des répondants pensent que cet objectif est tout à fait

réalisable et nos résultats montrent que plus les viticulteurs déclarent croire dans la capacité du territoire à atteindre le taux d'engagement seuil, plus l'effet bonus est important. En soi, ce résultat n'a rien de contre-intuitif mais il suggère que des actions de communication ciblées sur des collectifs existants, comme par exemple les coopératives, pourrait permettre d'améliorer cette perception et ainsi contribuer encore davantage au bilan coût efficacité du dispositif avec bonus.

La contrepartie a priori est qu'un contrat avec bonus revient plus cher au décideur public qu'un contrat sans bonus. Cependant, nous démontrons que les viticulteurs des classes 1 et 2 sont prêts à réduire leur consentement à recevoir d'au moins 135 euros/ha pour que soit mis en place un contrat avec bonus qui n'augmente leur paiement, sous condition d'atteinte du seuil, que de 30 €/ha. Notre choice modeling montre donc qu'il est théoriquement possible de construire un contrat qui exploite cette préférence en proposant une réduction de la compensation individuelle plus grande que le bonus potentiel versé à chaque agriculteur sans que le taux de participation ne soit affecté. Ce résultat suggère que l'on pourrait ainsi améliorer l'efficacité du dispositif en réduisant le coût global pour un impact environnemental au moins équivalent, voire supérieur.

Deuxièmement, le modèle à classes latentes montre une forte hétérogénéité des préférences des viticulteurs en matière de contrat agro-environnemental. Il est donc important lors d'un montage de projet agro-environnemental de tenir compte des différentes catégories de viticulteurs. Pour cela, il peut s'avérer indispensable de combiner différents types d'instruments afin de toucher toutes les catégories de viticulteurs. Nous avons mis en évidence 3 classes de viticulteurs. Les viticulteurs de la classe 1 ont déjà fait des efforts pour rationaliser leur usage d'herbicides, mais sont prêts à aller plus loin si une véritable dynamique collective se met en place. Ce sont eux qui valorisent le plus le bonus collectif et qui sont les plus optimistes quant à l'atteinte du seuil déclenchant le bonus. Les viticulteurs de la classe 2 apparaissent volontaires pour changer leur pratique et sensibles aux MAE, mais ont davantage besoin d'être accompagnés et soutenus que les précédents. Enfin, les viticulteurs de la classe 3 sont nettement moins réceptifs au dispositif des MAE. Même lorsqu'on leur propose des montants très élevés, supérieurs parfois aux marges brutes par hectare qu'ils peuvent espérer réaliser, ils sont 64% dans cette classe à n'avoir choisi aucune des mesures proposées et à avoir toujours choisi l'option « je préfère conserver mes pratiques actuelles ». Il apparaît donc que seule une réglementation plus stricte les conduira à modifier leurs pratiques, et c'est probablement ce qu'ils anticipent : 89% des répondants de cette classe pensent que la réglementation sur les herbicides va être de plus en plus contraignante.

Une solution serait donc d'imposer de façon réglementaire un IFT herbicide maximal sur l'ensemble du territoire, situé entre l'IFT de la classe 2 et celui de la classe 3 de façon à ce que l'ensemble des

viticulteurs repensent leur stratégie de contrôle des adventices, en particulier ceux de la classe 3, et même lorsqu'ils ne sont pas situés sur des captages prioritaires. Cela permettrait aussi de contribuer à l'émergence d'une norme sociale plus exigeante en termes d'utilisation raisonnée des herbicides chimiques. Au-delà de cette norme, des contrats volontaires incluant un bonus collectif pourraient être proposés aux viticulteurs qui souhaitent aller plus loin. Ces contrats seraient susceptibles de faire évoluer les pratiques des viticulteurs de la classe 2 et d'accélérer le processus de réduction d'usage des herbicides déjà largement entamé par la classe 1, tout en améliorant le bilan coût-efficacité du dispositif (puisque le bonus permet de garder le même taux de participation tout en réduisant les paiements individuels proposés).

Un troisième point fort de cette étude est qu'elle est, à notre connaissance, la première enquête de choice modeling conduite via internet auprès d'agriculteurs français. Certes l'utilisation d'internet s'est répandue pour les enquêtes d'évaluation contingente, mais en général auprès d'un public large. Les enquêtes par internet ciblant les agriculteurs restent rares et en général cantonnées aux pays du nord de l'Europe (Broch et Vedel, 2011). Notre expérience montre que même si le taux de réponse aux questionnaires envoyés reste limité (10%), il est compensé par le coût très faible de l'enquête et donc d'extension de l'échantillon. Les risques de biais de sélection existent, ils sont principalement dus au biais de l'accès à internet : quand nous comparons notre échantillon avec les données du recensement agricole, notre échantillon est représentatif des viticulteurs du Languedoc-Roussillon ayant accès à internet. Compte-tenu des progrès d'internet en milieu rural, nous pouvons espérer que ce bais s'atténuera dans les enquêtes futures.

Nous pouvons signaler deux limites à ce travail. La première concerne le risque de bais stratégique dans les réponses à notre choice modeling. Dans une période où les agriculteurs sont très fortement mobilisés par les débats sur la réforme de la PAC et son éventuel verdissement, ils peuvent choisir de répondre de manière à orienter dans un sens qui leur est favorable les conclusions de l'étude et donc éventuellement les politiques mises en place. Même si ce type de biais est beaucoup moins prégnant dans un choice modeling que dans une évaluation contingente, on ne peut l'exclure. Cela peut se traduire par un durcissement des positions extrêmes, celle de la classe 1 en faveur des contrats collectifs et celle de la classe 3 qui rejette toute forme de contrat.

Enfin, il faut souligner que notre enquête ne nous permet pas, à ce stade, de distinguer les raisons pour lesquelles les viticulteurs s'engagent plus facilement s'ils peuvent anticiper un taux de participation élevé sur leur territoire. Nous avons développé quelques hypothèses (bien public, complémentarité des coûts, biais comportementaux) mais sans tester lesquelles de ces motivations sont les plus importantes. Un développement de notre étude devrait donc s'attacher à distinguer ces

différents effets. En effet s'il s'avère que l'attribut bonus est un outil favorisant le changement de comportement par l'instauration progressive d'une nouvelle norme de pratiques, alors il sera intéressant de développer des formes d'incitations favorisant l'engagement collectif.

Au final, l'enquête présentée dans ce chapitre permet de mesurer les préférences des agriculteurs concernant les cahiers des charges et les montants de mesures hypothétiques. Elle permet ainsi de réduire l'asymétrie d'information entre agriculteurs et décideurs publics en amont de la mise en œuvre de nouveaux dispositifs MAE, notamment en ce qui concerne les coûts de mise en œuvre des cahiers des charges proposés et leur hétérogénéité au sein de la population. Une autre solution, qui permet au décideur de s'affranchir de toute recherche d'information préalable, est l'utilisation d'un mécanisme révélateur. Le mécanisme révélateur le plus fréquemment utilisé pour allouer les contrats agro-environnementaux aux agriculteurs est l'enchère agro-environnementale. Ce mécanisme d'allocation, semblable à un appel d'offre, permet aux agriculteurs d'être force de proposition, ceux-ci étant les meilleurs connaisseurs de leurs pratiques, de leurs contraintes et de leurs capacités d'évolution. Leur mise en concurrence les incite à demander un montant de rémunération qui compensera au plus près leurs coûts de mise en œuvre des pratiques proposées, améliorant ainsi l'efficacité budgétaire du dispositif. La sélection des agriculteurs sur la base de leur projet agro-environnemental permettrait d'améliorer également leur performance environnementale. L'utilisation d'enchères agro-environnementales, déjà utilisées dans certains pays anglo-saxons, nous semble donc être une piste particulièrement intéressante pour l'allocation des contrats agro-environnementaux. Cette piste sera approfondie dans le chapitre 4 avec l'analyse du cas de l'appel à projets réalisé par l'Agence de l'Eau Artois-Picardie.

CHAPITRE 4

LES ENCHERES AGRO-ENVIRONNEMENTALES, ETUDE DU CAS DE L'APPEL A PROJETS ARTOIS PICARDIE[49]

1. Introduction

La principale difficulté pour la mise en œuvre des MAE, et qui n'est qu'imparfaitement résolue dans le cas des MAEt, reste l'asymétrie d'information qui existe entre les agriculteurs et les porteurs de projets agro-environnementaux[50]. De fait, l'agriculteur est le mieux placé pour connaître son exploitation et ses contraintes, les conditions sous lesquelles il peut faire évoluer ses pratiques, et son consentement à recevoir minimum pour adopter le cahier des charges de la MAE. Le porteur du projet agro-environnemental, même s'il s'agit d'un acteur local, n'a qu'une information imparfaite sur les caractéristiques des exploitations et des agriculteurs et doit notamment respecter des contraintes assez strictes sur le montage des mesures. Le montant proposé ne peut donc pas être calculé sur la base des coûts réels de respect du cahier des charges de chaque exploitation. C'est un montant moyen qui ne reflète pas l'hétérogénéité des situations à l'échelle des territoires. Les agriculteurs qui s'engagent dans la mesure sont donc le plus souvent ceux dont les coûts de mise en conformité sont inférieurs au montant proposé. Ils sont donc surcompensés et le bénéfice environnemental obtenu est inférieur à ce qu'il aurait pu être si les coûts d'opportunité des agriculteurs étaient parfaitement observables pour des dépenses publiques équivalentes (Ferraro, 2008). De plus, ce système exclut de fait les agriculteurs dont les coûts sont supérieurs au montant proposé, mais dont le bénéfice environnemental pourrait être intéressant pour le porteur de projet (problème de sélection adverse). Il existe donc une perte d'efficacité dans le dispositif des MAEt déjà démontrée dans l'évaluation à mi-parcours du PDRH (Epices et ADE, 2011). Elle s'explique par le mode d'allocation de ces contrats dits contrats à prix fixes, mais aussi par la construction de leur

[49] Ce chapitre est une version complétée de l'article : « Kuhfuss, L., Menu, M.-F., Préget, R., & Thoyer, S. (2012). Une alternative originale pour l'allocation de contrats agro-environnementaux : l'appel à projets de l'Agence de l'eau Artois-Picardie. In POUR, revue du groupe de recherche pour l'éducation et la prospective, 213, 97–105. »

[50] Comme nous l'avons vu dans le chapitre 1, un opérateur agro-environnemental se charge de construire le cahier des charges des MAEt (par combinaison d'engagements unitaires listés dans le PDRH) et d'animer le projet agro-environnemental à l'échelle d'un territoire, l'objectif étant de mettre ainsi en place des mesures plus adaptées aux pratiques et enjeux locaux.

cahier des charges, souvent vécu comme un carcan technique, imposé par le haut, et méconnaissant les contraintes de terrain, les compétences et les préférences de l'agriculteur. Ainsi, 56% des agriculteurs éligibles qui n'ont pas souhaité contractualisé l'expliquent notamment par l'inadaptation des mesures à leur exploitation, et 52 % des animateurs de territoires à enjeu eau considère que cela a été un frein à la réussite des MAEt sur leur territoire (enquête nationale, chapitre1). Cela se traduit par un taux de contractualisation trop faible, observé dans de nombreuses régions, et donc par un impact environnemental décevant au regard des sommes engagées (comme nous l'avons vu dans le chapitre 1 dans le cas de l'Eure et Loir).

Une solution possible est d'inverser les rôles. Le décideur public annonce les objectifs environnementaux qu'il vise, les agriculteurs sont invités à proposer une évolution de leurs pratiques contribuant à ces objectifs, et le montant qu'ils souhaitent recevoir. Pour les inciter à faire des offres intéressantes, on met en place un processus de sélection : les offres des agriculteurs sont classées sur la base d'un score environnemental et en fonction du montant demandé, et seules les meilleures offres sont retenues. Cette mise en concurrence incite théoriquement les agriculteurs à ne pas trop surenchérir au-delà de leurs réels coûts de mise en conformité avec les pratiques proposées afin d'optimiser leur chance d'être sélectionné (Latacz-Lohman et Van der Hamsvoort, 1997). De plus, ce mécanisme donne la possibilité aux agriculteurs de développer des pratiques agro-environnementales adaptées à leur exploitation et de cette manière favorise l'innovation. Ce mode d'allocation s'apparente ainsi à une procédure sélective d'appel d'offre, que l'on appelle aussi enchères agro-environnementales. L'allocation des contrats agro-environnementaux semble donc plus performante par enchères. Mais la conception de celles-ci peut se révéler complexe. La littérature sur la théorie des enchères est particulièrement riche et propose une modélisation mathématique très rigoureuse de ces mécanismes de vente, fondée sur la théorie des jeux, à partir d'hypothèses fortes sur le comportement rationnel des agents en interaction. Cependant, les enchères agro-environnementales sont très rarement analysées en mobilisant la théorie des enchères car elle atteint vite ses limites lorsqu'il s'agit d'étudier des spécificités originales, loin des modèles génériques et simplifiés que l'on peut résoudre analytiquement. Dans la littérature économique, l'analyse des enchères agro-environnementales repose davantage sur la théorie de la décision (Latacz-Lohman et Van der Hamsvoort, 1997 ; Glebe, 2008) mais aussi sur l'étude de premières expériences (Stoneham *et al*., 2003 ; Groth, 2005 ; Claassen *et al.,* 2008), de simulations et d'expériences de laboratoires (Latacz-Lohman et Schilizzi, 2005).

L'allocation des contrats agro-environnementaux par le biais d'appel à projets ou d'enchères est courante aux États-Unis, où 80 % des paiements agro-environnementaux sont attribués ainsi, principalement à travers le *Conservation Reserve Program* qui existe depuis 1985 (Claassen *et al.,*

2008), et en Australie où plusieurs expériences pilote ont été conduites avec succès (Stoneham *et al*., 2003 ; Rolfe et Windle, 2011). Le Countryside Stewardship Scheme en Angleterre s'apparente également à une enchère où les agriculteurs enchérissent sur les engagements agro-environnementaux pour un montant uniforme et fixe par hectare (Stoneham *et al*., 2003). Les expériences se sont récemment multipliées, avec des enchères agro-environnementales pilote recensées en Allemagne (Groth, 2005), en Indonésie (Jack *et al.,* 2008), au Canada (Brown *et al.,* 2011 ; Hill *et al.,* 2011) et en Chine (Wang *et al.,* 2011) par exemple.

Malgré ces précédents, l'enquête que nous avons menée à l'échelle française sur les dispositifs agro-environnementaux (cette enquête est présentée dans le chapitre 1) montre que, pour de nombreux animateurs et agents de l'Etat, l'utilisation de ce système d'allocation des contrats est difficilement imaginable car il semble trop complexe à mettre en œuvre et difficilement acceptable par les agriculteurs. Pourtant, au travers de l'appel à projets *« Création et entretien de couverts herbacés »* de son programme *Eau et Agriculture*, l'Agence de l'eau Artois-Picardie mène depuis 2010, en collaboration avec les chambres d'agriculture et les services d'État de son bassin, la première expérience française d'enchères agro-environnementales. Il s'agit d'un appel à projets annuel, entièrement financé, géré et contrôlé par l'Agence de l'eau. A la fin de l'appel à projets 2011, nous avons démarré une collaboration avec l'Agence de l'Eau Artois-Picardie dans l'objectif d'analyser ce dispositif mais également de leur proposer des pistes d'amélioration pour les années à venir. Cette opportunité nous a ainsi donné la chance de pouvoir intervenir dans le déroulement d'une réelle expérience d'enchère agro-environnementale. A partir de 2012, plusieurs modifications ont donc été apportées par l'Agence de l'Eau au fonctionnement de l'appel à projet, la plus notable d'entre elles étant la modification du système de sélection des offres. Même si l'analyse de cette expérience est soumise à de nombreuses contraintes, car il ne s'agit pas d'une expérimentation contrôlée mais d'une expérience pilote dans laquelle nous ne sommes intervenus qu'à mi-parcours, elle peut contribuer à améliorer la connaissance des avantages et des difficultés liés à la mise en œuvre concrète d'enchères agro-environnementales.

Le chapitre commencera par un rappel des principales spécificités des enchères agro-environnementales (§2), et la perception qu'en ont les principaux responsables de la mise en œuvre du dispositif agro-environnemental français actuel (§ 3). Puis, nous présenterons l'expérience de l'appel à projets *« Création et entretien de couverts herbacés»* menée par l'Agence de l'Eau Artois-Picardie depuis 2010 (§4.1). Les difficultés rencontrées lors de la mise en œuvre des enchères en Artois-Picardie seront éclairées par les expériences réalisées dans d'autres pays et analysés dans la littérature dans le paragraphe 4.2, afin d'en tirer quelques enseignements pour la conception d'enchères agro-environnementales.

2. Spécificités des enchères agro-environnementales et intérêts pour l'attribution des contrats agro-environnementaux

2.1. Caractéristiques des enchères agro-environnementales

2.1.1. Des enchères d'achat pluri-unitaires

Dans le cadre d'une enchère agro-environnementale, une agence (un gouvernement par exemple, ou dans notre cas une Agence de l'Eau) ouvre un appel d'offres pour signifier son intérêt à acheter certains services environnementaux au prix le plus bas, par le biais de contrats agro-environnementaux avec des agriculteurs. Les agriculteurs intéressés sont en concurrence pour remporter des contrats agro-environnementaux, et vendre leurs services environnementaux. Dans les faits, les agriculteurs 'vendent' généralement des pratiques pro-environnementales qu'ils sont prêts à adopter sur leur exploitation en échange d'un paiement annuel. Etant donné qu'une agence souhaite acheter plusieurs unités de service environnemental pour atteindre son objectif, et va donc contractualiser avec plusieurs agriculteurs, il y a plusieurs gagnants de l'enchère. Contrairement aux enchères classiquement étudiées, les enchères agro-environnementales sont donc des enchères d'achat, et non pas de vente, et sont pluri-unitaires.

2.1.2. Des offres qui peuvent comporter plusieurs dimensions et plusieurs unités

Les agriculteurs souhaitant participer font leurs offres simultanément et sous plis-scellé. Ces offres peuvent comporter deux dimensions : les pratiques agro-environnementales qu'ils proposent d'adopter et le montant qu'ils souhaitent recevoir en contrepartie. Plusieurs types d'enchères agro-environnementales peuvent donc être envisagés. Soit les agriculteurs peuvent enchérir uniquement sur le montant demandé pour l'adoption d'un cahier des charges donné. Soit, ils peuvent enchérir uniquement sur le cahier des charges qu'ils proposent pour un montant fixé par l'agence. Dans un dernier type d'enchère agro-environnementale, ils peuvent enchérir sur ces deux dimensions. De plus, les agriculteurs peuvent proposer des surfaces plus ou moins importantes et un même agriculteur peut même proposer des projets de changement de pratiques différents en fonction des parcelles de son exploitation. Les offres soumises par les agriculteurs peuvent donc être multi-unitaires.

2.1.3. Une sélection des offres complexe

Une fois toutes les offres reçues, l'agence doit sélectionner celles qui remporteront l'enchère. Le principe général est de sélectionner les offres qui proposent le plus de bénéfice environnemental au moindre coût (efficacité budgétaire). Lorsque l'enchère ne porte que sur une seule dimension, la

sélection peut être relativement simple : si les agriculteurs enchérissent uniquement sur le montant (avec donc un cahier des charges uniforme), les offres les plus basses sont sélectionnées, et si les agriculteurs enchérissent uniquement sur les cahiers des charges, alors les offres ayant le cahier des charges permettant de produire le plus de bénéfices environnementaux sont sélectionnées (pour un paiement identique). Mais les parcelles que les agriculteurs proposent d'engager dans le dispositif n'ont pas toutes la même potentialité en termes de bénéfices environnementaux. En effet, pour un même cahier des charges et une même surface engagée, la localisation de la parcelle par rapport aux enjeux environnementaux peut largement influencer l'impact environnemental obtenu. D'autres facteurs, comme la pente de la parcelle ou la nature du sol, peuvent renforcer l'hétérogénéité des offres faites par les agriculteurs. L'idéal serait donc de pouvoir quantifier l'impact environnemental de chaque offre. A défaut, un indicateur de ce bénéfice environnemental est utilisé, qui peut donc intégrer à la fois le cahier des charges proposé et les caractéristiques de la parcelle pour représenter au mieux l'impact environnemental réel. Si l'offre porte sur les deux dimensions, la notation utilisée pour la sélection des offres est une combinaison d'indicateurs de coût et de bénéfice environnemental. La définition de cette règle de sélection est cruciale pour l'efficacité du dispositif, et sera abordée et illustrée par plusieurs exemples ultérieurement (§4.2.1).

Les offres sont ensuite ordonnées en fonction du système de notation choisi par l'agence, puis les meilleures offres selon ce classement sont sélectionnées jusqu'à atteindre le score limite (prix limite dans le cas d'offres portant sur des biens homogènes et où les participants n'enchérissent que sur le montant), c'est-à-dire le score de la dernière offre acceptée ou de la première offre rejetée. Ce score limite est défini soit par l'atteinte de la contrainte de budget, c'est-à-dire que le budget alloué au dispositif est épuisé, soit par l'atteinte de la contrainte d'objectif, c'est-à-dire que l'objectif environnemental est atteint. La plupart du temps, les programmes agro-environnementaux sont contraints par un budget restreint, et c'est donc ce critère qui est utilisé pour définir le score limite. Or, dans la théorie des enchères, l'offre optimale des enchérisseurs est fonction du nombre d'offres retenues (contrainte d'objectif), et non pas d'une contrainte de budget. A notre connaissance, aucun modèle dans la littérature ne permet de déterminer les stratégies d'enchères optimales lorsque seule une contrainte budgétaire est annoncée par l'organisateur de l'appel d'offre.

2.1.4. Plusieurs formats de paiement possibles

On distingue généralement deux règles de paiement pour les enchères pluri-unitaires : soit un prix discriminant, soit un prix uniforme. Dans le cas d'un paiement uniforme, tous les agriculteurs sélectionnés sont payés au même montant, celui du prix limite[51]. Si l'on suppose que les agriculteurs

[51] On considère ici que le prix limite correspond au prix de la première offre rejetée.

ne peuvent proposer qu'une seule offre, le montant demandé par un agriculteur n'influence donc que sa probabilité d'être sélectionné, et non pas le paiement qu'il touche par la suite, ce qui en théorie l'incite à enchérir à hauteur de son consentement à recevoir minimum (il s'agit d'une stratégie dominante). En effet, s'il enchérit au-dessus de son CAR (de manière à capter une rente informationnelle), il réduit sa probabilité d'être sélectionné. Par contre s'il enchérit en dessous de son CAR minimum pour augmenter ses chances d'être sélectionné et que le prix limite se situe entre le montant qu'il a demandé et son CAR, alors il sera effectivement sélectionné, mais le montant qu'il recevra sera insuffisant pour compenser ses coûts. Dans le cas d'un appel d'offre à prix uniforme, les agriculteurs sont donc tous payés au prix limite, a priori inférieur à leur CAR, ils sont donc tous surcompensés. Cette surcompensation est le prix payé pour gagner de l'information puisque en théorie le mécanisme est directement révélateur, les agents révélant directement leur vrai CAR.

Dans le cas d'un appel d'offre discriminatoire, les agriculteurs sélectionnés sont payés au montant demandé dans leur offre. La stratégie optimale des agriculteurs est en théorie d'enchérir au-dessus de leur CAR pour se garantir un gain minimum (une rente informationnelle) car le montant qu'ils demandent détermine exactement le paiement qu'ils recevront s'ils remportent l'enchère (Latacz-Lohman et Van der Hamsvoort, 1997 ; Cason et Gangadharan, 2005). Du fait de la mise en concurrence des agriculteurs, cette surcompensation est néanmoins limitée, car les agriculteurs doivent arbitrer entre leur surcompensation et leur probabilité d'être retenus. En théorie des enchères, on peut ainsi calculer la stratégie optimale des enchérisseurs, qui est une fonction monotone croissante de leur CAR. Si on admet que les agents sont rationnels, alors ce mécanisme est indirectement révélateur.

Ainsi, quel que soit le format de paiement, les mécanismes d'enchère sont révélateurs (directement ou indirectement), ils permettent de réduire l'asymétrie d'information et apportent une solution au problème de la sélection adverse, mais au prix d'une certaine surcompensation (la rente informationnelle). Cependant, le théorème d'équivalence du revenu, selon lequel ces deux règles de paiement conduisent au même revenu espéré (coût espéré dans notre cas) pour l'organisateur de l'enchère, n'est plus vérifié lorsque les enchérisseurs peuvent enchérir sur plusieurs unités comme cela peut-être le cas dans les enchères agro-environnementales. Ces deux formats d'enchères peuvent donc mener à des performances différentes.

Par analogie à l'enchère au premier prix, les enchères AE sont couramment des enchères au « premier score » : l'agriculteur produit le service annoncé dans son offre et est payé le montant demandé dans son offre (Chan *et al.* 2003). Cependant, dans certains cas, les enchères sont utilisées comme étape préalable à la mise en œuvre de programmes agro-environnementaux standards à prix

uniforme pour fixer le montant qui sera proposé aux agriculteurs. Dans ce cas, les organisateurs des enchères, qui souhaitent identifier la distribution des consentements à recevoir des agriculteurs, utilisent des enchères à prix uniforme (Jack *et al.* 2008, Brown *et al.* 2011).

Quelle que soit la règle de paiement, les agriculteurs sont surcompensés. Il s'agit là de la rente informationnelle qu'il est nécessaire de céder aux agriculteurs pour qu'ils révèlent leur véritable CAR. Cason et Gangadharan (2004, 2005) anticipent une plus grande surcompensation dans le cas d'un paiement discriminant. Mais cette anticipation ne se vérifie pas dans leurs expériences menées en laboratoire, où ils comparent l'efficacité de ces deux formats de paiement dans le cas d'enchères agro-environnementales. En effet, même si les offres faites par les enchérisseurs sont plus proches de leurs coûts d'opportunité lorsqu'un paiement uniforme est utilisé, ils trouvent que les enchères à prix discriminant sont plus efficaces budgétairement que celles à prix uniforme car la surcompensation reste moindre, ce qui permet d'obtenir un bénéfice environnemental supérieur à budget égal. Hailu et Thoyer (2006) montrent également, sur la base d'un modèle multi-agents avec un apprentissage adaptatif et de simulations, que l'efficacité budgétaire de l'un et l'autre des formats de paiement dépend du niveau de concurrence : lorsque la concurrence est importante, une enchère à prix uniforme a une meilleure efficacité budgétaire qu'une enchère à prix discriminant. Au contraire, lorsque le niveau de concurrence est faible, un prix discriminant permet d'atteindre une meilleure efficacité budgétaire. Ainsi, même si une enchère à prix uniforme conduit les agriculteurs à proposer un montant plus proche de leur coût d'opportunité que dans une enchère discriminatoire, du fait de la différence de la règle de paiement, une enchère à prix uniforme n'a pas nécessairement une plus grande efficacité budgétaire qu'une enchère discriminatoire.

Les appels d'offre discriminatoires sont les plus courants pour l'allocation des contrats AE. Ils ont l'avantage par rapport aux paiements uniformes de paraître plus justes car le paiement d'un prix uniforme donne l'impression que les agriculteurs dont les coûts sont les plus faibles, et dont les offres étaient plus basses, sont très largement surcompensés. Dans un appel d'offres discriminatoire, même si dans les faits les agriculteurs sélectionnés peuvent également être surcompensés, ils ne reçoivent « que » ce qu'ils ont demandé (Chan *et al.* 2005).

2.2. Intérêt par rapport aux paiements à prix fixe

Comme nous l'avons vu dans le chapitre 1, l'asymétrie d'information est au cœur du problème de sélection adverse et de surcompensation pour lesquels les contrats à prix fixe sont généralement critiqués. L'introduction d'un appel d'offres concurrentiel permet à l'agence d'obtenir de l'information sur les parcelles que les agriculteurs sont prêts à engager, sur les pratiques agro-environnementales que ceux-ci souhaitent adopter et sur le montant qu'ils sont prêts à accepter, et

de réduire ainsi cette asymétrie d'information sans avoir recours à des enquêtes coûteuses (Ferraro, 2008). Il n'est pas évident de trancher a priori quant à la meilleure performance d'un mécanisme d'allocation par enchère versus un mécanisme d'allocation à prix fixe. Ils peuvent être comparés sur la base (i) de leur performance pour allouer les contrats aux agriculteurs qui supportent les coûts de mise en conformité les plus bas (efficience d'allocation), ou (ii) en fonction de leur efficacité à obtenir le plus de bénéfice environnemental pour un budget donné ou à dépenser un budget minimum pour atteindre un objectif environnemental donné (efficacité budgétaire). Enfin, il semble également important dans cette comparaison d'instruments de considérer les divers coûts de transaction et de mise en œuvre (organisation, gestion, contrôle) de chaque dispositif.

La performance des mécanismes d'enchère est généralement étudiée en mobilisant des modèles de la théorie des jeux, mais compte-tenu des spécificités des enchères agro-environnementales, que nous avons présentées dans le paragraphe précédent, les analyses disponibles dans la littérature d'économie appliquée mobilisent plutôt d'autres approches. Ainsi, Latacz-Lohman et Van der Hamsvoort (1997) s'appuient sur la théorie de décision pour comparer la performance des enchères par rapport à un dispositif de contrats à prix fixes. Ces auteurs travaillent dans un contexte d'enchère où les offres portent sur le montant uniquement, pour la vente de biens homogènes (contrats agro-environnementaux identiques). Chaque agriculteur produit un unique bien mais plusieurs biens sont achetés par l'Agence. Leurs hypothèses sont les suivantes. Les CAR des agriculteurs dépendent uniquement de leurs propres coûts d'opportunité des pratiques proposées dans l'offre. Ces valeurs sont privées et indépendantes, c'est-à-dire qu'elles ne sont pas affectées par celles des autres agriculteurs. Sous ces hypothèses, la stratégie d'enchère de l'agriculteur, c'est-à-dire le montant qu'il va demander, dépend de son propre coût d'opportunité et des anticipations qu'il fait du prix limite, c'est-à-dire du prix annoncé par le premier perdant. Contrairement au cadre de la théorie des enchères, où l'offre optimale de l'enchérisseur est déterminée de manière endogène, l'anticipation du prix limite est ici issue d'une loi uniforme exogène. Ils montrent en simulant les résultats d'un mécanisme d'enchère et d'un programme à prix fixe que l'utilisation de l'enchère augmente significativement la performance budgétaire du programme. Cependant, ils montrent qu'avec la répétition des enchères d'années en années, si les agriculteurs acquièrent de l'information sur le prix limite, l'effet de la concurrence dans l'enchère diminue, et la performance de ce mécanisme tend également à diminuer vers celle d'un dispositif de paiement à prix fixe.

Schilizzi et Latacz-Lohman (2007) font appel à l'économie expérimentale pour tester la performance des enchères agro-environnementales par rapport à des dispositifs de paiement à prix fixe équivalents. Leur expériences montre que le mécanisme d'enchère permet de réduire les rentes informationnelles des agriculteurs par rapports aux paiements à prix fixe et que son efficacité

budgétaire est également supérieure. Cependant, dans leur cas également, la performance de l'enchère s'érode dans le temps avec sa répétition à l'identique et peut être dépassée par celle d'un paiement à prix fixe.

Une approche alternative pour comparer la performance des appels à projets et celle des dispositifs de paiement à prix fixe se base sur l'analyse d'expériences réelles. Stoneham *et al.* (2003) montrent que, dans le cas d'une enchère pilote menée en Australie (BushTender Trial) pour la conservation d'espèces végétales endémiques, un programme à prix fixe aurait coûté sept fois plus cher que l'enchère à prix discriminant qu'ils ont mis en œuvre pour obtenir le même bénéfice environnemental. Connor *et al.* (2008) analysent quant à eux le cas de l'enchère du « Catchment Care », menée en Australie pour la restauration et la protection de la qualité d'un captage d'eau. Ils trouvent également que l'utilisation de ce mécanisme peut être plus efficace budgétairement qu'un programme à paiement uniforme. Cependant ils tempèrent ce résultat par l'existence de coûts de transaction importants nécessaires à la mise en œuvre d'un appel à projets.

Si ces expériences sont relativement nombreuses dans les pays anglo-saxons, les appels à projets n'avaient jamais été utilisés pour l'allocation des contrats agro-environnementaux en France avant l'expérience menée par l'Agence de l'Eau Artois-Picardie, alors que leur utilisation est autorisée par l'article 39 du RDR (CE n°1698/2005). Nous verrons dans la partie suivante que ceci est peut-être lié à la manière dont elles sont perçues.

3. Perception des enchères agro-environnementales

Si l'allocation des contrats agro-environnementaux par un mécanisme d'enchère semble performante pour l'atteinte des objectifs de l'agence, la réussite des appels à projets dépend de la participation des agriculteurs. Or, ce type de mécanisme ne semble pas être toujours bien perçu par ces derniers, ni même par les parties publiques qui seraient en charge de les mettre en œuvre. Ainsi, selon Thoyer et Said (2007), le système d'enchère peut être perçu comme un système discriminant puisque qu'il ne rémunère pas de la même manière deux agriculteurs pouvant adopter les mêmes pratiques. Toutefois, une enquête menée en Lozère (France) auprès 32 agriculteurs leur permet de montrer que les agriculteurs préfèrent des paiements non uniformes car ils reflètent l'effort fourni. La principale critique que ces agriculteurs font au système d'enchère est la mise en concurrence des agriculteurs, qui est globalement mal perçue.

Eggers *et al.* (2008) ont réalisé une enquête dans neuf pays européens, interrogeant 279 chercheurs, membres d'administrations, d'associations agricoles, environnementales, de consommateurs ou de chasse et de tourisme sur leur perception des enchères. Ils trouvent qu'en moyenne les enchères ne

sont pas perçues comme une alternative envisageable pour l'allocation des contrats agro-environnementaux. Les répondants émettent des doutes sur les coûts de transaction de ce dispositif par rapport aux mesures classiques et pensent qu'elles ne seraient pas plus efficaces pour atteindre l'objectif environnemental, ni mieux acceptées. Ils interprètent ces réserves par une mauvaise connaissance des mécanismes d'enchère par la plupart des acteurs.

Au cours de l'enquête nationale que nous avons menée par internet auprès de 259 animateurs, agents de l'Etat et autres agents impliqués dans la conception, la mise en place et l'accompagnement du dispositif MAEt (enquête décrite dans le chapitre 1, p. 32), nous avons également pu capter l'opinion de ces acteurs sur les avantages et limites des appels à projets agro-environnementaux (Figure 26). En grande majorité, ils pensent qu'il est important que les agriculteurs proposent eux-mêmes les pratiques qu'ils souhaitent adopter, même s'ils doutent que les agriculteurs soient en mesure de construire leur propre cahier des charges répondant aux objectifs environnementaux de l'agence. Les répondants estiment que le montage des offres par les agriculteurs nécessiterait un accompagnement important *: « il faut que la démarche soit simple et accompagnée »* (extrait d'une réponse d'un animateur). Ils sont par contre beaucoup plus mitigés sur l'intérêt de fixer les montants des mesures sur la base des offres individuelles des agriculteurs. Ils pensent en majorité que les agriculteurs auront des difficultés à estimer le montant à demander et qu'ils s'organiseront pour demander des montants élevés et identiques (collusion). Dans une question ouverte leur permettant d'argumenter leurs choix, les répondants précisent qu'ils pensent que si les agriculteurs peuvent demander le montant qu'ils souhaitent, cela risque d'engendrer une distorsion et un manque d'équité des paiements reçus par les agriculteurs. En définitive, les animateurs et agents interrogés semblent préférer un système d'enchère où les agriculteurs enchérissent sur les pratiques agro-environnementales pour un montant uniforme et fixé au préalable par les décideurs publics, comme dans le Countryside Stewardship Scheme (CSS) en Angleterre. Une solution qui peut être proposée pour simplifier la construction des offres par les agriculteurs serait soit de proposer un menu d'engagements au sein duquel l'agriculteur peut sélectionner les engagements qu'il souhaite adopter, soit de proposer aux agriculteurs l'aide d'un conseiller. Ainsi, lors du BushTender Trial en Australie, l'enchère s'est déroulée en deux étapes. Au cours de la première étape les agriculteurs étaient invités à envoyer des expressions d'intention. Puis les agriculteurs recevaient la visite d'un conseiller chargé de les aiguiller dans la construction de leur offre définitive (Stoneham *et al.,* 2003). La mise en place d'une enchère en France pourrait procéder de la même façon, chaque agriculteur se déclarant intéressé recevrait la visite d'un technicien pour l'accompagner dans le montage des solutions techniques proposées ; lui donner des conseils agronomiques susceptibles d'améliorer ses performances au regard de l'objectif environnemental annoncé et l'aider dans le montage du

dossier. Il pourrait également l'aider à faire une estimation de ses coûts mais la responsabilité de l'offre finale resterait celle de l'agriculteur.

Les répondants à l'enquête nationale s'interrogent cependant sur la capacité du décideur public à mesurer l'impact environnemental des pratiques proposées par les agriculteurs de manière objective et simple pour sélectionner les offres, et craignent que le rôle de l'animateur ou du conseiller qui aiderait les agriculteurs à monter leur offre soit ambigu, puisqu'il accompagnerait plusieurs agriculteurs en concurrence. Leurs doutes rejoignent également ceux recensé par Eggers *et al.* (2008) sur l'importance des coûts de transaction liés à la mise en œuvre des appels à projets agro-environnementaux. Selon eux, ces coûts seraient à la fois liés à la complexité de la sélection des offres et à la quantité importante d'accompagnement nécessaire pour la construction des offres par les agriculteurs. Ces coûts seraient également supportés par les agriculteurs eux-mêmes. 61% des animateurs et agents interrogés sont d'ailleurs d'accord, voire tout à fait d'accord, sur le fait que les agriculteurs vont refuser de monter un dossier de candidature qui peut ne pas être retenu.

Le principal avantage des appels à projets par rapport aux MAE classiques, et qui est relevé par une grande majorité des animateurs et agents ayant répondu au questionnaire est son aspect 'participatif' et 'responsabilisant'. Ainsi, selon les répondants, les agriculteurs sont *« acteurs de leur projet* » car ce sont eux qui proposent les pratiques qu'ils souhaitent adopter pour participer à l'atteinte de l'objectif environnemental annoncé. Ils sont ainsi plus enclins à engager *« une vraie réflexion d'amélioration environnementale de leur exploitation* ». Pour 74% d'entre eux cela peut permettre d'identifier des pratiques non répertoriées dans le catalogue national, favorisant ainsi l'émergence de projets innovants et mieux adaptés aux spécificités locales.

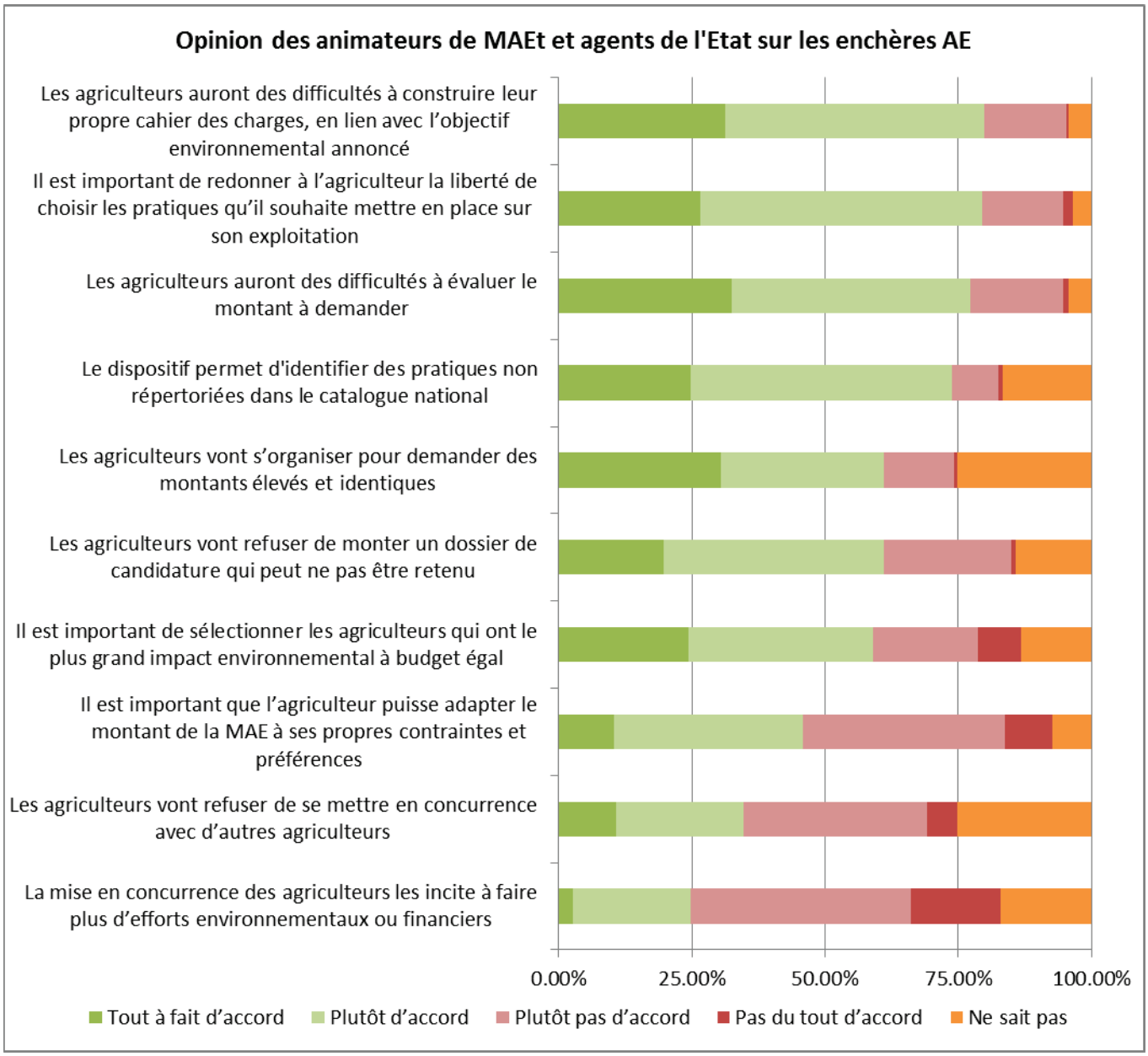


Figure 26 : Opinion des animateurs et agents de l'Etat (259 répondants) sur les avantages et limites des enchères AE (*source : enquête nationale 2013*)

Cependant, la plupart des répondants se montrent critiques sur le principe de mise en concurrence des agriculteurs. D'une part, ils sont nombreux à penser que les agriculteurs refuseront cette mise en concurrence. D'autre part, ils ne pensent pas que cela les incite à faire plus d'efforts environnementaux (Figure 26). Finalement, le système des appels à projets sur une base individuelle et à l'échelle d'un territoire semble incompatible avec la logique actuelle des MAEt qui cherche à créer une dynamique collective et une cohérence des mesures à l'échelle de territoires. Les répondants craignent que cela divise les agriculteurs au lieu de les rassembler autour d'un enjeu environnemental commun. Certains d'entre eux proposent ainsi que ce mécanisme d'allocation des contrats agro-environnementaux privilégie des offres collectives, afin qu'il soit compatible avec des

dynamiques collectives de changement de pratiques. Par exemple l'index utilisé pour notation des offres pourrait inclure un indicateur supplémentaire, qui représenterait l'effort de coordination des agriculteurs, et dont la note augmenterait avec le nombre de participants, leur localisation les uns par rapport aux autres ou la cohérence de leurs offres. Ainsi, les offres d'agriculteurs qui se sont concertés ont plus de chances d'être sélectionnées. Cependant, pour que ceci fonctionne, il faut que le nombre total de participants soit important pour éviter les risques de collusion.

Au final, la Figure 27 montre que seule une faible proportion des répondants s'oppose au principe des appels à projets agro-environnementaux (9%) et la majorité d'entre eux pense qu'il doit être étudié dans certains cas (47%).

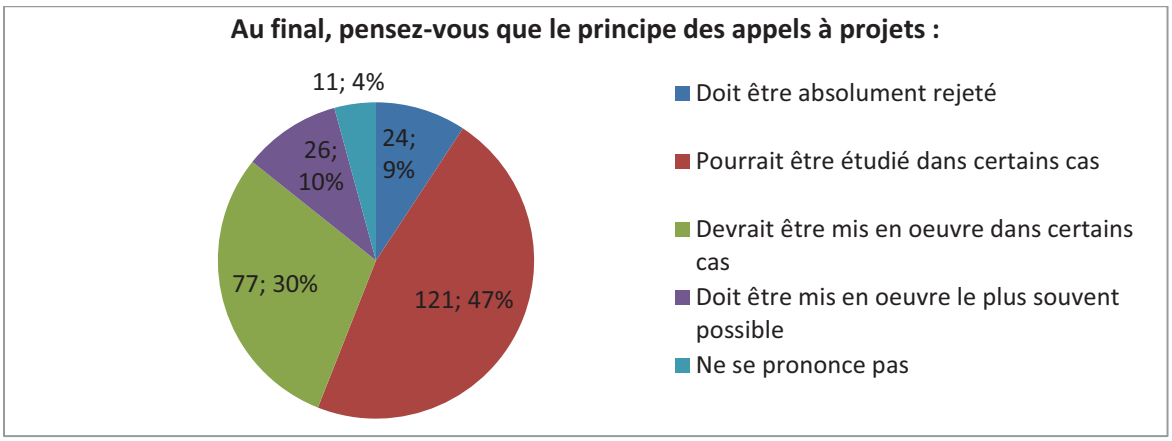


Figure 27 : Opinion des animateurs et agents de l'Etat (259 répondants) sur la mise en œuvre d'appels à projets agro-environnementaux (*source : enquête nationale*)

Le bilan global de l'enquête révèle des doutes nombreux de la part des acteurs responsables de la mise en œuvre des MAE. Si ces contrats agro-environnementaux 'sur mesure' ont l'avantage d'être plus flexibles et mieux adaptés à chaque exploitation que les mesures traditionnelles plus ou moins standardisées offertes à tous les agriculteurs d'un territoire à un prix fixe, la mise en concurrence des agriculteurs est globalement mal perçue. De fait, ceux-ci sont habitués à une logique *de guichet* des mesures agro-environnementales : un dossier correctement rempli est un dossier accepté. Par exemple, jusqu'à présent, en Artois-Picardie, les budgets alloués aux MAE précédentes étaient suffisants pour financer tous les dossiers déposés. Aucun agriculteur dont l'offre n'a pas été sélectionnée la première année de l'appel à projet, n'a resoumis d'offre l'année suivante. Il n'est pas exclu que cette décision soit davantage le résultat d'un rejet de la démarche plutôt que celui d'un calcul raisonné sur leur moindre compétitivité. Une même tension peut se faire sentir du côté des organisations agricoles de conseil qui facturent un accompagnement sans garantie de résultat. Cependant, notre enquête ne nous permet pas de connaître l'opinion des agriculteurs sur les appels

à projets agro-environnementaux. Or, Clayton (2005) montre par le biais d'enquêtes auprés d'agriculteurs ayant participé à une enchère agro-environnementale pour la conservation de la biodiversité en Australie (Auction for Landscape Recovery), que ces derniers ont une perception positive de cette enchère, notamment pour la flexibilité qu'elle permet dans l'adaptation du cahier des charges à leur exploitation.

Les limites anticipées par les animateurs et agents en charge de la mise en œuvre des MAE soulèvent des questions qui méritent d'être approfondies par des analyses plus poussées : quelle notation doit être utilisée pour sélectionner les offres ? Qui doit conseiller les agriculteurs dans la construction de leur offre ? Quelle information ce conseiller doit-il avoir et quelle information peut-il diffuser aux agriculteurs ? L'exemple de l'enchère Artois-Picardie nous permettra d'apporter quelques éléments de réponse à ces questions dans les paragraphes suivants.

4. L'exemple de l'appel à projets *Couvert herbacé* de l'Agence de l'eau Artois-Picardie

4.1. Contexte et principe général

Le bassin hydro-géographique Artois-Picardie compte entre 15 000 et 20 000 exploitations agricoles, dont plus de 10 000 exploitations consacrées à l'élevage. La SAU du bassin est majoritairement occupée par la production de grandes cultures, en particulier de céréales (blé), pommes de terre (la production de la région Nord Pas-de-Calais représente à elle seule un tiers de la production nationale) et betteraves sucrières. La production de légumes frais est également un point fort de l'agriculture du bassin. Ces productions sont à l'origine de trois types de pressions sur les ressources en eau et les milieux aquatiques : la pollution par les nitrates et le phosphore, la pollution par les pesticides et la pollution par la présence de matières en suspension dans les cours d'eau suite à des phénomènes d'érosion et de ruissellement (site internet du recensement agricole 2010 pour la région Nord Pas-de-Calais et site internet Eau France). Cependant, « *dans le bassin Artois Picardie, les mesures agro-environnementales (MAE) existantes, qui sont autorisées pour la période 2007-2013 dans le Programme de Développement Rural Hexagonal (PDRH), n'ont pas rencontré l'adhésion souhaitée auprès des agriculteurs* » (extrait du Programme Eau et Agriculture de l'Agence de l'Eau Artois-Picardie). L'Agence de l'Eau Artois-Picardie a donc construit un programme alternatif, appelé *Programme Eau et Agriculture*, au sein duquel sont inclues des mesures à la culture[52] pour la

[52] Dans ce volet du programme, qui n'est pas étudié dans ce chapitre, les mesures proposées diffèrent des MAEt car les exploitants engagent une culture (par exemple 10 hectares de blé) et non pas une parcelle spécifiquement. Cela augmente la flexibilité des mesures et facilite les rotations et échanges de parcelles qui sont fréquents dans la région.

réduction de l'utilisation de produits phytosanitaires et de la fertilisation azotée et un appel à projets de *Création et entretien de couverts herbacés.*

Les trois objectifs de cet appel à projets sont l'amélioration de la qualité de l'eau, la préservation des zones humides et la lutte contre l'érosion. Il vise à inciter les agriculteurs à convertir en prairies des parcelles actuellement cultivées en grandes cultures ou en cultures légumières. Cet appel à projets, lancé au début de chaque printemps, est relayé par les chambres d'agriculture du bassin hydro-géographique Artois-Picardie (recouvrant les départements du Nord, Pas-de-Calais, Somme, Aisne et Oise), qui peuvent aussi accompagner les agriculteurs dans le montage de leurs dossiers. Contrairement aux MAEt qui ne sont proposées que dans les territoires où un opérateur est présent, il est ouvert à tous les agriculteurs du zonage prioritaire eau potable, zones humides et érosion de l'Agence de l'eau (Figure 28).

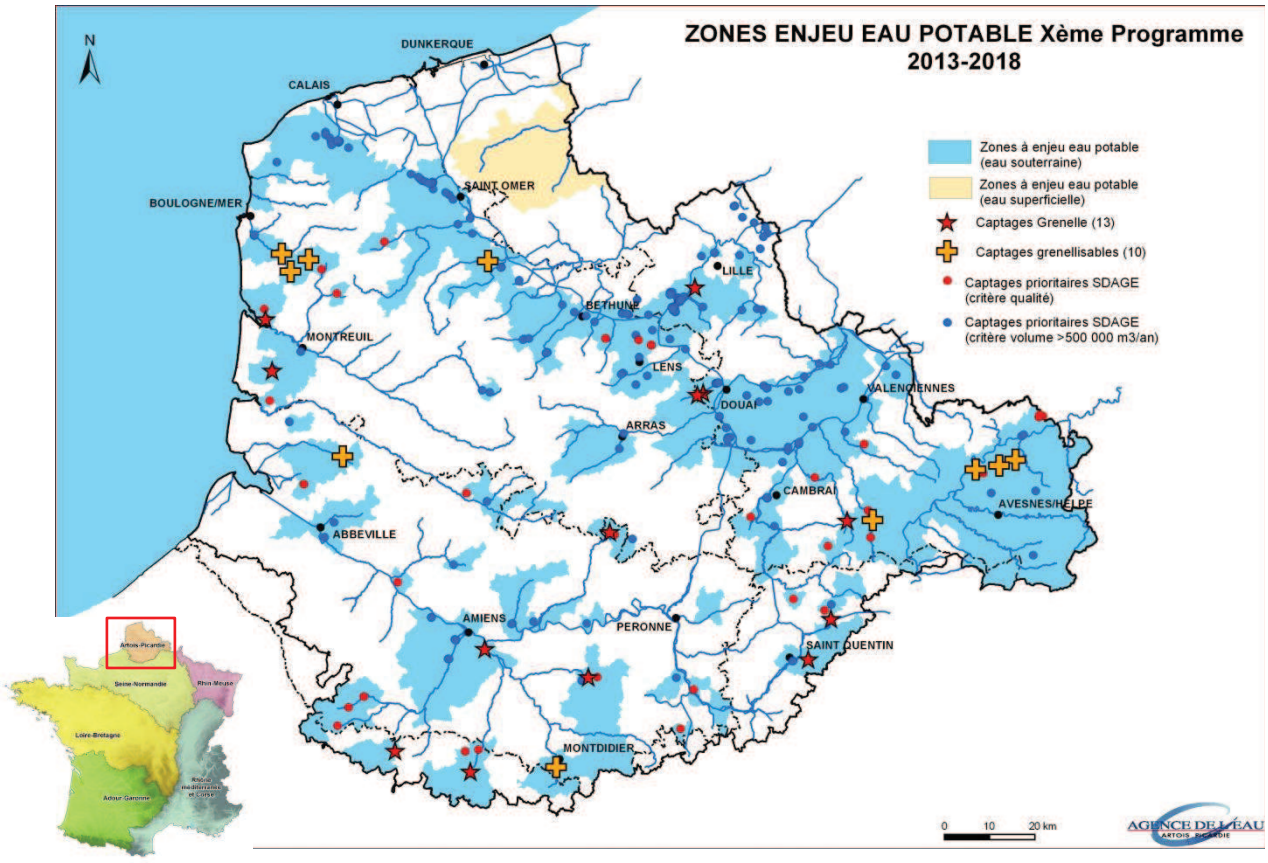


Figure 28 : Zones à enjeu eau du bassin hydro-géographique Artois-Picardie (source : Agence de l'Eau Artois-Picardie)

Chaque agriculteur peut déposer un dossier de candidature dans lequel il propose une ou plusieurs parcelles de son exploitation pour une conversion en prairie. Seules sont éligibles les parcelles précédemment cultivées en grandes cultures ou cultures légumières. Il doit également préciser un cahier des charges correspondant aux pratiques qu'il s'engage à adopter sur les prairies créées pour

répondre aux attentes de l'Agence : pratiques de fertilisation et d'usage des pesticides, de fauche et de pâturage. Dans les faits, les agriculteurs doivent remplir un dossier de candidature de 4 pages, dans lequel l'agriculteur doit cocher parmi des menus de pratiques (le formulaire est consultable en Annexe 8). Enfin, chaque agriculteur détermine lui-même le montant qu'il souhaite recevoir par hectare et par an pour adopter le cahier des charges qu'il propose. L'agriculteur doit pouvoir démontrer, calculs à l'appui, que le montant réclamé se justifie bien par les coûts qu'occasionne la mise en œuvre du cahier des charges proposé. Cependant, le montant demandé ne peut pas excéder la limite du plafond réglementaire de 450 €/ha/an imposé par l'Europe dans le règlement de développement rural (RDR). La mise en place d'un prix de réserve permet de fixer le prix maximum que l'Agence est prête à payer pour les contrats.

Après clôture de l'appel à projets, l'Agence de l'eau attribue à chaque parcelle proposée trois notes partielles : une note technique en fonction des pratiques proposées ; une note géographique selon la localisation de la parcelle par rapport aux enjeux (captages, zones humides, etc.) ; et une note financière qui dépend du montant demandé. Le score total attribué à chaque parcelle est la somme de ces trois notes partielles. Il sera d'autant plus élevé que les parcelles sont localisées dans des secteurs à fort enjeu, que les pratiques proposées sont bénéfiques à l'environnement, et que le montant demandé est faible. Les parcelles ayant les meilleurs scores sont sélectionnées jusqu'à épuisement du budget de l'Agence prévu pour cette opération. Ce budget, annoncé en début d'appel à projets est de 100 000€ par session d'enchère (2010, 2011, 2012 et 2013), qui doivent couvrir la rémunération des agriculteurs sélectionnés pendant les 5 ans de leur contrat. Ainsi, en 2010, 44 dossiers ont été déposés à l'Agence de l'eau et 11 agriculteurs ont finalement été retenus et financés (Tableau 37). En 2011, ce sont 23 dossiers qui ont été déposés et à nouveau 11 agriculteurs retenus. Finalement, en 2012, 9 dossiers ont été retenus sur les 11 dossiers reçus, puis 5 dossiers parmi les 10 reçus en 2013. Les agriculteurs sélectionnés doivent alors convertir en prairie les parcelles acceptées, puis les maintenir en prairie et suivre le cahier des charges qu'ils ont eux-mêmes proposé pendant une durée de cinq ans. En contrepartie, ils reçoivent pendant la même durée le montant qu'ils ont demandé dans leur réponse à l'appel à projet. Il s'agit donc d'une enchère à prix discriminant. 5% des bénéficiaires de chaque session d'enchère sont ensuite contrôlés sur leur exploitation pour vérifier le respect de leurs engagements.

	Offres reçues				Offres retenues			
Année	**Nb de dossiers**	**Nb d'offres**	**Surface totale (ha)**	**Montant total**	**Nb de dossiers**	**Nb d'offres**	**Surface totale (ha)**	**Montant total**
2010	41	99	206,31	436 870 €	11 (27%)	13 (13%)	30,97	66 273 €
2011	23	45	113,07	246 145 €	11 (48%)	17 (38%)	46,13	101 115 €
2012	11	22	57,70	134 617 €	9 (82%)	17 (77%)	42,88	86 670 €
2013[53]	10	18	54,87	120 013 €	5 (50%)	6 (33%)	42,88	96 480 €

Le nombre de dossiers correspond au nombre d'agriculteurs, et le nombre d'offres correspond au nombre de parcelles contenues dans l'ensemble des dossiers reçus.

Tableau 37 : Nombre d'offres reçues et retenues au cours des 4 sessions 2010, 2011, 2012 et 2013 de l'enchère

Dans les faits, la sélection des offres est faite à l'échelle de la parcelle, c'est-à-dire que chaque parcelle contenue dans l'offre d'un agriculteur est notée. Ainsi, chaque agriculteur soumet en réalité plusieurs offres, dans un même projet. Néanmoins, les offres d'un même agriculteur ont toutes le même montant et leur score diffère en fonction de leur localisation. Le fait que l'Agence considère les différentes parcelles d'un même projet comme étant indépendantes et substituables peut être problématique car elles peuvent être complémentaires pour les agriculteurs, c'est-à-dire que le CAR associé aux offres jointes est inférieur à la somme des CAR pour chaque offre isolée. Dans ce cas, un agriculteur ayant des projets complémentaires sur différentes parcelles de son exploitation ne prendra alors peut-être pas le risque de participer à l'appel à projets ou bien abandonnera la procédure à l'annonce des résultats, si seulement une partie des parcelles qu'il a proposé sont retenues.

De manière à clarifier la notion d'offre pour les agriculteurs, nous avons conseillé à l'Agence de l'Eau d'annoncer précisément à quelle échelle (dossier, projet, parcelle) se fait la sélection pour les années à venir. L'idéal serait de laisser décider l'agriculteur qui propose plusieurs pratiques différentes sur plusieurs parcelles distinctes de les soumettre ensemble dans une seule offre en ne précisant qu'un seul montant (identique pour toutes les parcelles) ou, au contraire, de spécifier que ses projets correspondent à plusieurs offres distinctes en indiquant les montants (différents ou identiques) pour chacune de ses offres. L'Agence serait alors tenue de respecter le choix de l'agriculteur en notant et classant chaque offre et non chaque parcelle. Naturellement, pour déterminer la note d'une offre constituée de plusieurs parcelles (contigües ou non) avec des pratiques distinctes ou non, l'Agence devrait définir la note de chaque parcelle et calculer la note de l'offre en faisant une moyenne

[53] Pour l'année 2013, nous n'avons pas eu confirmation de la part de l'Agence de l'Eau des offres qui ont effectivement été sélectionnées. On considère ici que les offres sélectionnées sont celles dont le score est supérieur au score limite défini par l'atteinte du budget de 100 000 €.

pondérée par la surface de chaque parcelle. A partir de 2012, l'Agence de l'Eau a donc annoncé clairement dans le dossier de candidature à l'appel à projets que les parcelles sont notées séparément et que par conséquent il est possible que seule une partie du projet soit retenue. Elle a également ajouté la question suivante dans le dossier de candidature à l'appel à projet : «Désirez-vous maintenir votre demande si seule une partie des parcelles proposées sont retenues ? ☐ OUI ☐ NON ». Dans le cas où l'agriculteur coche 'non', si une parcelle est retenue mais pas l'autre, alors c'est l'ensemble du dossier qui est rejeté.

Étant donné la contrainte budgétaire de l'Agence, tous les projets des agriculteurs ne sont pas sélectionnés. La concurrence incite donc théoriquement les agriculteurs à enchérir au plus près de leur véritable consentement à recevoir. Soulignons aussi que le consentement à recevoir n'est pas forcément égal aux coûts de mise en œuvre. Il peut être inférieur si les agriculteurs, par exemple, ont des motivations non financières pour adopter une démarche environnementale : santé, sensibilité à l'environnement, relation avec le voisinage, etc. Il peut aussi être supérieur si l'agriculteur est très sensible aux risques de variation de rendement que peuvent induire des pratiques moins intensives, ou s'il doit supporter des coûts de transaction élevés (coûts administratifs etc.).

Notons finalement que la concurrence entre les offres est de moins en moins importante avec la répétition de l'enchère en 2011 puis 2012 car le nombre d'offres reçues diminue mais le budget reste constant (Tableau 37).

4.2. Quelques enseignements issus de l'expérience Artois-Picardie

4.2.1. La sélection des offres

La sélection des offres les plus coûts-efficaces se base sur une notation, sous la forme d'un index agro-environnemental, qui prend en compte à la fois les bénéfices environnementaux engendrés par les pratiques proposées dans l'offre de l'agriculteur et le montant demandé. Ces bénéfices environnementaux peuvent être de natures différentes, comme l'amélioration de la qualité de l'eau, la conservation de la biodiversité ou la limitation des risques d'érosion. L'index utilisé dans les premières expériences d'appels à projets agro-environnementaux est donc généralement multicritères et combine des indicateurs de ces différents bénéfices. Ces indicateurs doivent être mesurables, mesurer de manière exhaustive le bénéfice lié à l'offre faite par l'agriculteur sans double-comptes et permettre de différencier les offres (Hajkowicz *et al.,* 2009). Ces indicateurs doivent être exprimés en unités comparables puis pondérés de manière à refléter les préférences relatives de l'Agence pour ces différents services (Latacz-Lohman et Schilizzi, 2005). Ils sont souvent exprimés sous forme d'une note sans unité, et qui peut être discontinue. L'index final prend

également en compte le montant demandé. Comme nous le verrons dans les paragraphes suivants, ce montant peut être noté et être intégré dans l'index comme un indicateur supplémentaire ou sa valeur peut être intégrée en tant que telle dans l'index final sous la forme d'un ratio bénéfice / coûts. La fonction d'agrégation qui permet de construire l'index à partir de ces indicateurs pondérés et du montant peut être additive, multiplicative ou géométrique (Hajkowicz *et al.,* 2009). Elle permet d'attribuer un score à chaque offre. Puis les offres sont classées du score le plus important au plus faible et les offres ayant obtenu les meilleurs scores sont retenues jusqu'à épuisement du budget.

L'utilisation d'un index agrégeant les indicateurs de manière additive suppose que les indicateurs, et donc les bénéfices environnementaux, peuvent se compenser. C'est-à-dire par exemple qu'une note faible pour un indicateur de qualité de l'eau peut être compensée par une note élevée pour la conservation de la biodiversité. Dans le cadre du Countryside Stewardship Scheme (CSS), qui a été implémenté en Angleterre entre 1991 et 2005 pour la protection, la restauration et l'accès à des paysages patrimoniaux, les agriculteurs volontaires ont ainsi été sélectionnés sur un système de score additif. Plus l'offre de l'agriculteur remplissait de critères de sélection définis selon les objectifs du programme (paysage, accès au public, présence de certains habitats écologiques, de sites historiques etc…), plus l'offre cumulait de points. Un seul montant uniforme était proposé à tous les agriculteurs, et ceux dont les offres atteignaient un score limite étaient sélectionnés (Hajkowicz *et al.,* 2009).

Pendant les premières années de mise en œuvre du Conservation Reserve Program (CRP) aux Etats-Unis, la sélection des offres se faisait uniquement selon le montant demandé et seules les offres inférieures à un montant limite, non révélé aux participants, étaient acceptées (Reichelderfer et Boggess, 1988). Les offres sont depuis 1990 sélectionnées selon *l'Environmental Benefit Index* (EBI), mis en place 5 ans après le début du CRP. Dans la version actuelle de l'EBI, le bénéfice environnemental espéré global est capturé par la somme des notes attribuées à chacun de ces 5 indicateurs mesurant la contribution de l'offre aux objectifs du programme : la protection de la faune et de la flore sauvages, de la qualité de l'eau, la lutte contre l'érosion des sols, l'amélioration de la qualité de l'air et la durabilité des engagements proposés. Ce système de notation donne un poids équivalent à la protection de la faune et de la flore sauvages, la protection de la qualité de l'eau et à la lutte contre l'érosion des sols car ces indicateurs sont tous les trois notés sur 100. L'indicateur d'amélioration de la qualité de l'air est noté sur 45, alors que la durabilité des engagements est notée sur 50. Ces deux indicateurs ont donc un poids moins important dans le score final. Le montant demandé constitue le sixième et dernier indicateur, noté sur 150 et est également pris en compte de manière additive (Claassen *et al.,* 2008). Il ne permet donc pas d'identifier directement quelles offres maximiseront le bénéfice environnemental pour un budget donné (Dittmer et Groth, 2010).

En Australie, le système de notation utilisé lors du BushTender Program est multiplicatif. Il s'agit du Biodiversity Benefit Index (*BBI*). Il est composé de 3 principaux indicateurs : le *Biodiversity Significance Score* (*BSS*), qui est un indicateur de la valeur de la biodiversité végétale présente sur les parcelles, le *Habitat Service Score* (HSS), qui est un indicateur de l'impact des pratiques proposées par l'agriculteur pour la protection des habitats écosystémiques et l'indicateur du coût, qui correspond au montant *b* demandé par l'agriculteur dans son offre. Le score BBI_i d'une offre *i* est (Stoneham *et al.,* 2003):

$$BBI_i = \frac{BBS_i \times HSS_i}{b_i}$$

Il s'agit donc d'un index basé sur un rapport bénéfices sur coûts, qui a l'avantage par rapport à l'EBI utilisé dans le CRP, de représenter le bénéfice obtenu par dollar dépensé. De plus, l'index étant fonction du produit des deux indicateurs *BSS* et *HSS*, une faible note à l'un ne peut pas être compensée par une note importante à l'autre. Mais, contrairement à l'EBI, il ne prend en compte qu'un type de service : la biodiversité (Dittmer et Groth, 2010).

Ces différents systèmes de notation sont basés sur une appréciation qualitative de la contribution des pratiques proposées par les agriculteurs aux objectifs du programme et non pas sur la quantification de leur impact potentiel. Dans le cadre du programme de restauration de la qualité de l'eau du bassin versant de la rivière Burdekin (Australie) une enchère agro-environnementale a été mise en œuvre au cours de laquelle Rolfe et Windle (2011) ont proposé un index de sélection basé sur le ratio entre la quantité de polluants (pesticides, fertilisants) potentiellement réduite dans la nappe grâce à l'offre et le montant demandé. Il permet donc de sélectionner les offres qui génèrent le plus d'amélioration de la qualité de l'eau par dollar investi. Ils montrent que ce système de notation est bien plus efficace pour la sélection des offres qu'un index basé sur une analyse multicritères comme l'EBI ou le BBI. Il permet de sélectionner les offres les plus coût-efficaces et donc, pour un budget donné, de sélectionner un plus grand nombre d'offres et d'obtenir un bénéfice environnemental plus important.

Chang *et al.* (2011) proposent un système de notation encore plus abouti. En effet, l'indicateur du bénéfice environnemental est basé sur un modèle bio-physique qui quantifie les bénéfices environnementaux potentiellement produits par les offres faites par les agriculteurs, et ces quantités sont ensuite valorisées en unités monétaires par des méthodes de préférences déclarées. Dans leur cas, une enquête de choice modeling leur a permis de mesurer les consentements à payer des bénéficiaires de ces services environnementaux. Leur classement des offres est donc basé sur une analyse coûts bénéfices complète et la sélection des offres est cohérente avec les préférences des

individus de la société qui bénéficieront effectivement des services environnementaux produits par les agriculteurs sélectionnés, mais qui en supportent également les coûts.

Le système de notation en 2010 et 2011 et difficultés rencontrées

La principale difficulté rencontrée au cours de l'enchère Artois-Picardie a été celle de la sélection des offres faites par les agriculteurs. Pour les deux premières années du programme, le système de notation utilisé est semblable à l'index utilisé dans le cadre du *Conservation Reserve Program* aux Etats-Unis (*EBI*). Il s'agit de la somme de trois notes. Ainsi, une note technique *T* est utilisée comme indicateur des bénéfices environnementaux des pratiques proposées. A cette note technique *T* s'ajoute une note fonction du montant demandé, notée *M*. Le score total inclut également des indicateurs de la pertinence de la localisation géographique des parcelles proposées par rapport aux enjeux environnementaux, dont la somme est appelée note géographique *G*. La notation des offres se fait à l'échelle de chaque parcelle inclue dans une offre d'agriculteur, et le score de la parcelle *i* est donc :

$$Score_i = T_i + G_i + M_i$$

La note technique T_i, est la somme de 4 indicateurs :

- un indicateur des pratiques de fauche et de pâturage qui dépend de la date de fauche prévue et du chargement de la parcelle envisagé (présence plus ou moins importante de bétail). Cet indicateur peut obtenir une note de 1, 2 ou 3 points. Une date de fauche retardée et un chargement faible préservent la biodiversité et réduisent la pression polluante sur les ressources en eau. Ainsi la combinaison d'une date de fauche et d'un faible chargement de la parcelle permet d'obtenir le nombre de points maximum pour cet indicateur (3 points).
- Un indicateur de la fertilisation azotée des parcelles. Plus les apports en azote sont faibles, plus le nombre de points est important, avec un maximum de 3 points.
- Un indicateur des traitements phytosanitaires. Il est également noté sur 1,2 ou 3 points. Une absence de traitements phytosanitaires permet d'obtenir le nombre maximum de points (3 points).
- Le dernier indicateur est un indicateur visant à favoriser la conversion en prairies de grandes surfaces contigües. Les offres proposant de grandes parcelles d'un seul tenant obtiennent le maximum de points (3 points). Cette note est basée sur l'offre faite par un exploitant dans son ensemble et non pas par parcelle comme les autres notes, elle prend en compte la surface de l'ensemble des parcelles contiguës inclues dans l'offre.

La note technique peut ainsi atteindre un maximum de 12 points, mais vaut au minimum 4 points (un point à chaque indicateur).

La note géographique dépend de la localisation de la parcelle et vaut au maximum 10 points, pour un minimum de 0 point. A chaque fois que la parcelle remplit un des critères de localisation (captage prioritaire, risque d'érosion qui est fonction de la pente de la parcelle, zone humide, zone à enjeu eau potable), elle cumule des points.

L'indicateur du montant demandé peut valoir 1, 2 ou 3 points. Si le montant demandé est inférieur à un premier seuil s_1, alors l'offre remporte 3 points. Entre ce premier seuil s_1 et un deuxième seuil s_2, l'offre remporte 2 points (avec $s_1 < s_2$). Si le montant demandé est supérieur au deuxième seuil s_2, mais inférieur au prix de réserve annoncé par l'Agence (450€/ha), l'offre remporte 1 point. Au-delà du prix de réserve, les offres ne sont pas considérées. Nous verrons dans le paragraphe 4.2.2 que l'annonce de ce prix de réserve a induit un fort ancrage des offres, et nous approfondirons dans ce même paragraphe les enjeux liés à la diffusion de l'information au cours des dispositifs d'enchère.

Le score total des offres peut donc atteindre un score compris entre un minimum de 5 points et un maximum de 25 points. De manière à éviter aux offres présentant peu d'intérêt environnemental, l'Agence a également fixé un score de réserve de 10 point, en dessous duquel les offres sont éliminées, quel que soit le montant proposé.

Suite aux deux premières années de fonctionnement de l'enchère, le principal constat est que ce système de notation ne permet pas de discriminer suffisamment les offres. En effet, les résultats des appels d'offres 2010 et 2011 montrent que les notes sont comprises dans une fourchette restreinte par rapport à la fourchette possible. Par exemple, les scores sont tous regroupés entre 9 et 18 en 2010 et entre 8 et 16 en 2011 (Figure 29 et Figure 30). De nombreux projets présentent donc exactement la même note et un grand nombre d'offres sont ex-aequo au score limite, défini par l'atteinte de la contrainte de budget. Rien de permet donc de choisir parmi ces offres lesquelles seront sélectionnées pour atteindre exactement la limite de budget. L'Agence de l'Eau a donc fait le choix de n'en retenir aucune.

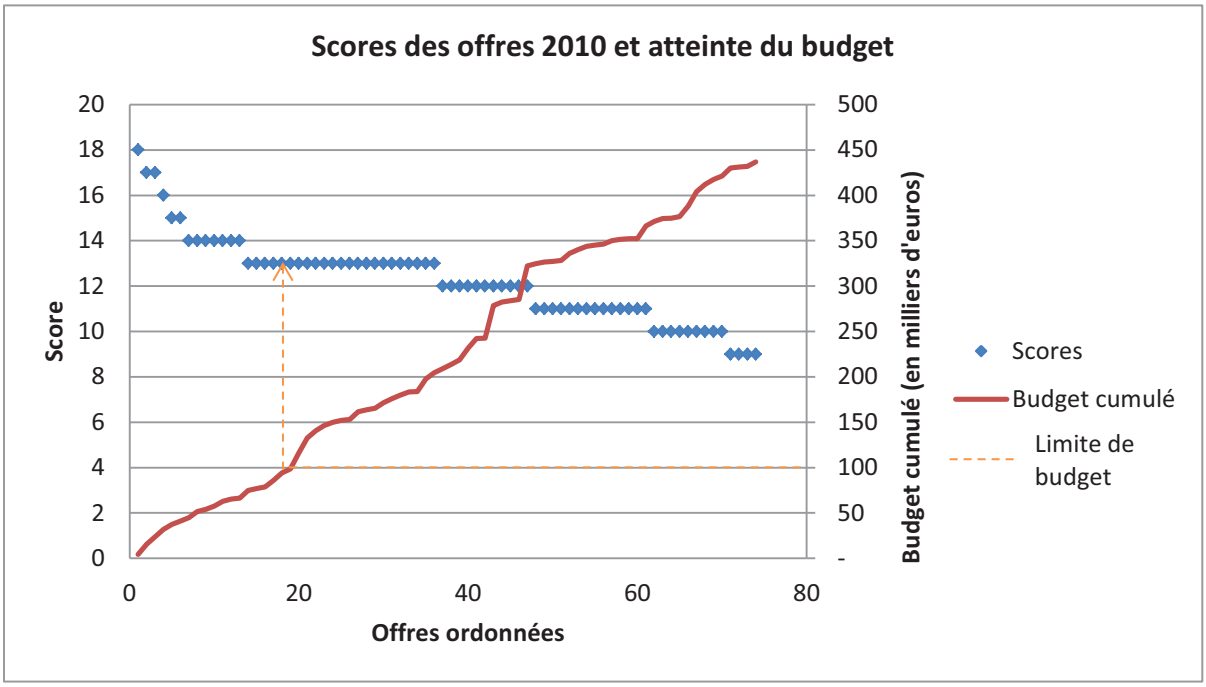


Figure 29 : Distribution des scores des offres reçues par l'Agence de l'Eau en 2010

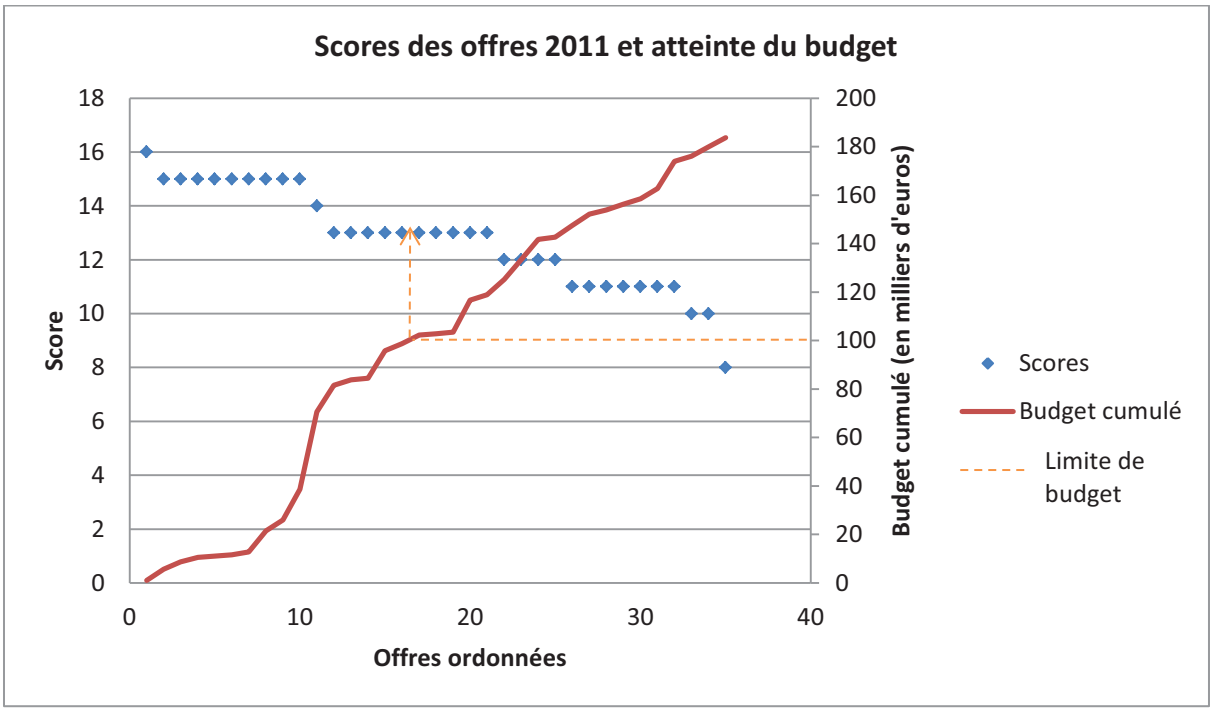


Figure 30 : Distribution des scores des offres reçues par l'Agence de l'Eau en 2011

Modification du système de notation à partir de l'enchère 2012

Une manière d'améliorer la discrimination des offres et de renforcer le poids de la dimension financière consiste à diviser la somme des notes géographique et technique par le montant

demandé, de manière à obtenir un indicateur du ratio bénéfice environnemental / coût des offres reçues. L'utilisation d'une notation de ce type est supposée modifier la stratégie d'enchère des agriculteurs, car ils sont plus directement incités à réduire le montant qu'ils demandent, de manière à augmenter leur probabilité d'être sélectionnés. Dittmer et Groth (2010) suggèrent également que le score total soit le produit des notes partielles plutôt que leur addition, de manière à ce qu'une faible note sur un critère ne puisse pas être facilement compensée par une note élevée sur un autre critère. Suite à nos recommandations en février 2012, l'Agence de l'Eau Artois-Picardie a accepté de modifier le système de notation des offres pour les enchères suivantes (2012 et 2013). Ce changement de notation a été annoncé, mais seul le format global de l'index a été dévoiler, sans détail des notes techniques et géographiques. Nous avons mené, à partir des dossiers 2010 et 2011, des simulations des classements qui auraient été obtenus avec deux systèmes de notations différents pour permettre à l'Agence de choisir le système de notation qui répond le mieux à ses attentes. Le score obtenu par une parcelle *i* serait :

- Selon un système additif : $Score_i^+ = \frac{T_i + G_i}{P_i}$
- Et selon un système multiplicatif : $Score_i^\times = \frac{T_i \times G_i}{P_i}$

Le système multiplicatif a l'avantage d'éviter les situations extrêmes : une très mauvaise note géographique ne sera que difficilement compensée par une très bonne note technique et vice versa – alors que le système additif permet cette compensation.

Attention il faut bien noter que l'annonce de la modification du système de notation risque de modifier les stratégies d'offre des agriculteurs. A priori, ils devraient demander des montants plus variés, ce qui ne peut qu'augmenter la performance de la sélection. Les simulations ne permettent donc que d'illustrer les résultats des deux systèmes de notation proposés à l'Agence de l'Eau, sans prendre en compte les changements de stratégie des agriculteurs. Les distributions simulées des scores sont les suivantes (Figure 31 et Figure 32):

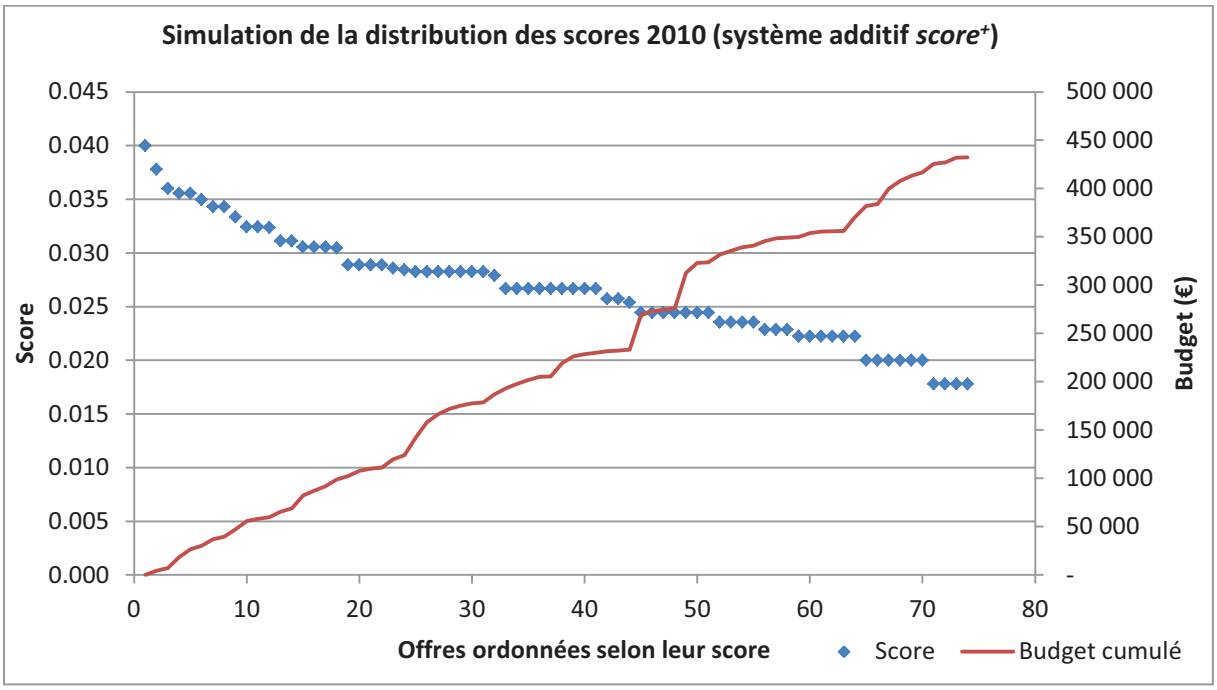


Figure 31 : Simulation de la distribution des offres selon la notation additive, $score^{+}$, sur la base des offres reçues par l'Agence de l'Eau Artois-Picardie en 2010

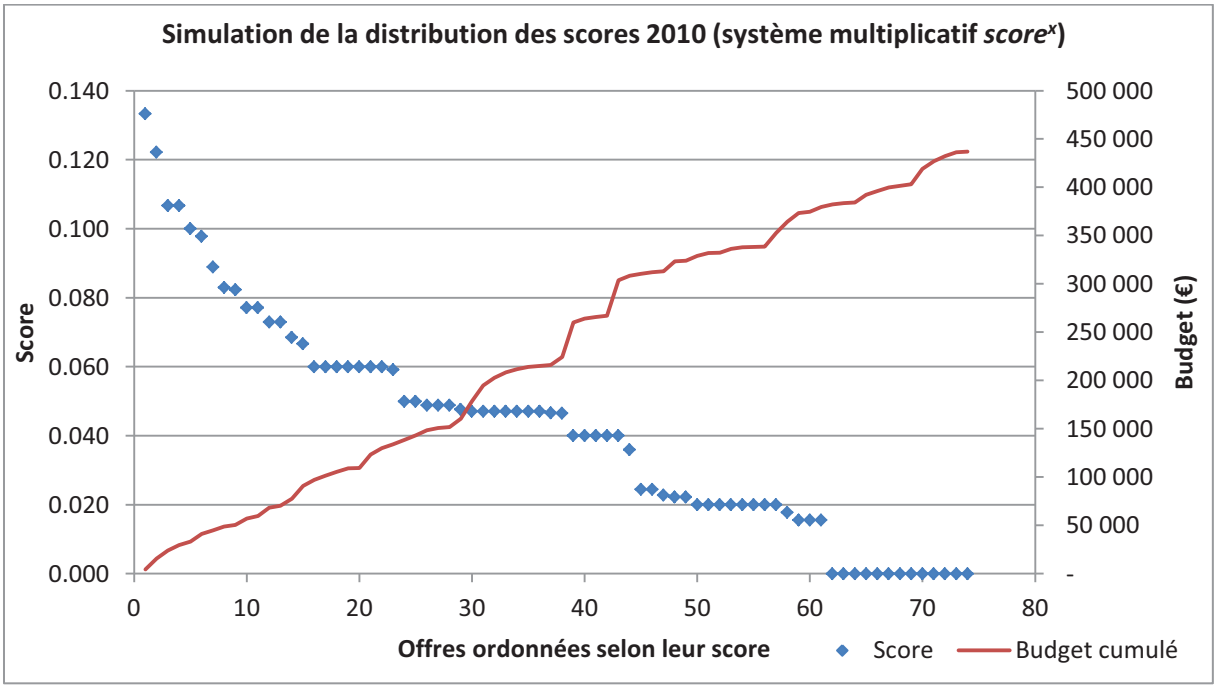


Figure 32 : Simulation de la distribution des offres selon la notation multiplicative, $score^{x}$, sur la base des offres reçues par l'Agence de l'Eau Artois-Picardie en 2010

On constate que les deux systèmes de notation envisagés permettent d'atteindre plus précisément le budget souhaité.

Nous avons également tenté de simuler la performance de la sélection des agriculteurs obtenue selon ces deux systèmes de notation et de la comparer à celle du système de notation utilisé pour les deux premiers appels à projets. Puisqu'au cours des deux enchères 2010 et 2011 des budgets différents ont été dépensés (à cause du nombre important d'offres ex-aequo au score limite), nous avons basé nos simulations non pas sur le budget annoncé (100 000 €) mais sur le budget réellement dépensé. De plus, de manière à atteindre exactement le même budget dans les simulations des trois systèmes de notation, nous avons considéré que les offres étaient divisibles, et donc nous avons parfois sélectionné des portions d'offres.

Les indicateurs de performance utilisés sont :

- La surface totale souscrite
- Le nombre total de points techniques *T* cumulés par les offres sélectionnées, en les pondérant par les surfaces, qui donne un aperçu du bénéfice environnemental potentiel des pratiques proposées.
- La somme des points géographiques *G*, pondérés par les surfaces des offres sélectionnées, qui mesure la pertinence de la localisation des offres sélectionnées par rapport aux enjeux prioritaires de l'Agence de l'Eau.
- Le coût à l'hectare du programme
- Le coût du programme par point technique des offres sélectionnées (qui s'apparente à un ratio coût / bénéfice environnemental).
- Le coût de la localisation géographique (coût par point géographique).

Simulation de la performance des systèmes de notation sur la base des données 2010, budget exact

	Notation Initiale	Score^{+}	Score^{x}
Surface souscrite (ha)	30.97	34.78	31.61
Montant total dépensé (€)	66 272.50	66 272.50	66 272.50
Somme pondérée des points techniques	320.03	348.23	308.16
Somme pondérée des points géographiques	122.26	113.31	135.00
Coût à l'hectare (€ / ha souscrit, pour 5 ans de contrat)	2 139.89	1 905.65	2 096.51
Coût (€) / point Technique	207.08	190.31	215.06
Coût (€) / point Géographique	542.06	584.86	490.90

Score^{+} est la notation additive et score^{x} est la notation multiplicative.

Tableau 38 : Simulation de la performance des systèmes de notation sur la base des données 2010, budget exact

Simulation de la performance des systèmes de notation sur la base des données 2011, budget exact

	Notation Initiale	Score^{+}	Score^{x}
Surface souscrite (ha)	46.13	47.53	46.13
Montant total dépensé (€)	101 115.40	101 115.40	101 115.40
Somme pondérée des points techniques	456.35	475.19	456.35
Somme pondérée des points géographiques	252.00	233.86	252.00
Coût à l'hectare (€ / ha souscrit, pour 5 ans de contrat)	2 191.97	2 127.60	2 191.97
Coût (€) / point Technique	221.57	212.79	221.57
Coût (€) / point Géographique	401.25	432.38	401.25

Score^{+} est la notation additive et score^{x} est la notation multiplicative.

Tableau 39 : Simulation de la performance des systèmes de notation sur la base des données 2011, budget exact

D'après les simulations effectuées sur les données 2010 et 2011, les deux systèmes de notation ($Score_i^+ \; et \; Score_i^\times$) permettent (Tableau 38 et Tableau 39):

- De dépenser moins par hectare souscrit
- De faire souscrire une plus grande surface à budget égal.

Le système de notation additif $Score_i^+$ permet de dépenser moins par point technique contractualisé (indicateur de bénéfice environnemental), alors que le système multiplicatif $Score_i^\times$ privilégie la localisation géographique pertinente des offres par rapport aux enjeux prioritaires de l'Agence plutôt que l'importance de l'impact environnemental, à un moindre coût (dépenses par point géographique inférieures). Les résultats sont moins nets en 2011 car nous disposons de moins de données et qu'un plus grand nombre d'offres ont été faites à un montant de 450€ pour cette année. Pour cette année, le système de notation initial est équivalent au système de notation multiplicatif car les mêmes offres sont sélectionnées.

Le système de notation multiplicatif ($Score_i^\times$) a été choisi par l'Agence de l'Eau Artois Picardie à partir de l'appel à projets 2012. Le principe général de cette nouvelle règle de notation et de classement des offres (ration bénéfices / coûts) a alors été annoncé aux agriculteurs, d'une part pour informer que la règle a changé par rapport aux deux années précédentes, et d'autre part pour bien montrer l'impact que peut avoir le montant demandé sur la note et donc sur le classement des offres. Mais le détail du calcul de la note environnemental n'a pas été diffusé. Cette nouvelle règle devait :

- Objectif 1 : Permettre de mieux discriminer les offres

- Objectif 2 : Mieux faire sentir aux agriculteurs qu'il s'agit d'une procédure concurrentielle et qu'il n'est donc pas forcément optimal de demander le montant maximum autorisé (à savoir 450€/ha/an).
- Objectif 3 : Améliorer la performance de la sélection des offres, et donc permettre d'obtenir un plus grand bénéfice environnemental pour un même budget.

Nous tentons donc de vérifier l'atteinte de ces trois objectifs avec les résultats de l'enchère 2012 dans le paragraphe suivant.

Résultats obtenus

En 2012, la distribution des scores des offres reçues par l'Agence de l'Eau Artois-Picardie est représentée dans la suivante (Figure 33) :

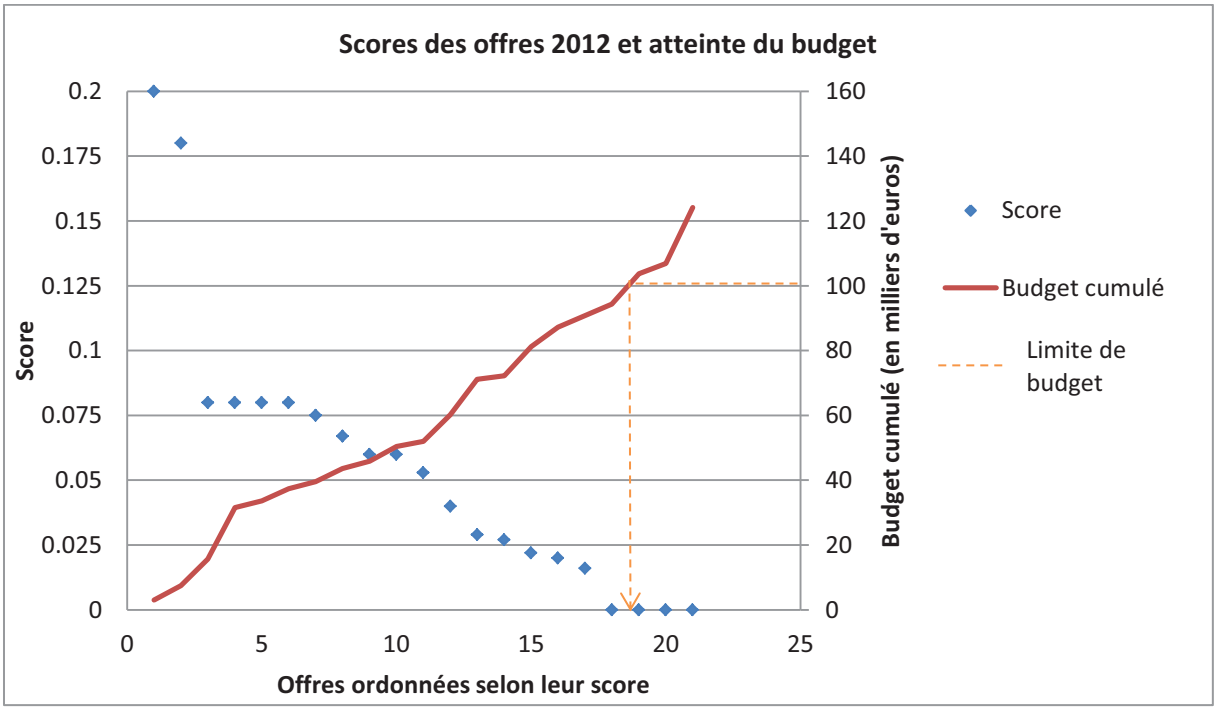


Figure 33 : Distribution des scores des offres reçues par l'Agence de l'Eau en 2012

La dernière offre acceptée selon la limite de budget ayant obtenu un score de 0 (à cause de sa localisation), elle n'a pas été retenue, et la dernière offre acceptée a été la dernière offre dont le score est positif. De fait, attribuer une note géographique nulle dans un système de notation multiplicatif revient à rendre l'offre inéligible. Ainsi, toutes les offres « éligibles » ont donc été retenues et le budget annoncé n'a donc pas été intégralement dépensé. Pour éviter que des agriculteurs montent des dossiers alors que leur offre n'est pas éligible *in fine*, il aurait été préférable que l'Agence annonce les zones éligibles au préalable (s'il existe des zones non éligibles) ou bien que

la note minimale géographique soit supérieure à zéro pour qu'aucune offre ne soit éliminée seulement sur le critère de la localisation si l'on considère que l'appel à projet est ouvert sur tout le territoire.

On constate que les scores des offres sont plus hétérogènes que lors des deux premières années, ce qui facilite la sélection des gagnants. L'objectif 1 du changement de système de notation est donc atteint.

Cependant, pour l'année 2012 seulement 3 des 11 participants à l'enchère ont fait des offres dont le montant est inférieur à 450€/ha/an, les 8 autres ont demandé le prix de réserve. Ce biais d'ancrage sera analysé dans le paragraphe suivant (4.2.2). Les agriculteurs qui ont participé en 2012 ne semblent pas prendre en compte le changement du système de notation. Ceci peut être lié à la faible concurrence. Il est difficile de conclure quant à l'effet du système de notation sur la stratégie d'enchère des agriculteurs (objectif 2).

	Notation initiale	**Score^{+}**	**Score^{x}**
Surface souscrite (ha)	44.43	44.43	42.88
Montant total dépensé (€)	94297	94297.00	90809.50
Somme pondérée des points techniques	395.05	395.05	395.05
Somme pondérée des points géographiques	125.01	125.01	125.01
Coût à l'hectare (€ / ha souscrit, pour 5 ans de contrat)	2122.37	2122.37	2117.76
Coût (€) / point Technique	238.70	238.70	229.87
Coût (€) / point Géographique	754.32	754.32	726.42

Tableau 40 : performance des systèmes de notation sur la base des données 2012

Le Tableau 40 montre que le système de notation multiplicatif (score^{x}) est effectivement légèrement plus performant que les autres systèmes de notation car il a permis d'éviter la sélection d'un exploitant dont la note géographique était nulle, et donc pour lequel il n'existe pas de demande. On atteint donc le même impact environnemental à un moindre coût. Cependant, la différence est très faible car le nombre d'offres l'est également. On ne peut donc pas clairement conclure sur l'avantage de ce système de notation pour la performance de l'enchère (objectif 3).

Quant aux offres reçues pour l'enchère 2013 (Figure 34), on note dans la distribution des scores que 5 offres sont ex-aequo, malgré le nouveau système de notation. Cependant, ces 5 offres correspondent à 5 parcelles d'un même dossier de candidature, et cela ne remet donc pas en question la meilleure performance du système de notation *score^{x}* pour la discrimination des dossiers de candidature. Le nombre d'offres acceptées est moins important qu'en 2012 pour un budget

équivalent, car les surfaces des offres sont supérieures, en particlier celle de la troisième offre où l'agriculteur propose de convertir en prairie quasiment 30 hectares.

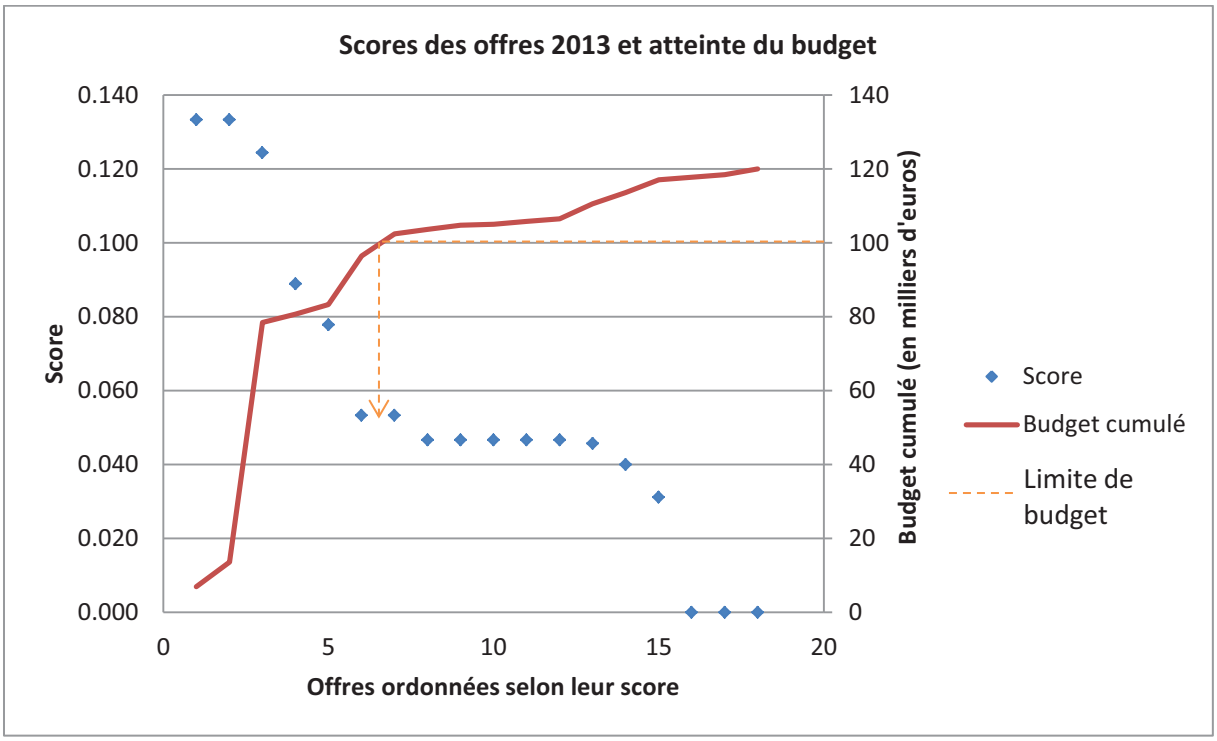


Figure 34 : Distribution des scores des offres reçues par l'Agence de l'Eau en 2013

Seulement 2 agriculteurs (représentant 3 parcelles soumises à l'appel à projet), parmi les 10 ayant répondu, ont demandé des montants inférieurs à 450 €/ha/an, malgré l'augmentation de la concurrence par rapport à 2012 (seulement 33% des offres ont été acceptées).

	Notation initiale	**Score^{+}**	**Score^{x}**
Surface souscrite (ha)	43.82	42.06	42.88
Montant total dépensé (€)	97 185	91 190	96 480
Somme pondérée des points techniques	363.33	347.52	444.71
Somme pondérée des points géographiques	266.46	257.11	291.05
Coût à l'hectare (€ / ha souscrit, pour 5 ans de contrat)	2 217.82	2 168.09	2 250.00
Coût (€) / point Technique	267.48	262.40	216.95
Coût (€) / point Géographique	364.73	354.67	331.49

Tableau 41 : performance des systèmes de notation sur la base des données 2013

Si l'on compare les offres sélectionnées selon les 3 systèmes de notation pour l'année 2013 (Tableau 41), on constate que la notation choisie (*score^{x}*), a permis d'obtenir plus de points techniques et géographiques, à des coûts moins importants que si un des autres systèmes de notation avait été choisi (dépense par point technique et géographique inférieures). Malgrés cela, le coût à l'hectare est

supérieur, mais le dispositif a permi de sélecionner des offres mieux localisées et proposant un bénéfice environnemental plus important.

Finalement, la comparaison directe des indicateurs de performance des 4 sessions d'enchères est délicate (Tableau 42) car de nombreux facteurs contextuels peuvent les avoir influencés (conjoncture des prix, autres mesures proposées par ailleurs, …). Le déclin du nombre de participants (Tableau 37) peut également être expliqué par le fait que quasiment l'ensemble des agriculteurs volontaires ont déjà participé au cours des premières années de l'appel d'offres.

	2010	2011	2012	2013
Surface souscrite (ha)	30.97	46.13	42.88	42.88
Montant total dépensé (€)	66 272.50	101 115.40	90 809.50	96 480.00
Somme pondérée des points techniques	320.03	456.35	395.05	444.71
Somme pondérée des points géographiques	122.26	252.00	125.01	291.05
Coût à l'hectare (€ / ha souscrit, pour 5 ans de contrat)	2 139.89	2 191.97	2 117.76	2 250.00
Coût (€) / point Technique	207.08	221.57	229.87	216.95
Coût (€) / point Géographique	542.06	401.25	726.42	331.49

Tableau 42 : Performance des 3 sessions d'enchère 2010, 2011, 2012 et 2013

4.2.2. Gestion de l'information et biais d'ancrage

Information concernant la méthode de sélection des offres

La démarche d'appel d'offres impose de définir le rôle des conseillers dans le montage des dossiers. Ils doivent aider l'agriculteur dans le montage de sa réponse pour améliorer sa performance, en particulier sur le volet technique, sans pour autant induire un lissage artificiel des pratiques et des montants proposés. Il est donc nécessaire de définir clairement l'information qui peut être partagée avec l'agriculteur et celle qui reste réservée au gestionnaire de l'appel d'offres, par exemple sur les règles de notation pour la sélection des dossiers.

En effet, les informations révélées aux agriculteurs sur les critères de classement des projets avant qu'ils ne fassent leur offre, peuvent largement influencer leur stratégie et la performance de l'appel à projets (Cason *et al.,* 2003 ; Stoneham *et al.,* 2003 ; Chan *et al.,* 2003). À un extrême, si aucune information ne leur est donnée sur les critères de sélection, il existe un risque que les agriculteurs proposent des projets qui n'ont aucune pertinence vis-à-vis des objectifs de l'Agence. Mais dans ce cas, l'agence peut réduire les rentes informationnelles des agriculteurs. Cason *et al.* (2003) et Cason et Gangadharan (2004) ont mené des expériences en laboratoires sur des enchères agro-

environnementales à plusieurs rounds[54], qui montrent que la rente informationnelle est significativement inférieure et le bénéfice environnemental obtenu pour un budget donné est significativement supérieur si aucune information concernant le bénéfice associé aux offres faites par les agriculteurs ne leur est révélé. Car à un autre extrême, si les participants sont informés de la valeur environnementale de leur offre, ceux qui savent qu'ils atteindront une note environnementale très élevée (par exemple si leurs terrains sont en zone prioritaire) peuvent être tentés de se comporter de manière stratégique et de gonfler leur demande de prime bien au-delà de leur réel consentement à recevoir. Cependant, grâce à cette information les participants peuvent faire des propositions plus adaptées, choisir les parcelles les plus appropriées et être plus compétitifs.

Latacz-Lohman et Van der Hamsvoort (1997) suggèrent de ne pas révéler la formule de calcul du score de sélection mais de guider les participants dans la construction de leurs offres. Par exemple, pour faciliter la construction d'offres adaptées à la fois aux exploitations et aux attentes de l'Agence, l'enchère du BushTender Trial (Australie) s'est déroulée en deux étapes. Les agriculteurs intéressés pour participer à ce programme de conservation d'espèces végétales endémiques ont d'abord envoyé une expression d'intérêt puis ont reçu la visite d'un conseiller (écologiste). Celui-ci évaluait la valeur environnementale des parcelles et discutait des pratiques de gestion des espèces protégées avec l'agriculteur. C'est sur la base de ces entretiens que les agriculteurs ont construit les offres qu'ils ont finalement envoyé pour participer à l'enchère. Cependant, les agriculteurs n'ont en aucun cas été informés de la valeur environnementale de leur offre (Stoneham *et al.* 2003).

Cependant, Glebe (2013) montre que, théoriquement, informer les participants sur le score environnemental de leur offre peut motiver certains agriculteurs à participer alors qu'ils ne l'auraient pas fait sans cette information, et donc qu'informer les agriculteurs peut être une stratégie plus avantageuse que de ne pas les informer. Selon Chan *et al* 2003, l'information des participants sur les bénéfices environnementaux qu'ils peuvent produire peut être efficace si la notation envisagée est conçue de manière à révéler les préférences de l'Agence, si le processus de sélection est transparent et si la concurrence entre enchérisseurs est suffisante.

Dans le cas de l'enchère Artois-Picardie, et suite à un malentendu entre l'Agence de l'Eau et les conseillers accompagnant les agriculteurs dans la construction de leur offre, certains agriculteurs ont été informés du détail du système de notation des offres. Comme nous l'avons vu précédemment (§ 4.2.1), la note qui correspond au montant (pour les appels à projets 2010 et 2011) est construite par seuils de montants, les agriculteurs ont donc tout intérêt à enchérir au niveau des seuils et non pas à

[54] Il s'agit ici de plusieurs rounds au cours d'une même enchère, et seules les offres faites au cours du dernier round sont considérées pour l'enchère finale.

des montant intermédiaires. En effet, si un agriculteur enchérit entre deux seuils (par exemple à un montant inférieur au prix de réserve mais supérieur au seuil s_2), il n'augmente pas son score, et n'augmente donc pas sa probabilité d'être sélectionné. Mais l'enchère étant discriminatoire, il diminue le montant qu'il sera payé s'il est sélectionné. De plus, la note correspondant au montant est prise en compte de manière additive et pèse très peu dans le score final. Les participants n'ont donc peu d'intérêt à enchérir aux seuils les plus faibles. Finalement, l'Agence a largement communiqué sur son prix de réserve (450€/ha/an) au cours des deux premières enchères (2010 et 2011) dans l'optique d'inciter les agriculteurs à participer. L'ensemble de ces éléments a induit un biais d'ancrage fort des montants demandés : 57 % des offres reçues sont à 450 € en 2010 et 71 % en 2011. Cet ancrage, également observé dans le *Conservation Reserve Program* aux États-Unis (Latacz-Lohman et Schilizzi, 2005), suggère que le prix de réserve ne devrait pas être annoncé. Cependant, comme nous l'avons vu précédemment, en Artois-Picardie ce prix de réserve est réglementaire, son annonce est donc nécessaire pour éviter que les agriculteurs ne soumettent des offres inéligibles.

Ainsi, suite à nos recommandations l'Agence de l'Eau a arrêté de communiquer de manière aussi appuyée sur son prix de réserve à partir de 2012 afin de limiter les effets d'ancrage (Figure 35). Néanmoins, le niveau de celui-ci n'a pas changé, puisqu'il s'agit d'une contrainte européenne. Nous avons vu que l'Agence de l'Eau a également modifié le système de notation des offres à partir de 2012 et a annoncé ce changement de système de notation en communiquant sur son caractère multiplicatif et basé sur un ratio bénéfice / coût des offres mais sans diffuser les détails de la composition des indicateurs de bénéfice environnemental et géographique. Malgré cela, le biais d'ancrage est encore plus fort les deux années suivantes, avec 86% des offres à 450€/ha/an en 2012, et 83% en 2012.



Figure 35 : Plaquette de communication sur l'appel à projets Artois-Picardie "Création et entretien de couverts herbacés", version 2010-2011 à gauche, 2012 à droite (source : Agence de l'Eau Artois-Picardie).

Informations sur les résultats des enchères précédentes dans le cas d'enchères répétées

Puisque les enchères sont répétées chaque année, les agriculteurs peuvent, sur la base des résultats de l'année précédente ajuster leurs offres pour l'année suivante. Dans le cas du *Conservation Reserve Program*, Shoemaker (1989) a montré qu'au cours des premières années du programme, avec la répétition des enchères, les offres se sont en moyenne rapprochées de l'offre maximum acceptée dans les années précédentes, ce qui signifie que les participants ont appris les prix limites (prix des dernières offres acceptées), alors que le prix limite n'avait jamais été annoncé.

Hailu et Schilizzi (2004) montrent à partir d'un modèle multi-agents que l'avantage des enchères par rapport aux paiements à taux fixe peut disparaître dans le temps à cause de l'apprentissage par les participants, qui leur permet d'extraire la rente informationnelle sur la base uniquement de leur résultat individuel de la précédente enchère. D'autres études, basées sur des expériences en laboratoire (Cason et Gangadharan, 2005 ; Cummings *et al.,* 2004 ; Schilizzi et Latacz-Lohman, 2007) sur les enchères confirment que dans le cas d'enchères à prix discriminant, les montants demandés

par les enchérisseurs augmentent et que l'efficacité de l'enchère à sélectionner les agriculteurs produisant les services environnementaux au meilleur ratio coût/bénéfice est donc réduite avec la répétition des enchères. De ce fait, si l'agence a une contrainte de budget, alors, la quantité totale de services environnementaux qu'elle peut acheter via l'enchère est moindre. Ce mécanisme perd ainsi son avantage par rapport à un paiement à prix fixe standard.

Certains auteurs expliquent également le fait que les offres tendent vers le score limite au cours des enchères répétées par l'existence de collusion entre les participants (Cason *et al.*, 2003). Il y a collusion lorsque les participants coordonnent leurs offres à un montant supérieur à leur réel consentement à recevoir. Deux manières de réduire les risques de collusion, sont (i) de garder le prix de réserve secret et (ii) de ne dévoiler que l'identité des vainqueurs mais pas les scores/prix de offres gagnantes ou perdantes (Chan *et al.,* 2003).

Le Tableau 43 montre qu'en Artois-Picardie, les offres reçues et acceptées sont également de moins en moins intéressantes : le montant demandé augmente d'année en année alors que la note technique qui indique le bénéfice environnemental qui peut être espéré des pratiques proposées dans l'offre, diminue. En 2013, malgré une note tecnhique des offres reçues plus importante en moyenne qu'en 2012, les offres sélectionnées ont tout de même une note technique moyenne la plus faible des 4 années. Cependant, des tests de comparaison de moyenne (t-test) montrent que les différences entre les notes techniques des offres reçues ne sont pas significatives, alors que les notes techniques des offres sélectionnées réduisent de manière significative de 2010 à 2012 (seuil de 10%).

	Note Technique moyenne		**Note Géographique moyenne**		**Montant moyen**	
	Offres reçues	Offres acceptées	Offres reçues	Offres acceptées	Offres reçues	Offres acceptées
2010	9.24	10.33	2.06	3.95	423.51 €/ha	427.98 €/ha
2011	9.42	9.89	3.51	5.46	435.39 €/ha	438.39 €/ha
2012	6.85	9.21	2.17	2.92	430.34 €/ha	423.55 €/ha
2013	8.10	8.25	5.30	6.21	437.44 €/ha	450.00 €/ha

Tableau 43: Moyenne des notes technique et géographique et du montant demandé dans les offres reçues et acceptées par l'Agence de l'Eau en 2010, 2011, 2012 et 2013, pondérées par les surfaces des offres.

Puisque le prix de réserve a été annoncé, ainsi que le nombre de dossiers déposés et acceptés, la répartition des scores par département et le score limite ont été révélés après chaque enchère, l'apprentissage du score limite et la collusion pourraient expliquer ce phénomène. Cependant, la collusion semble peu vraisemblable ici car l'enchère a lieu à distance, et il est peu probable que les participants à ces appels à projets se connaissent. De fait, le nombre de participants à l'enchère est

très faible en comparaison au nombre total d'agriculteurs éligibles, et les participants proviennent de quatre départements différents (Nord, Oise, Pas-de-Calais, Somme). Une entente semble donc peu probable. Il est également peu probable que l'annonce du score limite ait eu un impact sur les offres faites par les agriculteurs au cours des enchères des années suivantes, même si certains d'entre eux connaissaient le système de notation. Par contre, les premiers entretiens avec les conseillers des chambres d'agriculture et quelques agriculteurs révèlent que la concurrence est insuffisamment comprise par les agriculteurs et leurs conseillers. On remarque également que la concurrence est de moins en moins importante d'année en année (Tableau 37), avec 13% des offres retenues en 2010, 38% en 2011 et 71% en 2012, sauf pour l'année 2013 où seulement 33% des offres on été retenues. L'explication qui semble la plus vraisemblable pour expliquer la diminution du ratio bénéfice/coûts des offres reçues par l'Agence au cours des années est que les meilleures offres ont été soumises au cours des premières sessions. De plus, on peut regretter que les agriculteurs non-sélectionnés n'aient pas resoumis leur offre les années suivantes. En effet, la Figure 36 montre, par exemple, que les 5 premières offres refusées en 2010 sont plus performantes que les 6 dernières offres acceptées en 2011. Ceci expliquerait la diminution des notes techniques au cours des ans. Ce constat, associé au manque de prise en compte de la concurrence qui, de surcroît, est de moins en moins importante, peut expliquer l'augmentation du nombre d'offres au prix de réserve.

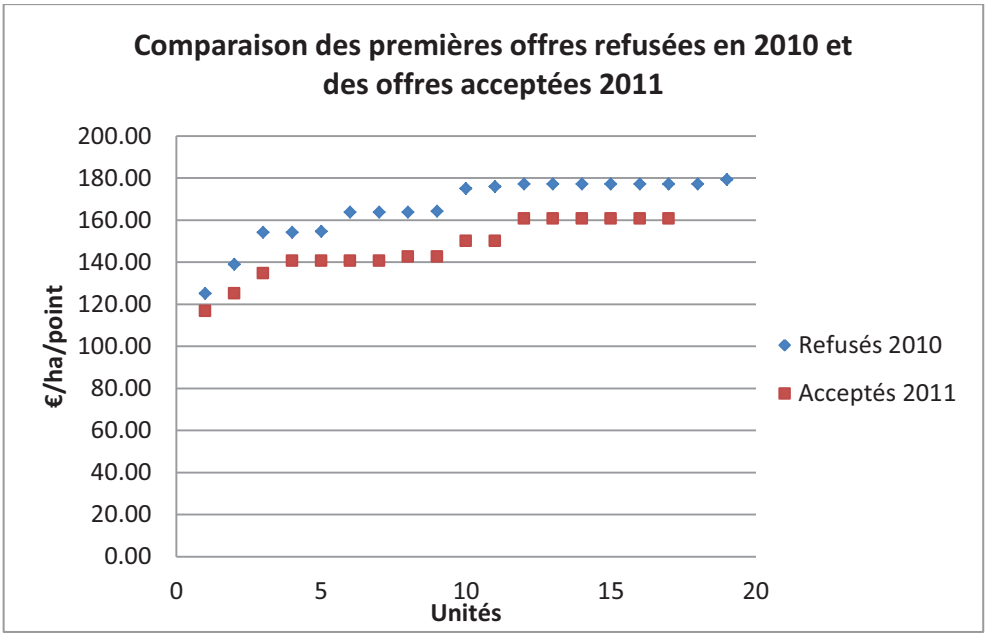


Figure 36 : Comparaison des offres refusées en 2010 avec les offres acceptées en 2011

On constate ainsi l'intérêt d'inciter les agriculteurs non-sélectionnés à resoumettre leur dossier, voir des dossiers améliorés, si l'Agence de l'Eau ou les conseillers de la chambre d'agriculture peuvent leur donner des indications sur la façon d'améliorer leur offre (diminuer le montant demandé,

réduire l'utilisation de fertilisants, etc…), sans pour autant dévoiler le détail de la note technique et géographique.

4.2.3. Comparaison aux MAEt

Dans la région Nord-Pas-de-Calais, seuls deux territoires à enjeu eau sont ouverts en 2013 (site internet de la DRAAF Nord Pas-de-Calais). Chacun de ces territoires propose une MAEt de création et gestion extensive de prairie pour des parcelles en grandes cultures, dont les cahiers des charges sont équivalents. La seule différence entre ces deux MAEt réside dans la limite de fertilisation autorisée qui est de 100 unités d'azote par hectare et par an dans l'un et de 90 UN/ha/an dans l'autre. Ainsi, le montant proposé dans le premier territoire est de 242€/ha/an (MAEt 1) et 274€/ha/an dans le second (MAEt 2). Aucune mesure concernant les parcelles en cultures légumières n'est proposée sur ces territoires. Si l'on étend la comparaison aux MAEt proposées sur les territoires ayant d'autres enjeux (zones humides ou érosion) les montants des MAEt de conversion en prairie varient de 242 à 450€/ha/an selon les territoires, et le niveau de contrainte sur la fertilisation et sur les dates de fauche. Ces montants peuvent aller jusqu'à 551€/ha/an pour les parcelles en cultures légumières.

Du fait de l'ancrage fort des montants demandés à 450€/ha/an et du manque de prise en compte de la concurrence par les agriculteurs, l'enchère Artois-Picardie ne peut pas être considérée comme étant révélatrice, et il est possible que les agriculteurs soient surcompensés. De ce fait, elle n'est peut-être pas plus efficace budgétairement que le dispositif MAEt à prix fixe. Mais cette enchère pilote ne s'est pas déroulée selon un protocole 'expérimental' et ne permet donc pas de comparer directement sa performance à celle des MAEt. Deux manières peuvent néanmoins être envisagées pour effectuer une comparaison.

Premièrement, chacune des offres faites par les agriculteurs peut être 'convertie' en MAEt équivalente de manière à comparer les résultats de chacun des dispositifs pour un budget équivalent (Tableau 44 et Tableau 45 comparés au Tableau 42). Il semblerait qu'avec les MAEt proposées sur les territoires à enjeu eau, une plus grande surface aurait pu être convertie en prairie, avec un bénéfice environnemental espéré supérieur. On ne peut cependant pas prendre en compte les résultats concernant la localisation des parcelles, car il n'est pas possible de reconstituer la note géographique des MAEt. De plus, rien ne permet de garantir que les agriculteurs auraient accepté de participer aux montants proposés par les MAEt. Si les montants demandés par les agriculteurs souhaitant engager des parcelles en grandes cultures au cours de l'enchère reflètent effectivement leur consentement à recevoir, alors, il est peu probable qu'ils aient adopté les MAEt dont les montants sont généralement inférieurs à 450€/ha/an. Au contraire, les agriculteurs souhaitant engager des parcelles en cultures

légumières, ont tout intérêt, s'ils sont éligibles, à préférer le dispositif MAEt à l'enchère dont le prix de réserve est inférieur à ce qu'ils pourraient obtenir avec le dispositif MAEt (551€/ha/an).

	MAEt 1 (limitation à 100 UN/ha)			
	2010	**2011**	**2012**	**2013**
Surface souscrite (ha)	54.77	83.57	75.05	79.74
Montant total dépensé (€)	66 272.5	101 115.4	90 809.5	96 480.0
Points Techniques	328.62 à 438.16*	501.42 à 668.56*	450.30 à 600.4*	478.44 à 637.92*
Coût à l'hectare (€ / ha souscrit pour 5 ans de contrat)	1210	1210	1210	1210
Coût / bénéfice environnemental (€ / point Technique)	151.25 à 201.67€	151.25 à 201.67€	151.25 à 201.67€	151.25 à 201.67€

** La note technique dépend également de la surface de la parcelle engagée (voir § 4.2.1)*

Tableau 44 : Simulation des résultats du dispositif MAEt (MAEt 1) avec un budget équivalent aux enchères, sous l'hypothèse d'adoption des MAEt par les agriculteurs au montant proposé

	MAEt 2 (limitation à 90 UN/ha)			
	2010	**2011**	**2012**	**2013**
Surface souscrite (ha)	48.37	73.81	66.28	70.42
Montant total dépensé (€)	66 272.50	101 115.40	90 809.50	96 480.0
Points Techniques	290.22 à 386.96*	442.86 à 590.48*	397.68 à 530.24*	422.52 à 563.36*
Coût à l'hectare (€ / ha souscrit pour 5 ans de contrat)	1370	1370	1370	1370
Coût / bénéfice environnemental (€ / point Technique)	171.25 à 228.33	171.25 à 228.33	171.25 à 228.33	171.25 à 228.33

Tableau 45 : Simulation des résultats du dispositif MAEt (MAEt 2) avec un budget équivalent aux enchères, sous l'hypothèse d'adoption des MAEt par les agriculteurs au montant proposé

La deuxième manière de comparer le dispositif MAEt aux enchères Artois Picardie, est d'attribuer aux MAEt proposées sur le bassin versant un score suivant la notation de l'Agence de l'Eau, de façon à voir si les MAEt auraient été sélectionnées, c'est-à-dire qu'elles sont au moins aussi coût-efficaces (ratio bénéfices/coûts) que les offres sélectionnées par le mécanisme d'enchère. Les MAEt concernant les cultures légumières, dont le montant est supérieur à 450€/ha, n'auraient pas été éligibles pour l'appel à projets. Pour les parcelles en grandes cultures, prenons l'exemple de la MAEt de conversion de prairie et gestion extensive (274 €/ha/an), qui est la mesure la moins exigeante des deux MAEt de conversion en prairie proposées dans la région Nord-Pas-de-Calais. Si cette MAEt avait été une offre d'un agriculteur, sa note technique selon la notation de l'Agence de l'Eau aurait été de 6 pour une surface convertie inférieure à 1 hectare et de 8 pour une surface supérieure à 2 hectares. La note attribuée au montant aurait été de 2. Ainsi, sa note géographique aurait dû être au minimum de 4 pour être acceptée en 2010 (score limite fixé par la contrainte de budget étant de 14 en 2010), 5 en 2011 (score limite de 15). En 2012, du fait de la faible concurrence, cette offre aurait été acceptée

quelle que soit sa note géographique (non nulle). En conclusion, plus la concurrence est importante, plus le dispositif d'enchère permet d'améliorer le ciblage géographique des MAE.

Finalement, une comparaison plus poussée de l'enchère au dispositif MAEt serait nécessaire. Pour cela il conviendrait de collecter les données concernant les MAEt effectivement contractualisées, données dont nous ne disposons pas. Dans l'idéal, des données géo-localisées permettraient également d'évaluer la performance de chaque dispositif pour le ciblage des mesures sur les zones les plus vulnérables.

5. Conclusion

L'utilisation d'enchères pour l'allocation de contrats agro-environnementaux par l'Agence de l'eau Artois-Picardie est une expérience visant à améliorer l'efficacité de l'allocation du budget disponible pour atteindre un meilleur bénéfice environnemental. L'appel à projets permet en théorie de réduire la surcompensation grâce à la mise en concurrence des contractants, et d'améliorer leur sélection en utilisant à la fois des critères de coûts et des indicateurs de bénéfice environnemental. S'il ne nous est pas possible de conclure quant à la performance de l'enchère, ni de la comparer aux MAEt proposées en Artois-Picardie, on peut constater que ce dispositif a permis aux agriculteurs sélectionnés d'adopter un cahier des charges adapté à la fois au projet agro-environnemental qu'ils souhaitent mettre en œuvre sur leur exploitation et aux objectifs environnementaux de l'Agence de l'Eau Artois-Picardie. Une enquête complémentaire sur les motivations des agriculteurs qui ont participé et leur perception de l'appel à projet pourrait être intéressante à mener pour approfondir l'analyse de l'acceptabilité de ce type de dispositif.

Le premier obstacle à une allocation généralisée des contrats agro-environnementaux par appels à projets est la perception globalement négative qu'en ont les acteurs en charge de la mise en œuvre des MAE. Ils s'accordent à dire que ce mécanisme est intéressant pour l'émergence de pratiques innovante et adaptées aux exploitations agricoles pour répondre aux objectifs environnementaux des territoires. Mais la plupart d'entre eux sont réticents à la mise en concurrence des agriculteurs dans un contexte où l'on cherche à les mobiliser collectivement autour d'enjeux de préservation de ressources communes. Par conséquent, ils pensent en majorité que son utilisation est à étudier au cas par cas. Cependant, certaines des limites des mécanismes d'appels à projet qu'ils perçoivent peuvent être solutionnées. Par exemple, leur réticence à demander aux agriculteurs de monter des dossiers qui peuvent ne pas être retenus peut être levée en préselectionnant les agriculteurs volontaires sur la base d'une simple déclaration d'intérêt. Pour pallier aux difficultés que pourraient avoir les agriculteurs dans la construction de leurs offres, un accompagnemment peut leur être

proposé. Finalement, les enchères peuvent être utilisées pour sélectionner des projets de groupes d'agriculteurs, ce qui permettrait de conserver la dimension collective qui semble être préférable pour la gestion d'un enjeu environnemental local.

La deuxième difficulté pour la mise en œuvre d'enchères pour l'allocation de contrats agro-environnementaux est celle de classer les projets. Plus précisément, la définition d'une règle de notation pertinente qui prenne éventuellement en compte plusieurs enjeux environnementaux est problématique. Même s'il est clair qu'il s'agit de maximiser un bénéfice environnemental pour un budget donné et que le bénéfice de chaque projet doit être rapporté à un coût par hectare et par an, il peut être parfois complexe d'attribuer une note synthétique mesurant objectivement les bénéfices environnementaux de différents projets très variés dans leurs pratiques agricoles et dans leur impact environnemental. En l'absence de système de notation, rien n'empêche d'utiliser les enchères pour fixer ne serait-ce que les montants demandés par les agriculteurs pour les mesures standards offertes. Si, au contraire, il est possible de construire un système de notation permettant de mesurer l'impact environnemental des offres, l'idéal est d'utiliser des modèles bio-physiques, couplés à des méthodes de valorisation économique (Chang *et al.,* 2011). Un format d'enchère où les agriculteurs proposent eux-mêmes les pratiques qu'ils souhaitent adopter pour un montant donné, éventuellement parmi un menu de mesures, peut alors être utilisé. C'est d'ailleurs un format qui serait mieux perçu par les agriculteurs d'après les répondants à l'enquête nationale, car il faciliterait la construction des offres et éviterait l'ancrage des montants demandés au prix de réserve. Le format de l'enchère Artois-Picardie se rapproche finalement de ce format du fait du fort ancrage des offres à 450€/ha/an.

L'analyse de cette expérience nous a également permis de mettre en évidence l'importance de la gestion de l'information, d'autant plus dans un contexte français où les agriculteurs ne sont pas familiers de ces mécanismes d'allocation des contrats AE. Il est important de bien informer les agriculteurs et les conseillers sur ce nouveau mode d'attribution des contrats afin de les inciter à proposer des projets compétitifs, mais aussi pour limiter les déceptions évoquées plus haut en cas de non-financement. L'information concernant le détail du système de notation, le prix de réserve et les résultats des enchères précédentes doit être diffusée avec précaution de façon à limiter les biais d'ancrage et les offres stratégiques. Le principe d'une sélection des offres sur la base d'un ratio bénéfice / coût doit être annoncé clairement pour que la concurrence soit effectivement prise en compte.

L'utilisation d'enchères à plusieurs rounds peut permettre de faciliter l'apprentissage du mécanisme d'enchère lorsque les participants sont peu familiers avec ce type de dispositif. Rolfe *et al.* (2009) ont

testé par l'utilisation de field experiments les comportements d'agriculteurs pendant des enchères agro-environnementales sous plis scellé et à prix discriminant, et montrent que l'introduction de plusieurs rounds au cours d'une enchère peut améliorer l'efficacité du mécanisme. Les participants peuvent ainsi apprendre à faire des offres plus concurrentielles au fur et à mesure des rounds. Mais la concurrence doit être maintenue au cours de l'enchère en ne dévoilant aucune information sur les offres gagnantes et perdantes des autres participants d'un round à l'autre, de manière à limiter les risques de collusion. La mise en œuvre de plusieurs rounds risque cependant d'augmenter les coûts de mise en œuvre de l'enchère, à la fois pour l'Agence et pour les agriculteurs. L'augmentation des coûts de transactions lors de l'utilisation d'un appel à projets plutôt qu'un dispositif de paiement à prix fixe tel que les MAEt est d'ailleurs une préoccupation qui mériterait d'être approfondie, pour compléter une analyser comparative de ces deux types de dispositifs.

Finalement, la demande de justification des montants demandés, imposée par la Commission européenne qui stipule que les paiements aux agriculteurs doivent compenser uniquement « les coûts supplémentaires et la perte de revenus dus aux engagements pris », est contre-productive dans un contexte d'enchères agro-environnementales. D'une part, cette justification ne permet pas à l'agriculteur de prendre en compte les coûts de transaction qu'il supporte et il a été montré que ces coûts de transaction sont un des obstacles majeurs à la souscription des agriculteurs aux mesures agro-environnementales. D'autre part, elle enferme l'agriculteur dans une logique de calcul de coût. Or, le consentement à recevoir des agriculteurs n'est pas uniquement basé sur des coûts monétaires. Il est possible qu'il souhaite s'engager pour des montants bien inférieurs à ses coûts monétaires pour des raisons de motivation. Lui imposer de justifier la prime demandée sur la base de ses coûts peut évincer ces autres motivations.

Conclusion générale

Face aux enjeux environnementaux et sanitaires liés à la contamination des ressources en eau par les pesticides utilisés en agriculture, un des principaux outils mobilisé en France pendant la période 2007-2013 a été le dispositif des Mesures Agro-environnementales territorialisées (MAEt). Ces mesures ont été proposées uniquement sur les territoires prioritaires au titre de la Directive Cadre européenne sur l'Eau, et sur les captages 'Grenelle', sur lesquels l'enjeu de restauration de la qualité de l'eau est particulièrement fort pour le fonctionnement des écosystèmes aquatiques et l'alimentation en eau potable de la population. Cette thèse propose ainsi une évaluation de ces MAEt et deux pistes de dispositifs innovants pour améliorer l'acceptabilité des mesures par les agriculteurs. Pour cela, nous avons réalisé des analyses empiriques basées, pour la première partie de la thèse, sur : (i) une analyse des contrats proposés dans le cadre des MAEt sous l'angle de la théorie des contrats, (ii) sur plusieurs enquêtes auprès des agriculteurs et des différentes parties prenantes en charge de la mise en œuvre du dispositif, mais également, (iii) sur une évaluation économétrique de l'impact des MAEt sur les pratiques des agriculteurs. Finalement, les deux dispositifs proposés dans la seconde partie de la thèse, l'introduction d'une dimension collective dans les contrats et l'utilisation d'appels à projets agro-environnementaux, ont été testés auprès des agriculteurs concernés par deux méthodes. La première est celle de la modélisation des choix par une enquête de préférences déclarées (choice modeling), la seconde est une étude de cas d'une expérience pilote menée en conditions réelles par l'Agence de l'Eau Artois-Picardie et au cours de laquelle nous avons pu intervenir.

Le **chapitre 1** montre que l'introduction de l'échelle territoriale pour la mise en œuvre des MAE visant l'amélioration de la qualité de l'eau a effectivement permis de réunir les acteurs d'un territoire autour d'une problématique environnementale commune, et de faciliter le dialogue avec les agriculteurs volontaires par la reconnaissance de leur rôle dans la protection de l'environnement. Mais, les mesures proposées ne semblent pas toujours remporter l'adhésion des agriculteurs, en particulier parmi les agriculteurs les plus intensifs. Si une partie des agriculteurs qui n'ont pas souhaité s'engager incrimine l'importance des coûts de transaction liés à l'adoption des MAEt, comme les charges administratives, la complexité du dispositif ou le poids des contrôles, ils dénoncent également un cahier des charges trop contraignant et un montant insuffisant.

Le **chapitre 2** met en évidence, que, au-delà du rôle de sensibilisation locale que peut avoir eu le dispositif MAEt, ces mesures ont effectivement eu un impact sur les pratiques des agriculteurs

engagés, du moins dans le cas étudié des viticulteurs de la région Languedoc-Roussillon. Ce résultat est d'autant plus satisfaisant que le système de sélection des participants, basé sur une auto-sélection des agriculteurs volontaires, aurait pu engendrer de forts effets d'aubaines. Contrairement à cela, les viticulteurs engagés en 2010 ont réduit de 42 % leur utilisation d'herbicides en 2011 par rapport aux pratiques qu'ils auraient eues en l'absence des MAEt. Ce résultat positif peut certainement être lié à la décentralisation du dispositif, en particulier l'introduction des animateurs de territoire, dont le rôle est clé dans la mise en œuvre du dispositif et la sélection des participants. De plus, l'analyse réalisée dans ce chapitre montre qu'il est possible de réaliser une évaluation quantitative de l'impact de ce dispositif à partir du suivi annuel des pratiques des agriculteurs engagés tel qu'il est déjà mis en œuvre et du recensement agricole. Cette évaluation pourrait être menée à plus grande échelle à condition que la collecte et la saisie des données contenues dans ces documents soient simplifiées.

Cependant l'évaluation réalisée dans cette première partie n'est que partielle. D'une part, elle ne tient pas compte des coûts administratifs de mise en œuvre du dispositif, en particulier la mobilisation de nombreux animateurs, et agents de l'Etat ou d'autres structures impliquées telles que les Agences de l'Eau ou les collectivités. Elle ne permet pas non plus de connaître l'impact des mesures sur la qualité de l'eau, ce qui permettrait de réaliser une réelle analyse coûts bénéfices du dispositif MAEt.

La principale conclusion de la **première partie** est que, si les mesures peuvent effectivement avoir un impact sur ceux qui y participent, les taux de participations sont trop faibles car les mesures ne sont pas assez attrayantes pour les agriculteurs. Un des enjeux pour la prochaine programmation de la PAC est donc d'augmenter les taux de contractualisation. Ceci explique certainement l'intérêt du ministère et globalement de l'ensemble des acteurs de la mise en œuvre des MAE pour les démarches collectives en vue de la prochaine programmation de la PAC (2014-2020), mis en évidence au cours de l'enquête nationale. Cela repose sur l'idée que de forts taux de contractualisation peuvent faciliter la diffusion des pratiques pro-environnementales, notamment par des effets de 'normes sociales'. De fait, l'enquête de choice modeling présentée dans le **chapitre 3** montre que l'introduction d'une dimension collective dans les MAE peut avoir un impact positif sur la contractualisation des agriculteurs. La 'motivation sociale' des agriculteurs peut donc être un levier mobilisable pour améliorer les taux de participation aux dispositifs agro-environnementaux. En effet, la majorité des viticulteurs du Languedoc-Roussillon valorise le fait de ne pas être seuls à faire des efforts environnementaux sur leur territoire pour atteindre un objectif environnemental qui bénéficie à tous. Ainsi, l'introduction d'un bonus, conditionné à l'atteinte d'un seuil de contractualisation de 50% des surfaces du vignoble permettrait d'augmenter les taux de

contractualisation des mesures, et augmenterait la surface engagée par les viticulteurs qui n'engagent qu'une partie de leur vignoble. De plus, le consentement à recevoir moyen négatif (-178€/ha/an) des viticulteurs pour que ce bonus soit proposé montre que des mesures incluant ce bonus pourraient réduire les coûts à l'hectare du dispositif.

L'expérience de l'appel à projets pour la création de prairie en Artois-Picardie analysée dans le **chapitre 4** est plus décevante en ce qui concerne sa capacité à augmenter l'acceptabilité du dispositif agro-environnemental. On pouvait espérer une meilleure appropriation du dispositif par les agriculteurs du fait de la liberté qui leur est laissée pour construire le cahier des charges et la possibilité (limitée dans le cas de l'enchère Artois-Picardie) d'adapter le montant demandé à leur propre consentement à recevoir. Mais, le manque d'engouement constaté au cours de l'enquête nationale pour ce type de mécanisme de sélection, même si les animateurs et agents de l'Etat enquêtés s'accordent à dire que ce mécanisme favoriserait l'implication des agriculteurs dans le projet agro-environnemental du territoire, peut être expliqué par le trop faible nombre d'agriculteurs volontaires sur certains territoires à enjeu eau. La question de l'efficience de la sélection des participants n'est pas vraiment celle qui préoccupe les acteurs responsables de la mise en œuvre des MAEt en premier lieu. On voit bien d'ailleurs que le nombre de participants à l'enchère Artois-Picardie est faible et que la concurrence est insuffisante. De fait, comme le soulignent les répondants à l'enquête nationale, les enchères mettent en concurrence les agriculteurs et ne contribuent pas à l'effet d'émulation espéré pour les projets de territoires. Ce type de mécanisme serait plus pertinent dans un contexte où le nombre de volontaires dépasserait le nombre de participants suffisant pour atteindre l'objectif environnemental fixé, ou le budget alloué.

De plus, les enchères ne sont pas nécessairement incompatibles avec les incitations collectives. Par exemple, certaines enchères peuvent mieux valoriser les offres jointes ayant des effets de synergie sur l'environnement, faites par un collectif d'agriculteurs, de manière à inciter les agriculteurs à coordonner leurs offres pour augmenter leur probabilité d'être sélectionnés sans avoir recours à un mécanisme de bonus (Reeson *et al.,* 2011). Ceci sous-entend cependant un nombre important de participants potentiels à l'enchère pour maintenir un niveau de concurrence suffisant et éviter les effets de collusion. Ce type de mécanisme est une piste intéressante de développement pour les contrats agro-environnementaux, qui allie les avantages des enchères (efficacité budgétaire et allocative) et celles des contrats collectifs (meilleur taux de participation, normes sociales, synergies…), dès lors que le nombre d'agriculteurs volontaires est suffisant.

Le dernier résultat qui mérite d'être souligné est celui de l'hétérogénéité des agriculteurs, mise en évidence dans le chapitre 3. On trouve ainsi trois classes d'agriculteurs : une première classe déjà

motrice dans la réduction des pesticides mais qui reste volontaire pour aller plus loin dans cette démarche. Une deuxième classe, 'moyenne', qui est encore attachée à l'utilisation des pesticides pour garantir les rendements mais qui serait prête à changer de pratiques à condition d'être accompagnée par un dispositif de type MAE, des conseillers et que cela s'insère dans une démarche collective. La troisième classe correspond aux agriculteurs les plus réticents aux changements de pratiques et qu'aucune incitation financière ne pourrait motiver. Avec le dispositif tel qu'il est conçu actuellement, nous avons vu que les agriculteurs qui sont les plus susceptibles de contractualiser des MAE de réduction des herbicides sont ceux qui ont déjà les meilleures pratiques, ce qui risque de limiter l'impact global du dispositif sur la qualité des ressources en eau. Par exemple, les agriculteurs qui contractualisent des MAEt de réduction des herbicides en Languedoc-Roussillon (chapitre 2), sont très certainement ceux qui utilisent déjà moins d'herbicides que la moyenne en l'absence de MAEt. En effet, ils correspondent aux viticulteurs de la classe 1 identifiée dans le chapitre 3[55]. Or, le montant moyen (187€/ha/an) dépensé pour les MAEt de réduction des herbicides en viticulture dans la région correspond au consentement à recevoir mesuré pour les viticulteurs de cette classe[56] mais est largement inférieur à celui des viticulteurs des autres classes. Par conséquent, on peut anticiper que si les MAEt actuelles étaient proposées à l'ensemble des viticulteurs de la région, seuls les plus petits utilisateurs d'herbicides (classe 1) contractualiseraient effectivement. Ainsi, pour atteindre les objectifs de bon état des eaux dans les délais impartis, la combinaison de divers mécanismes d'intervention pourrait être nécessaire. Pour certains agriculteurs, les plus réticents aux changements de pratiques, la seule solution semble être la mise en œuvre d'une réglementation sur le niveau de pesticides qui peut être utilisé (avec les contrôles nécessaires pour qu'elle soit respectée). Cette réglementation devrait être conçue de manière à n'affecter que les plus gros utilisateurs d'intrants (classe 3), de façon à atteindre un niveau environnemental minimum selon le principe pollueur payeur, et dans la lignée du verdissement de la PAC. Pour les autres agriculteurs, le principe '*provider gets*' pourrait s'appliquer, avec par exemple la mobilisation d'incitations collectives et un accompagnement technique et administratif, permettant d'atteindre un niveau environnemental satisfaisant. La question de la sélection des participants, par des mécanismes d'enchère par exemple, peut être une bonne solution pour financer des agriculteurs ou groupes d'agriculteurs qui souhaitent aller au-delà de l'effort environnemental satisfaisant.

[55] L'enquête du chapitre 3 était adressée à tous les viticulteurs du LR, et non pas uniquement ceux éligibles aux MAEt, la classe 1 intègre donc des viticulteurs similaires à ceux qui ont contractualisé, sauf qu'ils ne sont pas éligibles.

[56] Les viticulteurs de la classe 1 ont un consentement à recevoir moyen de 5,45€/ha/an pour la réduction d'1 point d'IFT, avec un écart type de 0,98€/ha/an. Pour une réduction de 42%, qui est l'impact mesuré des MAEt sur l'utilisation d'herbicide des viticulteurs engagés, leur consentement à recevoir moyen est donc de 229€/ha et par an, avec un écart type correspondant de 41,16€/ha/an.

Cette thèse a permis de mettre en évidence des éléments intéressants, comme l'effet chez les viticulteurs du Languedoc-Roussillon de la motivation sociale sur la décision de participer à un dispositif agro-environnemental, ou l'effet du système de notation ou de l'information révélée aux participants lors de l'enchère Artois-Picardie. Cependant, ces constats restent basés sur des études de cas spécifiques. La généralisation de ces résultats nécessite donc des analyses supplémentaires. Une solution est de tester la robustesse de ces effets dans d'autres contextes ou au contraire dans un environnement décontextualisé comme celui d'un laboratoire d'économie expérimentale. Associée à une analyse par l'économie comportementale, l'économie expérimentale, en laboratoire ou sur le terrain, peut permettre de tester des programmes agro-environnementaux innovants, intégrant dans leur design des 'nudges' verts et prenant en compte les risques de biais comportementaux. Cet outil peut également être mobilisé pour approfondir les questions relatives au design des enchères agro-environnementales (format de paiement, éventuellement définition et annonce d'un prix de réserve), à la définition du score environnemental nécessaire à la sélection des participants ou au rôle des conseillers dans la construction des offres et la diffusion de l'information.

Pour finir, une des préoccupations qui reste entière est celle de la durabilité des changements de pratiques opérés. En effet, le dispositif a été conçu pour accompagner une phase de transition, le temps de l'internalisation des coûts supplémentaires liés au changement de pratiques par les agriculteurs, mais ce financement n'est pas destiné à être permanent. Un autre avantage des engagements collectifs est qu'ils facilitent une structuration de la valorisation des efforts environnementaux, par le biais de labels par exemple, et favorisent ainsi la pérennisation des changements de pratiques. La valorisation collective des efforts environnementaux peut cependant se heurter à la difficulté de concilier les différentes échelles de fonctionnement : l'échelle du bassin versant pour l'objectif environnemental et la contractualisation des MAEt, l'échelle de la filière ou du territoire de la coopérative pour la valorisation de la production. La question des moyens de pérennisation des changements de pratiques induits par les MAE reste donc à explorer.

Bibliographie

Abadie, A., & Imbens, G. (2002). Simple and bias-corrected matching estimators for average treatment effects. NBER Technical working paper n°283, 57p.

Adamowicz, W., Boxall, P. Williams, M. & Louvière, J. (1998). Stated preference approaches for measuring passive use values: Choice experiments and contingent valuation. American Journal of Agricultural Economics, 80(1), 64-75.

Agreste (2011a). Recensement Agricole 2010 : Centre, premières tendances. Agreste Résultats, n°184, 4p.

Agreste (2011b). Recensement Agricole 2010 : Languedoc- Roussillon, premières tendances. Agreste Données, 4p.

Agreste (2012a). Pratiques phytosanitaires dans la viticulture en 2010 : Moins de désherbants dans les vignes. Primeur N° 288, 8p.

Agreste (2012b). Pratiques phytosanitaires dans la viticulture en 2010 : Fortes disparités de protection contre l'oïdium et le mildiou. Primeur N° 289, 8p.

Allaire, G., Cahuzac, E., & Simioni, M. (2009). Contractualisation et diffusion spatiale des mesures agro-environnementales herbagères. Revue d'Etudes en Agriculture et Environnement, 90(1), 23–50.

Amblard, L. (2012). The potential of collective action for the control of nonpoint source pollution in European rural areas, Working paper, UMR Métafort, 21 p.

Banerjee, S., Wasnica, A. & Shortle, J. (2012). Agglomeration bonus in small and large local networks: A laboratory examination of spatial coordination. Ecological Economics, 84, 142-152.

Barbut, L. (2009). L'évaluation ex post du PDRN : un regard instructif sur le passé pour améliorer l'avenir. Notes et études socio-économiques, Ministère de l'agriculture et de la pêche, Centre d'études et de prospective, 33 (Novembre 2009), 7–40.

Baschet, J.-F. (2009). Le soutien à l'agroenvironnement en France sur la période 2000-2006. Notes et études socio-économiques. Ministère de l'agriculture et de la pêche, Centre d'études et de prospective, 33 (Novembre 2009), 41–66.

Beckmann, V., Eggers, J., & Mettepenningen, E. (2009). Deciding how to decide on agri-environmental schemes: the political economy of subsidiarity, decentralisation and participation in the European Union. Journal of Environmental Planning and Management, 52(5), 689–716.

Beharry-Borg, N., Smart, J., Termansen, M., & Hubacek, K. (2012). Evaluating farmers' likely participation in a payment programme for water quality protection in the UK uplands. Regional Environmental Change, 1–15.

Benabou R., Tirole J. (2012), Laws and Regulation, IZA Discussion Paper N°6290 Institute for the Study of Labor (IZA), 47 pages.

Bernheim, D. (1994). A theory of conformity. Journal of Political Economy, 102 (5): 841-876.

Bikhchandani, S., Hirshleifer, D. & Welch, I., (1998). Learning from the behavior of others: conformity, fads and informational cascades. Journal of Economic Perspectives 12: 151-70.

Blackman, A., & Naranjo, M. (2012). Does eco-certification have environmental benefits? Organic coffee in Costa Rica. Ecological Economics, 83, 58–66.

Bougherara, D., & Ducos, G. (2006). Farmers' preferences over compensation contract flexibility and duration: an estimation of the effect of transaction costs using choice experiment. 1ère Journée de l'European School on New-Institutional Economics. Université de Paris-Sud XI.

Broch, S., & Vedel, S. (2011). Using Choice Experiments to Investigate the Policy Relevance of Heterogeneity in Farmer Agri-Environmental Contract Preferences. Environmental and Resource Economics, 1–21.

Broch, S. W., Strange, N., Jacobsen, J. B., & Wilson, K. A. (2012). Farmers' willingness to provide ecosystem services and effects of their spatial distribution. Ecological Economics, 9p.

Brown, L. K., Troutt, E., Edwards, C., Gray, B., & Hu, W. (2011). A Uniform Price Auction for Conservation Easements in the Canadian Prairies. Environmental and Resource Economics, 50(1), 49–60.

Cahuzac E., & Bontemps C. (2008). Stata par la pratique : statistiques, graphiques et éléments de programmation. Stata press. 254p.

Canton, J., Cara, S. De, & Jayet, P. A. (2009). Agri-environmental schemes: Adverse selection, information structure and delegation. Ecological Economics, 68, 2114–2121.

Cardona, A., Lamine, C., & Hochereau, F. (2012). Mobilisation et animation territoriale autour des réductions d'intrants. Revue d'Etudes en Agriculture et Environnement, 93(1), 49–70.

Cason, T. N., & Gangadharan, L. (2004). Auction Design for Voluntary Conservation Programs. American Journal of Agricultural Economics, 86(5), 1211–1217.

Cason, T. N., & Gangadharan, L. (2005). A Laboratory Comparison of Uniform and Discriminative Price Auctions for Reducing Non-point Source Pollution. Land Economics, 81(1), 51–70.

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

Chabé-Ferret, S., & Subervie, J. (2010). Estimation des effets propres des mesures agro-environnementales du plan de développement rural national 2000-2006 sur les pratiques des agriculteurs. Cemagref, UMR Métafort, Ministère de l'Alimentation, de l'Agriculture et de la Pêche, Ministère de l'Écologie, de l'Énergie, du Développement Durable et de la Mer. 248p.

Chabé-Ferret, S., & Subervie, J. (2013). How much green for the buck? Estimating additional and windfall effects of French agro-environmental schemes by DID-matching. Journal of Environmental Economics and Management, 65(1), 12–27.

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.

Chen, X., Lupi, F., He, G., & Liu, J. (2009). Linking social norms to efficient conservation investment in payments for ecosystem services. Proceedings of the National Academy of Sciences of the United States of America, 106(28), 11812–7.

ChoiceMetrics (2012). N-gene 1.1.1 : User Manual & Reference Guide. 248p.

Christensen, T., Pedersen, A. B., Nielsen, H. O., Mørkbak, M. R., Hasler, B., & Denver, S. (2011). Determinants of farmers' willingness to participate in subsidy schemes for pesticide-free buffer zones, A choice experiment study. Ecological Economics, 70(8), 1558–1564.

Claassen, R., Cattaneo, A., & Johansson, R. (2008). Cost-effective design of agri-environmental payment programs: U.S. experience in theory and practice. Ecological Economics, 65(4), 737–752.

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

February 2005, of the 49th Annual Conference of the Australian Agricultural and Resource Economics Society, Coffs Harbour, 9-11 February 2005. 25p.

Collier, A., Cotteril, A., Everett, T., Muckme, R., Pike, T., & Vanstone, A. (2010) Understanding and influencing behaviours: a review of social research, economics and policy-making, in Defra, Discussion Paper, 40 p.

Colombo, S., Hanley, N., & Louviere, J. (2009). Modeling preference heterogeneity in stated choice data: an analysis for public goods generated by agriculture. Agricultural Economics, 40(3), 307–322.

Commission Européenne (2005). Agri-environment measures, overview on general principles, types of measures and application, 24 pages, Directorate General for agriculture and rural development (http://ec.europa.eu/agriculture/publi/reports/agrienv/rep_en.pdf).

Connor, J. D., Ward, J. R., & Bryan, B. (2008). Exploring the cost effectiveness of land conservation auctions and payment policies. Australian Journal of Agricultural and Resource Economics, 52(3), 303–319.

Cook, D.O., Kieschnick, R. & McCullough, B.D. (2008). Regression analysis of proportions in finance with self selection. Journal of Empirical Finance 15: 860-867.

CGAAER, Conseil général de l'agriculture, de l'alimentation et des espaces ruraux (2009). Evaluation de la mise en œuvre 2007-2008 du PVE et des MAET enjeu EAU du programme de développement rural hexagonal. Rapport CGAAER n° 1904, 41p.

Cour des comptes européenne (2011). L'aide agroenvironnementale est-elle conçue et gérée de manière satisfaisante ? Rapport spécial n° 7/2011, 75p.

Cummings, R. G., Holt, C. a., & Laury, S. K. (2004). Using laboratory experiments for policymaking: An example from the Georgia irrigation reduction auction. Journal of Policy Analysis and Management, 23(2), 341–363.

Davies, A.M., & Laing, R. (2002). Designing Choice Experiments Using Focus Groups: Results from an Aberdeen Case Study. Forum Qualitative Social Research, 3(3).

de Caix, C. (2012) L'année économique et sociale 2012 en Languedoc-Roussillon, Agriculture et viticulture. Rapport de l'INSEE, 25-27.

Defrancesco, E., Gatto, P., Runge, F., & Trestini, S. (2008). Factors Affecting Farmers' Participation in Agri-environmental Measures: A Northern Italian Perspective. Journal of Agricultural Economics, 59(1), 114–131.

Desjeux, Y., Dupraz, P., & Thomas, A. (2011). Les biens publics en agriculture, une voie vers l'écologisation de la PAC. In Colloque « Ecologisation des politiques publiques et des pratiques agricoles ». Avignon, France.

Dittmer, F., & Groth, M. (2010). Towards an agri-environmental index for biodiversity conservation payments schemes. University of Luneburg Working Papers Series in Economics, p. 23.

Ducos, G. & Dupraz, P. (2007). The asset specificity issue in the private provision of environmental services: Evidence from agro-environmental contracts, 8th International Meeting of the Association for Public Economy Theory, Nashville, Tennessee.

Ducos, G., Dupraz, P., & Bonnieux, F. (2009). Agri-environment contract adoption under fixed and variable compliance costs. Journal of Environmental Planning and Management, 52(5), 669–687.

Dupraz, P., Vermersch, D., Henry De Frahan, B., & Delvaux, L. (2003). The Environmental Supply of Farm Households. Environmental and Resource Economics, 25, 171–189.

Dupraz, P., & Pech, M. (2007). Effets des mesures agri-environnementales. INRA Sciences Sociales, n°2-3, septembre 2007, 1-6.

Dupraz, P., Latouche, K., & Turpin, N. (2009). Threshold effect and co-ordination of agri-environmental efforts. Journal of Environmental Planning and Management, 52(5), 613–630.

Eftec (2005). Economic Evaluation of Environmental Impacts in the Severely Disadvantaged Areas. Report to DEFRA, EFTEC Consulting, Percy Street, London.

Eggers, J., Mettepenningen, E., & Beckmann, V. (2008). Assessing The Efficiency Of Local Action Groups And Auctions For Designing And Implementing Agri-Environmental Measures In The Eu - Results From An Expert Survey. German Journal of Agricultural Economics, 57(7), 325–333.

Epices & ADE (2011). Évaluation à mi-parcours du Programme de développement rural hexagonal (PRDH). Rapport final pour le ministère de l'Agriculture, de l'Alimentation, de la Pêche, de la Ruralité et de l'Aménagement du Territoire.

Espinosa-Goded, M., Barreiro-Hurlé, J., & Ruto, E. (2010). What Do Farmers Want From Agri-Environmental Scheme Design? A Choice Experiment Approach. Journal of Agricultural Economics, 61(2), 259–273.

Espinosa-Goded, M., Barreiro-Hurlé, J., & Dupraz, P. (2013). Identifying additional barriers in the adoption of agri-environmental schemes: The role of fixed costs. Land Use Policy, 31, 526–535.

Falconer, K. (2000). Farm-level constraints on agri-environmental scheme participation: a transactional perspective. Journal of Rural Studies, 16, 379–394.

Falconer, K., & Saunders, C. (2002). Transaction costs for SSSIs and policy design. Land Use Policy, 19(2), 157–166.

Ferraro, P. J. (2008). Asymmetric information and contract design for payments for environmental services. Ecological Economics, 65(4), 810–821.

Fougère, D. (2010). Les méthodes économétriques d'évaluation. Revue Française des Affaires Sociales, 1(1-2), 105–128.

Franks, J. R. (2011). The collective provision of environmental goods: a discussion of contractual issues. Journal of Environmental Planning and Management, 54(5), 637–660.

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(1), 190–201.

Fraser, R. (2011). Moral Hazard, Targeting and Contract Duration in Agri-Environmental Policy. In 85th Annual Conference of the Agricultural Economics Society. Warwick University.

Gafsi, M., Legagneux, B., Nguyen, G., & Robin, P. (2006). Towards sustainable farming systems: Effectiveness and deficiency of the French procedure of sustainable agriculture. Agricultural Systems, 90(1-3), 226–242.

Gassiat, A., & Zahm, F. (2013). Améliorer la qualité de l'eau Quelle territorialisation ? Economie Rurale, 333, 81–100.

Gertler, P. J., Martinez, S., Premand, P., Rawlings, L. B., & Vermeersch, C. M. J. (2011). L'évaluation d'impact en pratique (World Bank., p. 252). World Bank.

Gibbons, J. M., Nicholson, E., Milner-Gulland, E. J., & Jones, J. P. G. (2011). Should payments for biodiversity conservation be based on action or results? Journal of Applied Ecology, 48(5), 1218–1226.

Glebe, T. W. (2008). Scoring two-dimensional bids: how cost-effective are agri-environmental auctions? European Review of Agricultural Economics, 35(2), 143–165.

Glebe, T. W. (2013). Conservation Auctions: Should Information about Environmental Benefits Be Made Public? American Journal of Agricultural Economics, 95(3), 590–605.

Greene, W. H. (2010). Testing hypotheses about interaction terms in nonlinear models. Economics Letters, 107, 291-296.

Groth, M. (2005). Auctions in an outcome-based payment scheme to reward ecological services in agriculture – Conception , implementation and results. In 45th Congress of the Regional Science Association. Amsterdam, 23-27th August 2005. 17p.

Grout, C. (2009). Incentives for spatially coordinated land conservation: a conditional agglomeration bonus, Annual meeting of the Agricultural and Applied Economics Association, July 26-29, 2009.

Hajkowicz, S., Collins, K., & Cattaneo, A. (2009). Review of Agri-Environment Indexes and Stewardship Payments. Environmental Management, 43(2), 221–236.

Hailu, A., & Schilizzi, S. (2004). Are Auctions More Efficient Than Fixed Price Schemes When Bidders Learn? Australian Journal of Management, 29(2), 147–168.

Hailu, A., & Thoyer, S. (2006). Multi-unit auction format design. Journal of Economic Interaction and Coordination, 1(2), 129–146.

Hanley, N., Kirkpatrick, H., Simpson, I., & Oglethorpe, D. (1998a). Principles for the Provision of Public Goods from Agriculture : Modeling Moorland Conservation in Scotland. Land Economics, 4(1), 102–113.

Hanley, N., D. MacMillan, R.E. Wright, C. Bullock, I. Simpson, D. Parsisson, et B. Crabtree (1998b). Contingent valuation versus choice experiments : Estimating the benefits of environmentally sensitive areas in Scotland. Journal of Agricultural Economics, 49(1), 1-15.

Hanley, N., Whitby, M., & Simpson, I. (1999). Assessing the success of agri-environmental policy in the UK. Land use policy, 16(1999), 67–80.

Hanley, N., Mourato, S. & Wright, R.E. (2001). *Choice* modelling approaches : a superior alternative for environmental valuation ? Journal of Economic Surveys, 15(3), 435-462.

Hausman, J. & McFadden, D. (1984). Specification Tests for the Multinomial Logit Model. Econometrica, Econometric Society, vol. 52(5), 1219-1240.

Heckman, J.J., Ichimura, H. and Todd, P. E. (1997). Matching as an Econometric Evaluation Estimator: Evidence from Evaluating a Job Training Programme. Review of Economic Studies, 64: 605-654.

Heckman, J. J., Ichimura, H., & Todd, P. (1998). Matching As An Econometric Evaluation Estimator. Review of Economic Studies, 65(2), 261–294.

Hensher, D. A., Rose, J. M., & Greene, W.H. (2005). Applied choice analysis : a primer. Cambridge University Press, 744p.

Hill, M. R. J., McMaster, D. G., Harrison, T., Hershmiller, A., & Plews, T. (2011). A Reverse Auction for Wetland Restoration in the Assiniboine River Watershed, Saskatchewan. Canadian Journal of Agricultural Economics, 59(2), 245–258.

Hodge, I. (2000). Agri-environmental Relationships and the Choice of Policy Mechanism. The World Economy, 23, 257–273.

Hodge, I. (2007). The Governance of Rural Land in a Liberalised World. Journal of Agricultural Economics, 58(3), 409–432.

Hodge, I. (2013). Agri-environmental policy in an era of lower government expenditure : CAP reform and conservation payments. Journal of Environmental Planning and Management, 53(2), 254-270.

Imbens, G. (2004). Nonparametric Estimation of Average Treatment Effects Under Exogeneity: A Review. The Review of Economics and Statistics, 86(1), 4–29.

Institut Français de la Vigne et du Vin (2009). Alternatives au désherbage chimique sous le rang : désherbage mécanique. Collection Itinéraires n° 21, 24p.

Jack, B. K., Leimona, B., & Ferraro, P. J. (2008). A revealed preference approach to estimating supply curves for ecosystem services: use of auctions to set payments for soil erosion control in Indonesia. Conservation biology : the journal of the Society for Conservation Biology, 23(2), 359-367.

Keizer K., Lindenberg S., Steg L. (2008). The Spreading of Disorder. Science, 332, 1681-1685.

Khanna, M., & Ando, A. W. (2009). Science, economics and the design of agricultural conservation programmes in the US. Journal of Environmental Planning and Management, 52(5), 575–592.

Kontogianni, A., Skourtos, M. S., Langford, I.H., Bateman, I.J., & Georgiou, S. (2001). Integrating stakeholder analysis in non-market valuation of environmental assets. Ecological Economics, 37(1), 123-138.

Lacroix, A., Bel, F., Mollard, A. & Sauboua E. (2010). La territorialisation des politiques environnementales, *Développement durable et territoires* [En ligne], Dossier 6 : Les territoires de l'eau, mis en ligne le 01 octobre 2010, consulté le 03 août 2011. URL : *http://developpementdurable.revues.org/1838.*

Lamine, C. (2011). Anticiper ou temporiser : injonctions environnementales et recompositions des identités professionnelles en céréalicultures. Sociologie du travail, 53(1), 75-92.

Lancaster, K. (1966). A new approach to consumer theory. Journal of Political Economy, 74, 132-157.

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.

Latacz-Lohmann, U., & Schilizzi, S. (2005). Auctions for Conservation Contracts: A Review of the Theoretical and Empirical Literature. Report to the Scottish Executive Environment and Rural Affairs Department (Project No: UKL/001/05). 101 p.

Loureiro, M., & Alló, M. (2013). Farmers´ preferences and social norms towards agri-environmental schemes for protecting birds. In European Association of Environmental and Resource Economists 20th Annual Conference, 26 - 29 June 2013, Toulouse, France, 31p.

Louvière, J. J., Hensher, D., & Swait, J. D. (2000). Stated Choice Methods : Analysis and Application. Cambridge University Press, 402p.

Ma, S., Swinton, S. M., Lupi, F., & Jolejole-Foreman, C. (2012). Farmers' Willingness to Participate in Payment-for-Environmental-Services Programmes. Journal of Agricultural Economics, 63(3), 604–626.

McFadden, D. 1974. Conditional logit analysis of qualitative choice behavior. In Frontiers in Econometrics, ed. P. Zarembka, New York: Academic Press: 105-142.

Matzdorf, B., & Lorenz, J. (2010). How cost-effective are result-oriented agri-environmental measures? An empirical analysis in Germany. Land Use Policy, 27(2), 535–544.

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

Méasson, L. (2011) Eau et agriculture : la territorialisation des politiques agro-environnementales au milieu du gué : propositions pour une meilleure efficacité environnementale. Séminaire sur les Mesures agro-environnementales et l'enjeu eau, Montpellier SupAgro - CapEye, 17 novembre 2011. *http://www.supagro.fr/capeye*.

Mettepenningen, E., Verspecht, A., & Van Huylenbroeck, G. (2009). Measuring private transaction costs of European agri-environmental schemes. Journal of Environmental Planning and Management, 52(5), 649–667.

Ministère de l'agriculture (2005). Guide pour une protection durable de la vigne. Direction générale de l'alimentation, Sous-direction de la qualité et de la protection des végétaux. 34p.

Ministère de l'agriculture (2006). Evaluation ex ante du Programme de développement Rural de l'Hexagone 2007-2013, rapport final, 128 p.

Ministère de l'agriculture (2008). Evaluation ex post du Plan de Développement Rural National, Marché CNASEA n° 22-07, Soutien à l'agro-environnement. Synthèse de l'évaluation, 42 p.

Ministère de l'agriculture (2010). Circulaire DGFAR/SDEA/C2010-3059 "mesures agro-environnementales". DGPAAT, 456p.

Ministère de l'agriculture (2011). Programme de développement rural hexagonal 2007- 2013. Tome 2 : Chapitres 5 à 16, 342 p et Tome 4 : Annexe 2 (Dispositions spécifiques à la mesure 214), Version 6, 313 p.

Ministère de l'agriculture (2012). Les mesures agroenvironnementales. Guide FEADER. Guide élaboré par le ministère de l'agriculture, de l'agroalimentaire et de la forêt / Délégation à l'information et à la communication. 32p.

Moxey, A., White, B., & Ozanne, A. (1999). Efficient Contract Design for Agri-Environment Policy. Journal of Agricultural Economics, 50(2), 187–202.

Mzoughi, N. (2011). Farmers adoption of integrated crop protection and organic farming: Do moral and social concerns matter? Ecological Economics, 70(8), 1536–1545.

Nguyen, G., Del Corso, J.-P., Kephaliacos, C., & Tavernier, H. (2013). Pratiques agricoles pour la réduction des produits phytosanitaires. Economie Rurale, 333, 101–117.

Nicourt, C., & Girault, J-M. (2013), Viticulteurs et techniciens viticoles face à leur exposition aux pesticides. Economie Rurale, 333, pp 11-25.

Norton, E. C., Wang, H., & Ai, C. (2004). Computing interaction effects and standard errors in logit and probit models. The Stata Journal, 4(2), 154-167.

Ozanne, A., Hogan, T. & Colman, D. (2001), Moral hazard, risk aversion and compliance monitoring in agri-environmental policy. European Review of AgriculturalEconomics, 28(3), 329-348.

Pacifico, D. (2012). Estimating nonparametric mixed logit models via EM algorithm. The Stata Journal, 2(2), 284–298.

Pagiola, S. (2013). Evaluation of the impact of payments for environmental services on land use change in Quindio, Colombia. In 20th Annual Conference of the European Association of Environmental and Resource Economists (EAERE), June 26-29, 2013, Toulouse, France (p. 29).

Parkhurst, G., Shogren, J., Bastian, C., Kivi, P. Donner, J., Smith, R. (2002). Agglomeration bonus: an incentive mechanism to reunite fragmented habitat for biodiversity conservation. Ecological Economics, 41(2), 305-328.

Peerlings, J., & Polman, N. (2009). Farm choice between agri-environmental contracts in the European Union. Journal of Environmental Planning and Management, 52(5), 593–612.

Pingault, N., Pleyber, E., Champeaux, C., Guichard, L., & Omon, B. (2009). Produits phytosanitaires et protection intégrée des cultures : l'indicateur de fréquence de traitement. Notes et études socio-économiques, 32, 61–94.

Plantureux, S. & de Sainte Marie, C. (2010). Conception et appropriation de MAE à obligation de résultat sur les surfaces herbagères : comment concilier pertinence écologique et agricole dans l'action publique en faveur de la biodiversité ? Rapport scientifique, DIVA2 « Action publique, Agriculture et Biodiversité », Ministère de l'Ecologie et du Développement Durable N°0001142, 40 p.

Pretty, J. (2003). Social Capital and the Collective Management of Resources. Science, 302, 1912–1914.

Pufahl, A. & Weiss, C. (2009). Evaluating the Effects of Farm Programmes: Results from propensity Score Matching. European Review of Agricultural Economics 36(1), 79-101.

Quillérou, E., & Fraser, R. (2010). Adverse Selection in the Environmental Stewardship Scheme: Does the Higher Level Stewardship Scheme Design Reduce Adverse Selection? Journal of Agricultural Economics, 61(2), 12.

Reeson, A., & Tisdell, J. (2010). The market instinct : the demise of social preferences for self-interest. Environmental & Resource Economics, 47, 439–453.

Région Centre (2010). Document Régional de Développement Rural (DRDR), Programme de Développement Rural (FEADER) 2007-2013, Version 4, 345 p.

Région Languedoc-Roussillon (2010). Document Régional de Développement Rural (FEADER) 2007 – 2013, Version 4, 227p.

Reichelderfer, K., & Boggess, W. G. (1988). Government decision making and program performance: the case of the Conservation Reserve Program. American Journal of Agricultural Economics, 70(1), 1–11.

Rio, P., Causeret, F., Andrieux, P., Dejean, C., Frot, E., & Louchart, X. (2000). Gérer la pollution par les herbicides: une simulation en milieu viticole méditerranéen. L'émission de polluants vue comme problème de décision. Économie Rurale, 259(1), 33–49.

Rolfe, J., & Bennett, J. (2009). The impact of offering two versus three alternatives in choice modelling experiments. Ecological Economics, 68(4), 1140–1148.

Rolfe, J., & Windle, J. (2011). Comparing a best management practice scorecard with an auction metric to select proposals in a water quality tender. Land Use Policy, 28(1), 175–184.

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'agroeconomie, 57(3), 287–303.

Rosenbaum, P. (2002). Covariance adjustment in randomized experiments and observational studies. Statistical Science, 17(3), 286–304.

Rosenbaum, P., & Rubin, D. (1985). Constructing a control group using multivariate matched sampling methods that incorporate the propensity score. American Statistician, 39, 33–38.

Rousset, S., & Louis, M. (2012). Coûts de transaction et adoption des MAE territorialisées à enjeu eau. Revue d'Economie Régionale et Urbaine, 1, 65–89.

Rubin, D. (1974). Estimating causal effects of treatments in randomized and nonrandomized studies. Journal of Educational Psychology, 66(5), 688-701.

Rubin, D. (1978). Bayesian inference for causal effects: the role of randomization. Annals of Statistics, 6, 34–58.

Ruto, E., & Garrod, G. (2009). Investigating farmers' preferences for the design of agri-environment schemes: a choice experiment approach. Journal of Environmental Planning and Management, 52(5), 631–647.

Said, S., & Thoyer, S. (2009). What shapes farmers' attitudes towards agri-environmental payments : A case study in Lozere. Document de Recherche LAMETA n°2009-08. 26p.

Schilizzi, S., & Latacz-Lohmann, U. (2007). Assessing the Performance of Conservation Auctions: An Experimental Study. Land Economics, 83(4), 497–515.

Sheeder, R. J., & Lynne, G. D. (2011). Empathy-Conditioned Conservation : " Walking in the Shoes of Others " as a Conservation Farmer. Land Economics, 87(3), 433–452.

Solagro (2013). Etude de faisabilité des Engagements Unitaires à IFT modifié. Rapport d'étude pour l'INRA. 173p.

Stoneham, G., Chaudhri, V., Ha, A., & Strappazzon, L. (2003). Auctions for Conservation Contracts: An Empirical Examination of Victoria's Bush Tender trial. Australian Journal of Agricultural and Resource Economics, 47(4), 477–500.

Thaler, R., & Sunstein, C. (2008) Nudge, *Yale University Press*. 304p.

Thoyer, S., & Saïd, S. (2007). Mesures agri-environnementales : quels mécanismes d'allocation ? In Conservation de la biodiversité et PAC : des mesures agro-environnementales à la conditionnalité (p. 22). Paris: La Documentation Française.

Todd, P. (2008). Evaluating social programs with endogeneous program placement and selection of the treated. Handbook of Development Economics, 4, 3847–3891.

Train, K. E. (2009). Discrete Choice Methods with Simuation. Second Edition, Cambridge University Press. 385p.

Uthes, S., & Matzdorf, B. (2013). Studies on agri-environmental measures: a survey of the literature. Environmental management, 51(1), 251–66.

Van der Horst, D. (2007). Assessing the efficiency gains of improved spatial targeting of policy interventions; the example of an agri-environmental scheme. Journal of environmental management, 85(4), 1076–87.

Vanslembrouck, I., Van Huylenbroeck, G., & Verbeke, W. (2002). Determinants of the Willingness of Belgian Farmers to Participate in Agri-environmental Measures. Journal of Agricultural Economics, 53(3), 489–511.

Villien, C. et Claquin, P. (2012). Les mesures agroenvironnementales : complémentarités de l'approche « territoriale » et de l'approche par « système d'exploitation ». CENTRE D'ÉTUDES ET DE PROSPECTIVE, Analyse, N° 47 - Juin 2012.

Wang, X., Bennett, J., Xu, J., & Zhang, H. (2011). The Performance of the Bidding Trial for the Land Use Change Program in Sichuan Province, China. Australian Centre for International Agricultural Research (ACIAR), Project: ADP/2007/055. Sustainable Land Use Change in China, Research Reports n°5. 22p.

Waterfield, G., & Zilberman, D. (2012). Pest management in food systems: an economic perspectives, Annual Review of Environmental and Resources, 37, 223-245.

Wätzold, F., Drechsler, M. (2002). Spatial differentiation of compensation payments for biodiversity enhancing land-use measures, Helmholtz Centre for Environmental Research, UFZ-Diskussionspapiere, No. 3/2002.

Sites internet consultés :

DRAAF Languedoc-Roussillon : *http://www.draaf.languedoc-roussillon.agriculture.gouv.fr*, rubrique Agriculture et Environnement, Agro-écologie, Mesures agro-environnementales.

DRAAF Nord Pas-de-Calais : *http://draaf.nord-pas-de-calais.agriculture.gouv.fr*, rubrique Eau et Environnement, Mesure Agro-environnementales territorialisées.

Eau France : portail du Système d'information sur l'eau (SIE) : *http://www.eaufrance.fr*

Résultats du recensement agricole 2010 : *http://agreste.agriculture.gouv.fr*, rubrique recensement agricole 2010.

CAP-eye : Cellule de veille et prospective sur la Politique Agricole Commune : http://www.supagro.fr/capeye/

Annexes

Annexe 1 : Liste des sigles

AOP : Appellation d'origine Protégée

CAD : Contrat d'Agriculture Durable

CAR : Consentement à recevoir

CDA : Chambre Départementale d'Agriculture

CL : Conditional Logit

CRP : Conservation Reserve Program

DCE : Directive Cadre européenne sur l'Eau

DDT(M) : Direction départementale des territoires (et de la mer)

DRAAF : Direction régionale de l'agriculture, l'alimentation et la forêt

DREAL : Direction régionale de l'environnement, aménagement et logement

EBI : Environmental Benefit Index (Indice de bénéfice environnemental)

EU : Engagement Unitaire

IIA : Indépendance des alternatives non pertinentes

IID : Indépendamment et identiquement distribués

IFT : l'Indicateur de Fréquence de Traitement

FEADER : Fonds Européens Agricoles pour le Développement Rural

MAE : Mesures Agro-environnementales

MAEt : Mesures Agro-environnementales territorialisées

OIB : One inflated Beta

PAE : Projet Agro-Environnemental

PAC : Politique Agricole Commune européenne

PDRH : Programme de Développement Rural Hexagonal

PDRN : Programme de Développement Rural National

SAU : Surface Agricole Utile

UN : Unités d’azote

UTA : Unité de travail annuel

Annexe 2 : Extrait du questionnaire Eure et Loir, partie MAEt

1. **Votre exploitation se trouve sur une commune en zone d'alimentation d'un captage d'eau potable, des MAE territoriales sont proposées aux agriculteurs :**

☐ Je n'en ai pas entendu parler (« je ne sais vraiment pas ce que c'est »)

☐ J'en ai entendu parler, mais je n'ai pas souscrit

☐ J'ai souscrit une MAEt

☐ J'ai demandé une étude à la chambre (calcul des ift…) mais j'ai décidé de ne pas souscrire compte tenu des informations communiquées

☐ J'envisage de souscrire cette année

2. **<u>Si vous n'avez pas souscrit</u> de MAET, pour quelles raisons ?**

3. **<u>Si vous avez souscrit une MAEt</u> (ou si vous envisagez de le faire)**

- **Laquelle ?**

☐ **Une MAE réduction d'intrants en GC : Sur quelle surface ?** ha

Engagement réduction Herbicides de %

Engagement réduction Hors Herbicides de %

Fertilisation azoté limitée à UN/ha

☐ **Une MAE herbe complémentaire : Sur quelle surface ?** ha

☐ Création de prairies ☐ Limitation de fertilisation

☐ Maintien de prairies ☐ Absence de fertilisation

- **Pourquoi ?**

- **Décrire ce qui a changé dans votre exploitation au niveau de l'assolement et des ITK depuis que vous avez souscrit la MAE**

Ce qui a déjà changé	Ce qui va changer d'ici la fin du contrat

- **Les changements que vous nous avez décrits sont mis en place pour atteindre les objectifs du contrat ou pensez-vous qu'ils vont persister après la fin du contrat ?**

- **Qu'est ce qui a été positif/ négatif dans cet engagement ?**

4. **Selon vous, les MAE territoriales jouent-elles un rôle important dans** (noter de 1 à 5 selon l'importance estimée) **:**

   (*1= pas important du tout, 2= peu important, 3= moyennement important, 4= important, 5= très important, NSP).*

   - L'amélioration de la qualité de l'eau des captages ☐
   - Le soutien au revenu des agriculteurs ☐
   - La conversion des agriculteurs à des pratiques plus économes en intrant ☐

5. **Le taux d'adoption des MAEt (réduction d'intrants) s'est révélé être plus faible que celui attendu. Selon vous, pour quelles raisons les agriculteurs n'adoptent pas ces MAE ?**

   Indiquez si vous êtes d'accord ou non avec les différentes raisons de cette non-adoption que nous vous citons (*1= pas du tout d'accord, 2= plutôt pas d'accord, 3= ni en désaccord ni d'accord, 4= plutôt d'accord, 5= tout à fait d'accord) :*

   ☐ Par manque d'information (aussi bien sur conseils agronomiques que sur les mesures en elles-mêmes)

   ☐ La rémunération est insuffisante

   ☐ Les objectifs environnementaux de ces mesures ne sont pas assez transparents (notamment en ce qui concerne les effets des réductions d'intrants sur l'amélioration de la qualité de l'eau)

   ☐ La réduction d'intrants induit un risque de variabilité de rendements

   ☐ Par crainte de s'engager sur 5 ans, ou que ces mesures deviennent obligatoires

   ☐ Du fait de la difficulté de l'apprentissage nécessaire de nouvelles techniques / pratiques

   ☐ Cela induit une charge de travail supplémentaire importante ou incompatible avec le fonctionnement de l'exploitation

   ☐ Cela induit des contraintes administratives et des contrôles supplémentaires

   ☐ Par crainte d'être mal vu par les agriculteurs réticents à la réduction d'intrants

   ☐ Par crainte de donner une mauvaise image de l'exploitation (car la réduction d'intrants induit une dégradation de l'aspect des parcelles : champs plus sales, moins de rendement, etc.)

6. **Connaissez-vous l'IFT** (Indice de Fréquence de Traitement) **de référence (à partir de laquelle est calculée l'IFT à atteindre) de la zone à laquelle vous appartenez ?** Oui ☐ Non ☐

   Connaissez-vous l'IFT en blé de vos parcelles, si oui combien ? Oui ☐ Non ☐

   Entre et

7. **Voici une série de déclarations sur les pesticides.** Indiquez si vous êtes d'accord ou non, avec ces propositions *(1= pas d'accord du tout, 2= peu d'accord, 3= moyennement d'accord, 4= d'accord, 5= tout à fait d'accord, NSP).*

- Les pesticides sont indispensables pour maintenir les volumes de production : ☐
- Les pesticides sont dangereux pour les utilisateurs (agriculteurs) : ☐
- On connait mal l'effet des pesticides sur la santé des utilisateurs (agriculteurs) : ☐
- Les pesticides ont des effets négatifs sur l'environnement : ☐
- Les pesticides sont indispensables pour maintenir la qualité de la production : ☐
- Les pesticides sont dangereux pour les consommateurs d'eau potable : ☐
- Les pesticides ont des effets négatifs sur le fonctionnement des sols : ☐
- La réglementation sur les pesticides va être de plus en plus contraignante : ☐

Annexe 3 : Balancing test, comparaison du groupe des traités (2010) au groupe de contrôle (2012)

	Moy. Si T=0	Moy. Si T=1	stat	pvalue	Significativité
Variables concernant l'exploitant et son foyer					
Chef d'exploitation					
Année naissance du chef d'exploitation	1963.405	1966.480	-1.421	0.158	
Profession principale du chef d'exploitatoin : Activité agricole	0.932	1.000	1.779	0.182	
Profession principale du chef d'exploitation : Activité non agricoles	0.068	0.000	1.779	0.182	
Profession principale du chef d'exploitation : Sans activité professionnelle	0.000	0.000			
Formation agricole du chef d'exploitation : Aucun diplôme	0.405	0.240	2.209	0.137	
Formation agricole du chef d'exploitation : Diplomes jusqu'au BAC	0.351	0.560	3.379	0.066	*
Formation agricole du chef d'exploitation : Diplomes après BAC	0.243	0.200	0.196	0.658	
Formation continue agricole du chef d'exploitation : Aucun diplôme	0.811	0.880	0.629	0.428	
Formation continue agricole du chef d'exploitation : Diplomes jusqu'au BAC	0.162	0.040	2.445	0.118	
Formation continue agricole du chef d'exploitation : Diplomes après BAC	0.027	0.080	1.352	0.245	
Formation générale du chef d'exploitation : Aucun diplôme	0.135	0.200	0.612	0.434	
Formation générale du chef d'exploitation : Diplomes jusqu'au BAC	0.703	0.560	1.712	0.191	
Formation générale du chef d'exploitation : Diplomes après BAC	0.162	0.240	0.761	0.383	
Conjoint					
Activité principale du conjoint : Activité agricole	0.176	0.400	5.273	0.022	**
Activité principale du conjoint : Activité non agricole	0.297	0.280	0.027	0.869	
Activité principale du conjoint : Sans activité principale	0.189	0.120	0.629	0.428	
Activité principale du conjoint : Pas de conjoint	0.338	0.200	1.681	0.195	
Activité secondaire du conjoint : Sans activité secondaire	0.595	0.760	2.209	0.137	
Activité secondaire du conjoint : Activité agricole	0.068	0.000	1.779	0.182	
Activité secondaire du conjoint : Activité non agricole	0.000	0.040	2.990	0.084	*

	Moy. Si T=0	Moy. Si T=1	stat	pvalue	Significativité
Activité secondaire du conjoint : Pas de conjoint	0.338	0.200	1.681	0.195	
Variables concernant l'exploitation					
Surfaces (ares)					
Céréales	111.338	0.000	1.609	0.111	
Oleo-proteagineux et plantes à fibres	11.919	0.000	0.679	0.499	
Plantes indus pour transo	0.000	0.000			
Cultures fourragères et surf tjs en herbe	4.459	0.000	0.981	0.329	
Légumes fraises melons	16.014	21.200	-0.182	0.856	
Pommes de Terres	0.000	30.000	-1.738	0.085	*
Fleurs	0.000	0.000			
Vignes	3210.203	3098.240	0.226	0.822	
Raisins de cuve	3169.932	3098.240	0.146	0.884	
Vin AOP	2550.608	2475.120	0.172	0.864	
Vin IGP	561.446	538.160	0.142	0.888	
Vin sans indication	57.878	84.960	-0.463	0.645	
Vin apte à production eau de vie	0.000	0.000			
Raisin de table	2.432	0.000	0.579	0.564	
Pépinière viticole	21.622	0.000	0.792	0.430	
Vignes mère de porte-greffe	16.216	0.000	0.579	0.564	
Cultures permanentes	73.176	94.880	-0.299	0.766	
Jachères	182.419	153.920	0.452	0.652	
Jardins et vergers familiaux	0.189	0.920	-1.485	0.141	
SAU totale (ares)	**3609.716**	**3399.160**	**0.386**	**0.701**	
Batiments et cours	10.608	14.800	-1.481	0.142	
Taillis	0.000	0.240	-1.738	0.085	*
Bois et forets	93.095	8.600	1.301	0.196	
landes et friches	43.527	138.720	-2.463	0.016	**
Autre	0.068	0.000	0.579	0.564	
Superficie totale (ares)	**3757.013**	**3561.520**	**0.349**	**0.728**	
Une partie des terres est à l'étranger	0.000	0.000			
Elevage					
Nb d'UGB bovins	0.000	0.000			
Nb d'UGB caprins	0.012	0.000	0.579	0.564	
Nb d'UGB équidés	0.000	0.000			
Nb d'UGB ovins	0.012	0.000	0.579	0.564	
Nb d'UGB procins	0.000	0.000			
Nb d'UGB total	0.024	0.000	0.579	0.564	
Statut					
Statut exploitation : Exploitation individuelle	0.351	0.400	0.191	0.662	
Statut exploitation : GAEC	0.081	0.000	2.158	0.142	
Statut exploitation : EARL	0.392	0.360	0.080	0.777	
Statut exploitation : Autre	0.176	0.240	0.499	0.480	

	Moy. Si T=0	Moy. Si T=1	stat	pvalue	Significativité
% de la surface de l'exploitation en propriété	0.321	0.244	0.926	0.357	
Avez-vous des superficies irrigables	0.135	0.160	0.095	0.758	
Surface en fermage (ares), location auprès des tiers	1033.797	519.720	1.861	0.066	*
Surface en fermage (ares), location auprès des associés	1552.514	2430.520	-1.419	0.159	
Surface en faire-valoir direct (ares)	989.676	448.920	2.010	0.047	**
Surface en métayage (ares)	33.730	0.000	1.007	0.317	
Surface en autre mode de faire-valoir (ares)	0.000	0.000			
Agriculture biologique					
Pas bio	0.851	0.600	7.064	0.008	***
En conversion bio	0.041	0.200	6.397	0.011	**
Bio converti	0.014	0.000	0.341	0.559	
Pas bio mais prévoit de se convertir	0.095	0.200	1.949	0.163	
Surface BIO totale (ares)	257.716	512.600	-0.875	0.384	
Pratiques pro-environnement					
SAU n'ayant reçu aucun engrais minéral (ares)	1925.176	2554.120	-1.106	0.272	
SAU n'ayant reçu aucun herbicide (ares)	733.960	1040.440	-0.796	0.428	
SAU n'ayant reçu aucun traitement phyto(ares)	461.689	719.880	-0.856	0.394	
Surface CIPAN hiver 2009-2010 (ares)	18.919	32.000	-0.349	0.728	
Surface cultures dérobées hiver 2009-2010 (ares)	0.000	0.000			
Surface avec résidus végétaux du précédent cultural, hiver 2009-2010 (ares)	0.000	0.000			
Surface de cultures annuelles ayant eu même culture pdt 3 dernières années (ares)	26.459	20.000	0.223	0.824	
Travail du sol : surface labourée (ares)	96.297	51.200	0.720	0.473	
Travail du sol : travail du sol de conservation (ares)	40.473	0.000	0.932	0.354	
Travail du sol : aucun travail du sol (ares)	0.000	0.000			
Age du pulvérisateur	1.176	1.040	3.622	0.163	
Pulvérisateur non contrôlé	0.689	0.760	0.452	0.501	
Pulvérisateur contrôlé	0.243	0.200	0.196	0.658	
Pas de pulvérisateur	0.068	0.040	0.249	0.617	
Commercialisation					
% du chiffre d'affaire de la commercialisation par circuits courts : 0%	1.000	0.960	2.990	0.084	*
% du chiffre d'affaire de la commercialisation par circuits courts : 10% et moins	1.000	1.000			

	Moy. Si T=0	Moy. Si T=1	stat	pvalue	Significativité
% du chiffre d'affaire de la commercialisation par circuits courts : 10 à 50%	2.000	2.000			
% du chiffre d'affaire de la commercialisation par circuits courts : 50 à 75%	3.000	3.000			
% du chiffre d'affaire de la commercialisation par circuits courts : Plus de 75%	4.000	4.000			
Assurances					
Aucune assurance risques climatiques	0.324	0.520	3.057	0.080	*
Assurance grêle slmnt	0.108	0.400	10.703	0.001	***
Assurance multirisques slmnt	0.068	0.000	1.779	0.182	
Assurance grêle et multirisques	0.500	0.080	13.807	0.000	***
Succession					
Succession : ne sait pas ou sans objet	0.703	0.600	0.901	0.343	
Succession : Coexploitant	0.095	0.240	3.464	0.063	*
Succession : Membre de la famille	0.149	0.120	0.126	0.722	
Succession : Successeur autre	0.014	0.000	0.341	0.559	
Succession : Sans successeur, exploitation va disparaitre	0.041	0.040	0.000	0.991	
Main d'œuvre					
Nb d'associés	1.608	1.400	0.637	0.526	
Chefs et co-exploitants (heures/an)	1094.595	1220.000	-1.077	0.284	
Temps de travail total (heures/an)	2817.058	2417.933	0.707	0.481	
Salariés permanents (heures/an)	790.541	620.000	0.439	0.662	
Variables concernant l'atelier viticulture					
Production AOP vin rouge	711.235	1010.074	-1.992	0.049	**
Production IGP vin rouge	142.470	189.322	-0.767	0.445	
Production sans indication geo vin rouge	12.889	7.140	0.467	0.641	
Production vin eau de vie vin rouge	0.000	0.000			
Production autre vin rouge	6.446	4.950	0.263	0.793	
Production Total vin rouge (hl)	**873.040**	**1211.485**	**-1.885**	**0.062**	*
Production AOP vin rosé	197.837	13.332	2.662	0.009	***
production IGP vin rosé	54.792	6.440	2.601	0.011	**
Production sans indication geo vin rosé	14.191	4.240	0.715	0.476	
Production vin eau de vie vin rosé	0.000	0.000			
Production autre vin rosé	0.088	0.154	-0.656	0.513	
Production Total vin rosé (hl)	**266.909**	**24.166**	**3.063**	**0.003**	***
Production AOP vin blanc	77.188	24.988	1.653	0.102	
production IGP vin rosé	27.660	40.718	-0.678	0.499	
Production sans indication geo vin blanc	17.707	2.000	0.544	0.587	
Production vin eau de vie vin blanc	0.000	0.000			
Production autre vin blanc	0.107	0.360	-1.030	0.306	

	Moy. Si T=0	Moy. Si T=1	stat	pvalue	Significativité
Production Total vin blanc (hl)	**122.662**	**68.066**	**0.894**	**0.374**	
Volume vinifié en cave particulière	480.199	601.696	-0.442	0.659	
Volume vinifié en cave coopérative	810.708	728.683	0.439	0.662	
Vente de vendange fraiche, jus et mouts (hl)	6.715	0.000	0.956	0.341	
Surf irriguée Raisins de cuve (ares)	210.081	100.000	0.446	0.657	
Surf irriguée Raisin table (ares)	2.432	0.000	0.579	0.564	
Surf irriguée pépinière viticole (ares)	0.000	0.000			
Surf irriguée vignes mère de porte-greffe (ares)	0.000	0.000			
% de la surface viticole irriguée	0.032	0.023	0.286	0.776	
Surface en vignes bio (ares)	**252.892**	**511.440**	**-0.894**	**0.374**	
% de la production vinifié en cave particulière	0.234	0.568	-3.261	0.002	***
Commercialisation					
Il existe une unité spécifique propre à l'exploit pour commercialisation	0.176	0.440	7.109	0.008	***
Volume commercialisé en vente directe y compris export	159.716	54.400	1.088	0.279	
Volume commercialisé : autres ventes	293.324	481.600	-0.793	0.430	
Volume commercialisé TOTAL	453.041	536.000	-0.316	0.753	
Volume commercialisé en vrac en vente directe y compris export	36.000	0.000	0.917	0.361	
Volume commercialisé en vrac : autres ventes	93.959	52.000	0.531	0.596	
Volume commercialisé en vrac TOTAL	129.960	52.000	0.900	0.370	
Surface récoltée à la main en 2010 (ares)	511.716	268.000	1.259	0.211	

Annexe 4 : Questionnaire de choice modeling

Le questionnaire ci-dessous est celui utilisé pour le choice modeling pour mesurer les préférences des viticulteurs de la région Languedoc-Roussillon pour différents types de contrats agro-environnementaux de réduction de l'utilisation d'herbicides. Le format de l'enquête et sa mise en page étaient cependant différents puisque le questionnaire a été mis en ligne avec le logiciel Limesurvey et diffusé via internet. L'exemple ci-dessous est celui du Bloc 1.

ENQUETE VITICULTEURS LANGUEDOC-ROUSSILLON

Sur certains territoires de la Région, des programmes sont mis en place pour améliorer la qualité de l'eau. Ces programmes mobilisent à la fois les particuliers, les communes, les industries et les agriculteurs pour réduire les usages des pesticides, qui peuvent avoir un impact nocif sur l'environnement, la santé des consommateurs d'eau potable et celle des agriculteurs eux-mêmes.

L'objectif de cette étude est d'identifier les mesures d'accompagnement les plus adaptées aux contraintes et potentialités des exploitations viticoles pour la réduction des herbicides. C'est pourquoi vous êtes invité, en tant que viticulteur, à répondre à ce questionnaire et à exprimer vos préférences.

- Si la totalité de votre activité viticole est en Agriculture Biologique, ce questionnaire ne vous est pas destiné, merci tout de même de votre intérêt.
- Les données collectées sont strictement anonymes et ne seront utilisées que pour cette étude.
- La durée du questionnaire est estimée à 30 minutes. Merci d'avance pour le temps que vous y consacrez.

PREMIERE PARTIE :

<u>Quelques questions préalables :</u>

1. Quelle est votre département de résidence ? _____ *(menu déroulant)*

2. Quel est le code postal de votre siège d'exploitation ? _____ *(5 chiffres)*

3. Quelle est la **surface totale** de votre exploitation ? ___ ha, dont ___ ha en propriété
4. Quelle est la **surface viticole** de votre exploitation ? _____ ha

Votre gestion des mauvaises herbes en viticulture

5. Votre utilisation d'herbicides peut différer d'une parcelle à une autre. Combien de types de pratiques de désherbage pouvez-vous identifier sur votre exploitation, au cours d'une campagne « normale »? *Par exemple : si vous désherbez la moitié de votre vignoble avec un passage d'herbicide en plein, et l'autre moitié avec deux passages sous le rang, alors vous avez deux types de pratiques d'utilisation des herbicides.*

   _____

Pour chacune des pratiques 'type', pouvez-vous préciser quelle est votre utilisation d'herbicides, hors épamprage spécifique (spotlight et shark) et hors désherbage par taches ?

6. Pratique 'type' n° 1
   a. Traitement en pré-levée :
      - ☐ Sous le rang et l'inter-rang (en plein)
      - ☐ Sous le rang uniquement
      - ☐ Sur l'inter-rang uniquement
      - ☐ Aucun

   b. Traitement en post-levée
      - ☐ Sous le rang et l'inter-rang (en plein)
      - ☐ Sous le rang uniquement
      - ☐ Sous le rang + 1 rang sur 2
      - ☐ Sous le rang + 1 rang sur 3 ou moins
      - ☐ Sur l'inter-rang uniquement
      - ☐ Aucun

   c. Nombre de passages en post-levée
      - ☐ 1 passage
      - ☐ 2 passages

   d. Surface concernée par la pratique 'type' n°1 ? _____ ha

Idem pour pratiques types supplémentaires.

7. Faites-vous également du désherbage par taches ? (c'est à dire un désherbage ponctuel représentant au maximum 10% de la surface de la parcelle traitée)
   - ☐ Oui
   - ☐ Non

   Si oui, en général , quelle est la surface totale des parcelles concernées par du désherbage sur tache ?_____ ha

8. Savez-vous ce qu'est l' IFT (Indicateur de Fréquence de Traitement) ?
   - ☐ Oui
   - ☐ Non

9. Connaissez-vous l' IFT herbicides moyen sur votre vignoble ?
   - ☐ Oui
   - ☐ Non

   Si oui, de combien est-il ? IFT = _____

10. Avez-vous déjà entrepris de réduire votre utilisation d'herbicides ?
    - ☐ Oui, dans le cadre d'un dispositif aidé financièrement
    - ☐ Oui, sans accompagnement financier
    - ☐ Non

11. Si oui, avez-vous bénéficié d'un accompagnement technique (chambre d'agriculture, association technique agricole, etc…)

12. **Voici une série de déclarations sur les herbicides.** Indiquez si vous êtes d'accord ou non avec ces propositions.

	Pas d'accord du tout	**Plutôt pas d'accord**	**Ni en désaccord ni d'accord**	**Plutôt d'accord**	**Tout à fait d'accord**	**Je ne sais pas**
Les herbicides sont dangereux pour les utilisateurs (agriculteurs) :……..	☐	☐	☐	☐	☐	☐
Les herbicides ont des effets négatifs sur l'environnement…….	☐	☐	☐	☐	☐	☐
Les herbicides sont dangereux pour les consommateurs d'eau potable ……..	☐	☐	☐	☐	☐	☐
Les herbicides sont indispensables pour maintenir les rendements ……	☐	☐	☐	☐	☐	☐

La réglementation sur les herbicides va être de plus en plus contraignante …… ☐ ☐ ☐ ☐ ☐ ☐

PARTIE 2 : Vos préférences pour les mesures de réduction des herbicides

Nous vous proposons dans les prochaines pages une série de mesures hypothétiques. Toutes portent sur un engagement volontaire de 5 ans. Elles sont ouvertes à tous les viticulteurs de la région.

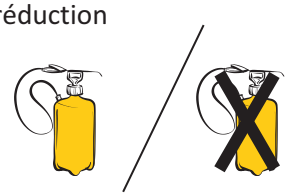
Les mesures proposées diffèrent par :

<table>
<tr>
<td>

- **la réduction globale des herbicides utilisés** sur la surface engagée de votre exploitation
- Réduction de 30% : 
- Réduction de 60% : 
- Réduction de 100%, soit 0 herbicides : 

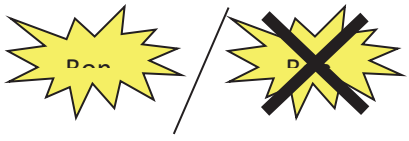
</td>
<td>

- la possibilité ou non d'effectuer **un passage d'herbicides complémentaire par taches**, au-delà de l'engagement de réduction



</td>
</tr>
<tr>
<td>

- la possibilité de percevoir un **bonus collectif** conditionnel de 150€/ha engagé à la fin des 5 ans, **si 50% de la surface du vignoble** du territoire est engagée dans une des mesures proposées



</td>
<td>

- la fourniture ou non d'un service d'animation et d'**accompagnement** administratif et technique gratuit



</td>
</tr>
<tr>
<td colspan="2">

- le **montant** reçu annuellement pour chaque hectare engagé, qui varie de **90 à 500€**

€/ha/an

</td>
</tr>
</table>

Sur chacune des 6 prochaines pages, des mesures, toutes différentes, vous seront proposées.

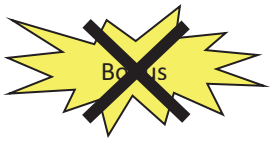
Merci de choisir la mesure que vous préférez (colonne A ou colonne B) et que vous seriez prêt(e) à adopter.

Les mesures se comparent 2 à 2. Vous pouvez en choisir une différente sur chaque page.

Si aucune des deux mesures proposées ne vous convient, alors, choisissez l'option : « Je préfère conserver mes pratiques actuelles».

Bien entendu, les 6 choix faits dans ce questionnaire ne vous obligent aucunement à vous engager réellement dans les mesures proposées, mais vos réponses permettront de connaître les mesures les mieux adaptées aux exploitations viticoles de la Région.

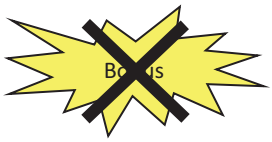
Vous trouverez plus d'informations au niveau du petit logo  dans les pages suivantes.

	Mesure A	Mesure B	
Réduction des **herbicides** par rapport à vos pratiques actuelles	Réduction de **30 %** 	Réduction de **60%** 	
Désherbage par taches supplémentaire (au max 10% de la surface engagée)	**Autorisé** 	**Autorisé** 	
Bonus collectif final versé à chaque viticulteur engagé **si 50% de la surface** du vignoble est engagée		**Bonus final**  **150€/ha**	**Je préfère conserver mes pratiques actuelles**
Accompagnement administratif et technique personnalisé	**Non inclus** 	**Inclus** 	
Montant par hectare engagé et par an	**170 €/ha/an**	**330 €/ha/an**	
Cochez votre option préférée →	☐	☐	☐

1- Quelle surface engageriez-vous dans la mesure choisie ? _____ ha

2- *Si choix de«* **Je préfère conserver mes pratiques actuelles** *».* Vous avez choisi l'option « **je préfère conserver mes pratiques actuelles** », est-ce parce que :

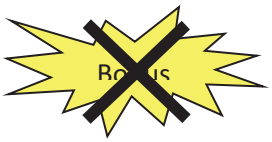
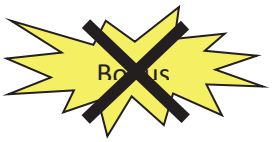
- ☐ Les montants proposés sont trop faibles
- ☐ Les contraintes de réduction des herbicides proposées sont trop importantes pour votre exploitation
- ☐ Vous ne souhaitez pas être contraint sur vos pratiques, quel que soit le montant
- ☐ Autre

	Mesure A	Mesure B	
Réduction des **herbicides** par rapport à vos pratiques actuelles	Réduction de **60%** 	Réduction de **30 %** 	
Désherbage par taches supplémentaire (au max 10% de la surface engagée)	**Autorisé** 	**Non Autorisé** 	
Bonus collectif final versé à chaque viticulteur engagé **si 50% de la surface** du vignoble est engagée		**Bonus final**  **150€/ha**	**Je préfère conserver mes pratiques actuelles**
Accompagnement administratif et technique personnalisé	**Inclus** 	**Non inclus** 	
Montant par hectare engagé et par an	**90 €/ha/an**	**330 €/ha/an**	
Cochez votre option préférée →	☐	☐	☐

3- Quelle surface engageriez-vous dans la mesure choisie ? _____ ha

4- *Si choix de«* **Je préfère conserver mes pratiques actuelles** *».* Vous avez choisi l'option « **je préfère conserver mes pratiques actuelles** », est-ce parce que :

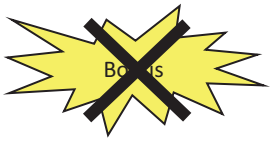
- ☐ Les montants proposés sont trop faibles
- ☐ Les contraintes de réduction des herbicides proposées sont trop importantes pour votre exploitation
- ☐ Vous ne souhaitez pas être contraint sur vos pratiques, quel que soit le montant
- ☐ Autre

	Mesure A	Mesure B	
Réduction des **herbicides** par rapport à vos pratiques actuelles	**0 herbicide** 	**0 herbicide** 	**Je préfère conserver mes pratiques actuelles**
Désherbage par taches supplémentaire (au max 10% de la surface engagée)	**Non autorisé** 	**Autorisé** 	
Bonus collectif final versé à chaque viticulteur engagé **si 50% de la surface** du vignoble est engagée			
Accompagnement administratif et technique personnalisé	**Non inclus** 	**Inclus** 	
Montant par hectare engagé et par an	**330 €/ha/an**	**250 €/ha/an**	
Cochez votre option préférée →	☐	☐	☐

5- Quelle surface engageriez-vous dans la mesure choisie ? _____ ha

6- *Si choix de«* **Je préfère conserver mes pratiques actuelles** *».* Vous avez choisi l'option « **je préfère conserver mes pratiques actuelles** », est-ce parce que :

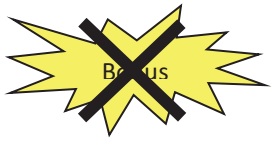
- ☐ Les montants proposés sont trop faibles
- ☐ Les contraintes de réduction des herbicides proposées sont trop importantes pour votre exploitation
- ☐ Vous ne souhaitez pas être contraint sur vos pratiques, quel que soit le montant
- ☐ Autre

	Mesure A	Mesure B	
Réduction des **herbicides** par rapport à vos pratiques actuelles	Réduction de **30%** 	Réduction de **60%** 	**Je préfère conserver mes pratiques actuelles**
Désherbage par taches supplémentaire (au max 10% de la surface engagée)	**Non autorisé** 	**Autorisé** 	
Bonus collectif final versé à chaque viticulteur engagé **si 50% de la surface** du vignoble est engagée		**Bonus final**  **150€/ha**	
Accompagnement administratif et technique personnalisé	**Non inclus** 	**Inclus** 	
Montant par hectare engagé et par an	**500 €/ha/an**	**90 €/ha/an**	
Cochez votre option préférée →	☐	☐	☐

7- Quelle surface engageriez-vous dans la mesure choisie ? _____ ha

8- *Si choix de«* **Je préfère conserver mes pratiques actuelles** *».* Vous avez choisi l'option « **je préfère conserver mes pratiques actuelles** », est-ce parce que :

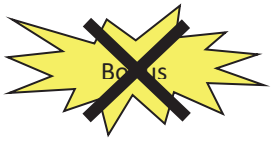
- ☐ Les montants proposés sont trop faibles
- ☐ Les contraintes de réduction des herbicides proposées sont trop importantes pour votre exploitation
- ☐ Vous ne souhaitez pas être contraint sur vos pratiques, quel que soit le montant
- ☐ Autre

	Mesure A	Mesure B	
Réduction des **herbicides** par rapport à vos pratiques actuelles	**0** herbicides 	Réduction de **60%** 	**Je préfère conserver mes pratiques actuelles**
Désherbage par taches supplémentaire (au max 10% de la surface engagée)	**Autorisé** 	**Non autorisé** 	
Bonus collectif final versé à chaque viticulteur engagé **si 50% de la surface** du vignoble est engagée	**Bonus final** 		
Accompagnement administratif et technique personnalisé	**Inclus** 	**Non inclus** 	
Montant par hectare engagé et par an	**250 €/ha/an**	**500 €/ha/an**	
Cochez votre option préférée →	☐	☐	☐

9- Quelle surface engageriez-vous dans la mesure choisie ? _____ ha

10- *Si choix de«* **Je préfère conserver mes pratiques actuelles** *».* Vous avez choisi l'option « **je préfère conserver mes pratiques actuelles** », est-ce parce que :

- ☐ Les montants proposés sont trop faibles
- ☐ Les contraintes de réduction des herbicides proposées sont trop importantes pour votre exploitation
- ☐ Vous ne souhaitez pas être contraint sur vos pratiques, quel que soit le montant
- ☐ Autre

	Mesure A	Mesure B	
Réduction des **herbicides** par rapport à vos pratiques actuelles	Réduction de **30%** 	Réduction de **60%** 	
Désherbage par taches supplémentaire (au max 10% de la surface engagée)	**Non autorisé** 	**Autorisé** 	
Bonus collectif final versé à chaque viticulteur engagé **si 50% de la surface** du vignoble est engagée	**Bonus final**  **150€/ha**		**Je préfère conserver mes pratiques actuelles**
Accompagnement administratif et technique personnalisé	**Non inclus** 	**Inclus** 	
Montant par hectare engagé et par an	**250 €/ha/an**	**250 €/ha/an**	
Cochez votre option préférée →	☐	☐	☐

11- Quelle surface engageriez-vous dans la mesure choisie ? _____ ha

12- *Si choix de«* **Je préfère conserver mes pratiques actuelles** *».* Vous avez choisi l'option « **je préfère conserver mes pratiques actuelles** », est-ce parce que :

- ☐ Les montants proposés sont trop faibles
- ☐ Les contraintes de réduction des herbicides proposées sont trop importantes pour votre exploitation
- ☐ Vous ne souhaitez pas être contraint sur vos pratiques, quel que soit le montant
- ☐ Autre

Partie 3 :

Retour sur vos choix

1. Selon vous, les mesures proposées dans ce questionnaire peuvent-elles jouer un rôle important dans :

	Pas important du tout	Peu important	Moyennement important	Plutôt important	Très important	Sans opinion
L'amélioration de la qualité de l'eau	☐	☐	☐	☐	☐	☐
Le soutien au revenu des agriculteurs	☐	☐	☐	☐	☐	☐
La conversion des agriculteurs à des pratiques plus économes en intrant.....	☐	☐	☐	☐	☐	☐

2. Pensez-vous qu'il est réalisable que 50% des surfaces du vignoble de votre territoire soient engagées dans une mesure telle que celles proposées dans ce questionnaire ?
   - ☐ Oui
   - ☐ Non
   - ☐ Sans opinion

   Pourquoi ?_____

3. Selon vous, quel est le territoire pertinent pour appliquer ces mesures ?
   - ☐ La commune
   - ☐ Le territoire de la cave coopérative de votre secteur
   - ☐ Le bassin versant
   - ☐ Autre : _____

4. Seriez-vous plus favorable à ce que les mesures proposées portent :
   - ☐ Spécifiquement sur les mêmes parcelles engagées pour 5 ans (système actuel)
   - ☐ Ou plutôt sur une surface globale de l'exploitation engagée sur 5 ans (avec par exemple la possibilité de remplacer une parcelle engagée par une autre)
   - ☐ Sans opinion
5. Quel pourcentage de votre vignoble est confronté à des difficultés particulières pour le désherbage mécanique (forte pente, parcelle étroite, sol difficile à travailler, plantation en gobelet ...) ?___%

Vous et les mesures agroenvironnementales (MAE)

6. Avez-vous souscrit à un CTE ou un CAD dans le passé?
   - ☐ Oui
   - ☐ Non
7. Avez-vous connaissance de l'existence des mesures agroenvironnementales ?
   - ☐ Oui
   - ☐ Non
8. Etes-vous actuellement engagé dans une ou plusieurs de ces mesures sur votre vignoble ?
   - ☐ Oui
   - ☐ Non

   Si oui, la/lesquelle(s) ?

   - ☐ MAE territorialisée
   - ☐ Conversion à l'agriculture biologique (CAB)
   - ☐ Autre : _____

Les risques liés à l'activité viticole sur votre exploitation

8. Selon vous, les risques suivants sont-ils importants dans vos conditions d'exploitation :

Risques	**Pas important du tout**	**Peu important**	**Moyennement important**	**Plutôt important**	**Très important**	**Sans opinion**
Maladies et ravageurs : ……	☐	☐	☐	☐	☐	☐
Concurrence des mauvaises herbes :……..	☐	☐	☐	☐	☐	☐
Instabilité du prix de vente de la production :…….	☐	☐	☐	☐	☐	☐

9. Avez-vous souscrit une assurance multirisque climatique ?
- ☐ Oui
- ☐ Non

Caractéristiques individuelles

Ces données sont indispensables à l'analyse statistique de vos réponses. Elles resteront strictement confidentielles.

1- Vous êtes :
   - ☐ Un homme
   - ☐ Une femme

2- Quel est votre âge :
   - ☐ 18-34 ans
   - ☐ 35-44 ans
   - ☐ 45-54 ans
   - ☐ 55-64 ans
   - ☐ >65 ans

3- Votre formation :
   - ☐ Primaire *(certificat d'études, BAA, CAPA…)*
   - ☐ Secondaire courte *(CAP, BEP, BEPC, BEA, BPA, BEPA,...)*.
   - ☐ Secondaire longue *(Bac, BTA, Bac pro, techno, BP,...)*
   - ☐ Supérieure *(BTS, DUT, ingénieur, BTSA, …)*

4- Vous êtes :
   - ☐ Exploitant à titre principal
   - ☐ Exploitant à tire secondaire
   - ☐ Salarié
   - ☐ Autre, précisez : _____

<u>Votre exploitation</u>

1- Statut :
   - ☐ Exploitant individuel
   - ☐ Société civile *(SCEA, …)*
   - ☐ Gaec
   - ☐ Société commerciale ou coopérative *(SA, SARL, …)*
   - ☐ EARL
   - ☐ Groupement de fait

2- Quelle est votre activité principale ? (une seule réponse possible)
   - ☐ Viticulture
   - ☐ Grandes cultures
   - ☐ Maraîchage et horticulture
   - ☐ Arboriculture / oléiculture
   - ☐ Elevage
   - ☐ Autre : _____

3- Avez-vous d'autres activités sur votre exploitation ? (plusieurs réponses possibles)
   - ☐ Viticulture
   - ☐ Grandes cultures
   - ☐ Maraîchage et horticulture
   - ☐ Arboriculture / oléiculture
   - ☐ Elevage
   - ☐ Autre : _____

4- Main d'œuvre : combien de personnes, y compris vous, travaillent sur l'exploitation (UTA = Unité de Travail Annuel, c'est à dire l'équivalent du temps de travail d'une personne à temps complet pendant un an)___ UTA

5- Existe-t-il une autre source de revenu (hors exploitation agricole) pour votre foyer ? oui/non

L'activité viticulture

1- Signes de distinction de la production (plusieurs choix possibles) :
   - ☐ Agriculture Biologique
   - ☐ AOC / AOP
   - ☐ IGP
   - ☐ Chartes de conduite raisonnée
   - ☐ Autre :
2- Pratiquez-vous de l' « accueil à la ferme » ou des activités liées au tourisme sur votre exploitation ?
   - ☐ Oui
   - ☐ Non
3- Vinification
   a. En cave particulière : ___% de la surface viticole de l'exploitation
   b. En cave coopérative : ____% de la surface viticole de l'exploitation

MERCI POUR VOTRE PARTICIPATION

Annexe 5 : Test de compréhension du questionnaire de choice modeling utilisé pendant les focus groups et l'enquête pilote

1. Répondant n° :
2. Département :
3. Durée : ____ minutes
4. Difficultés à compléter la partie « pratiques actuelles » d'utilisation des herbicides ?

5. Compréhension des attributs : (points de compréhension à vérifier)
    a. Réduction des herbicides :
        i. C'est à l'échelle globale des parcelles engagées (report d'une parcelle à l'autre)
        ii. Quelle que soit la méthode utilisée
        iii. Par rapport à mes pratiques actuelles
    b. Désherbage par tâche
        i. C'est au-delà de l'engagement de réduction
        ii. Au max 10% des surfaces engagées
    c. Bonus collectif
        i. Conditionnel
        ii. Final (et pas annuel)
        iii. Par hectare engagé
    d. Accompagnement
        i. Administratif ET technique
        ii. Inclus gratuitement

6. Appréciation globale du questionnaire (suggestions et commentaires)

Annexe 6 : Calcul des IFT Herbicides pour le choice modeling (chapitre 3)

Un des facteurs pouvant expliquer les choix de mesures des viticulteurs est leur utilisation actuelle d'herbicides. Cette utilisation est généralement mesurée par l'IFT qui correspond au « nombre de doses homologuées appliquées sur une parcelle pendant une campagne culturale » (Pingault *et al.,* 2009). Mais cet indicateur n'est pas toujours connu des agriculteurs et nous l'avons donc reconstitué pour chaque répondant selon une méthode proposée par nos partenaires des Chambres Départementales d'Agriculture. Nous avons demandé à chaque répondant de décrire les itinéraires techniques (ITK) présents sur leur exploitation selon des catégories de pratiques d'utilisation d'herbicides, décrites plus bas. Nous avons attribué un IFT à chacune de ces catégories, puis calculé l'IFT de chaque ITK. L'IFT moyen de l'exploitation a finalement été calculé par la moyenne des IFT de chaque ITK, pondérée par la surface de chaque ITK. Cette méthode ne permet pas de calculer l'IFT exact de chaque exploitation, pour cela il aurait été nécessaire de demandé à chaque viticulteur les volumes et noms commerciaux de chaque herbicide utilisé par itinéraire technique, mais elle permet d'en obtenir une approximation.

Les catégories proposées aux agriculteurs pour décrire chacun des ITK (appelés pratiques 'type') et leur IFT correspondant sont les suivants :

13. Pratique 'type' n° 1
    a. Traitement en pré-levée :
        - ☐ Sous le rang et l'inter-rang (en plein) : **IFT_1 pré-levée = 1**
        - ☐ Sous le rang uniquement : **IFT_1pré-levée = 0.3 (1/3 de la parcelle)**
        - ☐ Sur l'inter-rang uniquement : **IFT_1pré-levée = 0.6 (2/3 de la parcelle)**
        - ☐ Aucun **IFT_1pré-levée = 0**

    b. Traitement en post-levée :
        - ☐ Sous le rang et l'inter-rang (en plein) : **IFT_1post-levée = 1.5**
        - ☐ Sous le rang uniquement : **IFT_1post-levée = 0.5 (1/3 de la parcelle)**
        - ☐ Sous le rang + 1 rang sur 2 : **IFT_1post-levée = 1 (2/3 de la parcelle)**
        - ☐ Sous le rang + 1 rang sur 3 ou moins : **IFT_1post-levée = 0.8 (5/9 de la parcelle)**
        - ☐ Sur l'inter-rang uniquement : **IFT_1post-levée = 1 (2/3 de la parcelle)**
        - ☐ Aucun : **IFT_1post-levée = 0**

    c. Nombre de passages en post-levée :
        - ☐ 1 passage
        - ☐ 2 passages

    d. Surface concernée par la pratique 'type' n°1 ? _____ ha → **$Surface_1$**

Calcul de l'IFT pour la pratique type n°1 :

IFT_1 = IFT_1 pré-levée + (IFT_1 post-levée x nombre de passages en post-levée)

Calcul IFT moyen de l'exploitation (n pratiques types):

$$IFT_{moy} = \sum_{i=1}^{n} \frac{IFT_i \times Surface_i}{Surface\ viticole\ totale}$$

Prise en compte du désherbage sur taches : (si le viticulteur déclare traiter sur taches)

IFT final = IFT_{moy} + 0.1 x surface concernée par taches / surface totale viticole

Annexe 7 : Test d'Hausman (propriété IIA)

Les tests ont été réalisés avec la commande « hausman » de Stata.

1 / Suppression de l'alternative 1

Logit conditionnel sur échantillon complet :

```
Conditional (fixed-effects) logistic regression   Number of obs   =       5706
                                                  LR chi2(6)      =     458.55
                                                  Prob > chi2     =     0.0000
Log likelihood =  -1860.287                       Pseudo R2       =     0.1097

------------------------------------------------------------------------------
      choice |      Coef.   Std. Err.      z    P>|z|     [95% Conf. Interval]
-------------+----------------------------------------------------------------
         ASC |  -.0096733   .1513736    -0.06   0.949      -.30636    .2870134
    herbival |   -.022859   .0019537   -11.70   0.000    -.0266882   -.0190297
       tache |   -.506885   .0735563    -6.89   0.000    -.6510527   -.3627173
       bonus |   .4393646   .0729271     6.02   0.000     .2964302     .582299
      accomp |   .1187766   .0844681     1.41   0.160    -.0467778    .2843309
     montant |   .0024667    .000267     9.24   0.000     .0019434      .00299
------------------------------------------------------------------------------
```

Logit conditionnel sur sous-échantillon :

```
Conditional (fixed-effects) logistic regression   Number of obs   =       2756
                                                  LR chi2(6)      =     258.25
                                                  Prob > chi2     =     0.0000
Log likelihood = -826.02941                       Pseudo R2       =     0.1352

------------------------------------------------------------------------------
      choice |      Coef.   Std. Err.      z    P>|z|     [95% Conf. Interval]
-------------+----------------------------------------------------------------
         ASC |  -.1070178   .2324569    -0.46   0.645    -.5626249    .3485892
    herbival |  -.0206287   .0026865    -7.68   0.000    -.0258942   -.0153632
       tache |  -.4815579   .1387891    -3.47   0.001    -.7535795   -.2095363
       bonus |    .669639   .1364074     4.91   0.000     .4022855    .9369925
      accomp |   -.024481   .1544343    -0.16   0.874    -.3271667    .2782047
     montant |   .0022299   .0004789     4.66   0.000     .0012912    .0031685
------------------------------------------------------------------------------
```

Test d'Hausman

```
                 ---- Coefficients ----
             |      (b)          (B)            (b-B)     sqrt(diag(V_b-V_B))
             |    partial        all         Difference          S.E.
-------------+----------------------------------------------------------------
         ASC |   -.1070178    -.0096733       -.0973445         .176415
    herbival |   -.0206287     -.022859        .0022302         .001844
       tache |   -.4815579     -.506885        .0253271         .117694
       bonus |     .669639     .4393646        .2302744        .1152762
      accomp |    -.024481     .1187766       -.1432576        .1292869
     montant |    .0022299     .0024667       -.0002368        .0003976
------------------------------------------------------------------------------
                           b = consistent under Ho and Ha; obtained from clogit
          B = inconsistent under Ha, efficient under Ho; obtained from clogit

    Test:  Ho:  difference in coefficients not systematic

                  chi2(6) = (b-B)'[(V_b-V_B)^(-1)](b-B)
                          =       11.29
```

```
                Prob>chi2 =      0.0798
```

2 / Suppression de l'alternative 2

Logit conditionnel sur échantillon complet :

```
Conditional (fixed-effects) logistic regression   Number of obs   =       5706
                                                  LR chi2(6)      =     458.55
                                                  Prob > chi2     =     0.0000
Log likelihood =  -1860.287                       Pseudo R2       =     0.1097

------------------------------------------------------------------------------
      choice |      Coef.   Std. Err.      z    P>|z|     [95% Conf. Interval]
-------------+----------------------------------------------------------------
         ASC |  -.0096733   .1513736    -0.06   0.949      -.30636    .2870134
    herbival |   -.022859   .0019537   -11.70   0.000    -.0266882   -.0190297
       tache |   -.506885   .0735563    -6.89   0.000    -.6510527   -.3627173
       bonus |   .4393646   .0729271     6.02   0.000     .2964302     .582299
      accomp |   .1187766   .0844681     1.41   0.160    -.0467778    .2843309
     montant |   .0024667    .000267     9.24   0.000     .0019434      .00299
------------------------------------------------------------------------------
```

Logit conditionnel sur sous-échantillon :

```
Conditional (fixed-effects) logistic regression   Number of obs   =       2808
                                                  LR chi2(6)      =     251.95
                                                  Prob > chi2     =     0.0000
Log likelihood = -847.20173                       Pseudo R2       =     0.1294

------------------------------------------------------------------------------
      choice |      Coef.   Std. Err.      z    P>|z|     [95% Conf. Interval]
-------------+----------------------------------------------------------------
         ASC |   .0363144   .2231409     0.16   0.871    -.4010337    .4736625
    herbival |  -.0244609   .0024876    -9.83   0.000    -.0293365   -.0195854
       tache |  -.5379955   .1212168    -4.44   0.000     -.775576   -.3004149
       bonus |   .1908526   .1208285     1.58   0.114    -.0459669     .427672
      accomp |   .3093299   .1357951     2.28   0.023     .0431764    .5754834
     montant |    .002653   .0004598     5.77   0.000     .0017518    .0035542
------------------------------------------------------------------------------
```

Test d'Hausman

```
                 ---- Coefficients ----
             |      (b)          (B)            (b-B)     sqrt(diag(V_b-V_B))
             |    partial        all         Difference          S.E.
-------------+------------------------------------------------------------
         ASC |    .0363144    -.0096733        .0459877        .1639448
    herbival |   -.0244609     -.022859        -.001602        .0015398
       tache |   -.5379955     -.506885       -.0311105        .0963482
       bonus |    .1908526     .4393646       -.2485121        .0963388
      accomp |    .3093299     .1187766        .1905533        .1063271
     montant |     .002653     .0024667        .0001863        .0003743
------------------------------------------------------------------------------
                          b = consistent under Ho and Ha; obtained from clogit
           B = inconsistent under Ha, efficient under Ho; obtained from clogit

    Test:  Ho:  difference in coefficients not systematic

                  chi2(6) = (b-B)'[(V_b-V_B)^(-1)](b-B)
                          =       10.63
                Prob>chi2 =      0.1006
```

3 / Suppression de l'alternative 3 : statu quo

Logit conditionnel sur échantillon complet :

```
Conditional (fixed-effects) logistic regression   Number of obs   =       5706
                                                  LR chi2(6)      =     458.55
                                                  Prob > chi2     =     0.0000
Log likelihood =  -1860.287                       Pseudo R2       =     0.1097

------------------------------------------------------------------------------
      choice |      Coef.   Std. Err.      z    P>|z|     [95% Conf. Interval]
-------------+----------------------------------------------------------------
         ASC |  -.0096733   .1513736    -0.06   0.949      -.30636    .2870134
    herbival |   -.022859   .0019537   -11.70   0.000    -.0266882   -.0190297
       tache |   -.506885   .0735563    -6.89   0.000    -.6510527   -.3627173
       bonus |   .4393646   .0729271     6.02   0.000     .2964302     .582299
      accomp |   .1187766   .0844681     1.41   0.160    -.0467778    .2843309
     montant |   .0024667    .000267     9.24   0.000     .0019434      .00299
------------------------------------------------------------------------------
```

Logit conditionnel sur sous-échantillon :

```
Conditional (fixed-effects) logistic regression   Number of obs   =       2044
                                                  LR chi2(5)      =     182.18
                                                  Prob > chi2     =     0.0000
Log likelihood = -617.30754                       Pseudo R2       =     0.1286

------------------------------------------------------------------------------
      choice |      Coef.   Std. Err.      z    P>|z|     [95% Conf. Interval]
-------------+----------------------------------------------------------------
         ASC |  (omitted)
    herbival |  -.0202903   .0051577    -3.93   0.000    -.0303992   -.0101814
       tache |  -.4746279   .0924184    -5.14   0.000    -.6557647   -.2934911
       bonus |   .4586508   .0840935     5.45   0.000     .2938306    .6234711
      accomp |   .1144465    .148128     0.77   0.440     -.175879     .404772
     montant |    .002788   .0003311     8.42   0.000     .0021391    .0034369
------------------------------------------------------------------------------
```

Test d'Hausman

```
                 ---- Coefficients ----
             |      (b)          (B)            (b-B)     sqrt(diag(V_b-V_B))
             |    partial        all         Difference          S.E.
-------------+----------------------------------------------------------------
    herbival |   -.0202903     -.022859        .0025687        .0047733
       tache |   -.4746279     -.506885        .0322571        .0559521
       bonus |    .4586508     .4393646        .0192862        .0418731
      accomp |    .1144465     .1187766       -.0043301        .1216842
     montant |     .002788     .0024667        .0003213        .0001958
------------------------------------------------------------------------------
                          b = consistent under Ho and Ha; obtained from clogit
           B = inconsistent under Ha, efficient under Ho; obtained from clogit

    Test:  Ho:  difference in coefficients not systematic

                  chi2(5) = (b-B)'[(V_b-V_B)^(-1)](b-B)
                          =       42.25
                Prob>chi2 =      0.0000
```

Annexe 8 : Dossier de candidature de l'appel à projets Artois-Picardie

Programme Eau et Agriculture
2010-2012
Campagne 2011-2012



Date limite de dépôt : 1er juin 2011

Le document ci-joint, complété, signé et accompagné du formulaire d'engagement, de la photocopie de votre S2 jaune et du RPG, est à envoyer à :

Agence de l'Eau Artois Picardie
Service Agriculture et Ecologie Rurale
200 rue Marceline
BP 80818 59508 DOUAI Cedex

1/5

Programme Eau et Agriculture
2010-2012
Campagne 2011-2012

❖ IDENTIFICATION

N°PACAGE : |__||__||__||__||__||__||__||__||__||__| **N° SIRET** : |__||__||__||__||__||__||__||__||__||__||__||__||__||__|

NOM Prénom (ou dénomination) : .....

Description du projet

- Territoire du projet

  Lieu dit : _____

  Commune : _____

  Département : _____

  Localiser précisément les surfaces qui vont être remises en herbe sur votre RPG.

- Surface concernée par le projet

Numéro de l'îlot concerné par la remise en herbe	Surface (ha)
.....	|__||__||__| ha
.....	|__||__||__| ha
.....	|__||__||__| ha
.....	|__||__||__| ha
.....	|__||__||__| ha
.....	|__||__||__| ha
TOTAL de la surface cultivée remise en herbe	|__||__||__| ha

Surface totale en herbe sur l'exploitation avant le projet : |__||__||__| ha

Surface totale en herbe sur l'exploitation après le projet : |__||__||__| ha

N.B. : la remise en herbe effectuée dans le cadre du projet ne doit pas donner lieu au retournement d'une autre parcelle en herbe de l'exploitation.

Programme Eau et Agriculture
2010-2012
Campagne 2011-2012

❖ IDENTIFICATION

N°PACAGE : |__||__||__||__||__||__||__||__||__||__| **N° SIRET** : |__||__||__||__||__||__||__||__||__||__||__||__||__||__|

NOM Prénom (ou dénomination) : .....

- Vous pouvez expliquer en quelques lignes vos motivations pour la mise en œuvre de ce projet, et les intérêts de cette remise en herbe pour la protection de la qualité de l'eau :

_____

_____

_____

_____

_____

_____

_____

_____

_____

_____

- Date de semis prévue :

  Au cours du mois de _____ 201|__|

  Votre prairie devra être maintenue pendant 5 ans minimum à compter de la fin du mois au cours duquel aura été fait le semis.

- Espèces semées (en cas de mélange, citer toutes les espèces prévues et la dose de semis approximative) :

Espèce	Dose de semis kg/ha
.....	|__|__| kg/ha
.....	|__|__| kg/ha
.....	|__|__| kg/ha
.....	|__|__| kg/ha

❖ IDENTIFICATION

N°PACAGE : |__||__||__||__||__||__||__||__||__||__| **N° SIRET** : |__||__||__||__||__||__||__||__||__||__||__||__||__||__|

NOM Prénom (ou dénomination) : .....

• Usage de la prairie :

Quel usage comptez-vous faire de vos surfaces remises en herbe ?

☐ pâturage :

indiquez la période de pâturage maximale en nombre de mois : |__||__| mois/an

indiquez le nombre moyen d'UGB présents sur la parcelle pendant cette période :

|__||__|,|__||__| UGB

☐ fauche exportatrice :

indiquez les périodes de fauche :

☐ fauche avant le 15 juin

☐ fauche entre le 15 juin et le 1er juillet

☐ fauche après le 1er juillet

☐ jachère

indiquez les périodes d'entretien (broyage) :

☐ avant le 15 juin

☐ entre le 15 juin et le 1er juillet

☐ après le 1er juillet

☐ autres : _____

_____

• Fertilisation d'entretien des surfaces en herbe :

☐ pas d'apports azotés (hors déjections au pâturage dans le cas d'une prairie pâturée)

☐ apports engrais organiques (en plus d'éventuelles déjections au pâturage)

indiquez le type d'engrais organique apporté : _____

et la dose maximale qui sera épandue : _____ T/ha/an

☐ apport engrais minéraux

indiquez la dose maximale d'azote apportée : _____ unités d'azote/ha/an

• Traitements phytosanitaires :

☐ pas d'utilisation de produits phytosanitaires

☐ désherbage chimique localisé uniquement (chardons...)

☐ autre : préciser _____

❖ IDENTIFICATION

N° PACAGE : |__||__||__||__||__||__||__||__||__| **N° SIRET** : |__||__||__||__||__||__||__||__||__||__||__||__||__||__|

NOM Prénom (ou dénomination) : .....

Aide sollicitée

Pour la mise en place de ce projet, je demande à bénéficier pendant les cinq ans de mon engagement d'une aide de :

|__||__||__| €/ha/an
❶

Mon projet porte sur une surface de |__||__||__|, |__||__| ha,
❷

donc si mon projet est retenu, je toucherai une aide de |__||__||__| €/ha/an X |__||__||__|, |__||__| ha
❶ X ❷

soit |__||__||__||__||__|, |__||__| €/an

Donnez les éléments qui vous ont permis d'estimer le montant de l'aide dont vous souhaitez bénéficier :

_____

_____

_____

_____

_____

_____

J'atteste sur l'honneur l'exactitude des informations renseignées sur ce dossier de candidature

A : ....., le .....
Signature (s) du demandeur, du représentant légal en cas de forme sociétaire, de tous les associés en cas de GAEC

CONTRATS AGRO-ENVIRONNEMENTAUX : EVALUATION ET DISPOSITIFS INNOVANTS EN FRANCE

Résumé : Les Mesures agro-environnementales territorialisées (MAEt) ont été introduites en France pour la programmation 2007-2013 de la Politique Agricole Commune (PAC). La perspective de la réforme de la PAC offre l'opportunité de proposer des pistes d'amélioration de ces mesures. Cette thèse évalue dans une première partie ce dispositif MAEt avec une attention particulière portée aux enjeux de lutte contre les pollutions de l'eau d'origine agricole. Nous étudions dans le premier chapitre la décentralisation croissante du dispositif agro-environnemental, le ciblage et l'adaptation aux territoires à enjeux prioritaires. Cette analyse est illustrée par les résultats d'une enquête menée à l'échelle nationale auprès des agriculteurs éligibles et des agents responsables de la mise en œuvre des MAEt, avec deux focus sur l'Eure et Loir et le Languedoc-Roussillon. Ces analyses complémentaires nous permettent d'apporter des éléments d'explication au trop faible taux d'adoption des mesures de réduction d'intrants. Dans le deuxième chapitre nous estimons avec des méthodes économétriques d'évaluation des effets de traitement si ces mesures, basées sur une auto-sélection des participants, permettent effectivement de réduire l'utilisation d'herbicides par les viticulteurs engagés dans la région Languedoc-Roussillon. La seconde partie de la thèse propose deux dispositifs innovants qui pourraient améliorer l'acceptabilité des MAE par les agriculteurs. Nous étudions dans le chapitre 3 l'effet de l'introduction d'une dimension collective dans les contrats, par la méthode de modélisation des choix appliquée au cas des viticulteurs du Languedoc Roussillon. Cette dimension collective se concrétise par un 'bonus' monétaire versé à chaque viticulteur engagé à condition qu'un objectif de surfaces engagées soit atteint collectivement. Pour finir, nous analysons dans le chapitre 4 la possibilité d'utiliser des appels à projets pour allouer les contrats agro-environnementaux, sur la base de l'expérience pilote menée par l'Agence de l'Eau Artois-Picardie. Ce mécanisme laisse aux agriculteurs la liberté d'adapter le cahier des charges et les montants des mesures en fonction de leur propre consentement à recevoir.

Mots-clés : Mesures agro-environnementales, pesticides, contrats, effets de traitement, incitations collectives, choice modeling, enchères agro-environnementales.

AGRI-ENVIRONMENTAL CONTRACTS : EVALUATION AND INNOVATIVE DESIGNS IN FRANCE

Abstract: Territorialized agri-environmental measures (MAEt) were introduced in France for the 2007-2013 Common Agricultural Policy program. The forthcoming CAP reform is an opportunity to improve the design of existing agri-environmental schemes. The first part of this thesis assesses this scheme (MAEt), with special attention paid to water pollution issues. In the first chapter we analyse the advantages and limits of the partial decentralization of decision-making in the setting-up of agri-environmental projects and of improved targeting through the identification of eligible priority areas. This analysis is illustrated by the results of a national survey conducted with eligible farmers and agents in charge of the implementation of the scheme and by two case studies conducted in Eure et Loir and Languedoc-Roussillon. These surveys help us to identify the reasons for the too low adoption rates of pesticides reduction measures by farmers. In the second chapter, we estimate the impact of herbicide reduction measures adopted by winegrowers in the Languedoc-Roussillon region using a treatment effects approach. The second part of the thesis proposes two innovative designs aiming at increasing the acceptability of agri-environmental measures by farmers. In chapter 3 we study the introduction of a collective dimension in the contracts. This collective dimension relies on a monetary 'bonus' paid to each farmer who has signed a contract, provided that the proportion of land collectively enrolled in the agri-environmental scheme reaches a predefined threshold. We finally analyse in chapter 4 the possible use of reverse auctions for the allocation of agri-environmental contracts, on the basis of the pilot experiment implemented by the Water Agency in Artois-Picardie. This mechanism enables farmers to adapt the practices they commit to and the payment that they receive to their own willingness to accept.

Key words : Agri-environmental schemes, pesticides, contracts, treatment effects, collective incentives, choice modeling, agri-environmental auctions.

Discipline : Sciences Economiques

Laboratoire d'accueil : LAMETA – Laboratoire Montpelliérain d'Economie Théorique et Appliquée