



HAL
open science

Assistance méthodologique à la préparation de l'évaluation ex-post du PDRN 2000-2006 en matière de soutien à l'agroenvironnement : rapport final de synthèse

Frédéric Zahm, Sylvain Chabe-Ferret, Anne Gassiat, Julie Subervie, Frédéric
Zahm

► To cite this version:

Frédéric Zahm, Sylvain Chabe-Ferret, Anne Gassiat, Julie Subervie, Frédéric Zahm. Assistance méthodologique à la préparation de l'évaluation ex-post du PDRN 2000-2006 en matière de soutien à l'agroenvironnement : rapport final de synthèse. irstea. 2008, pp.173. hal-02590711

HAL Id: hal-02590711

<https://hal.inrae.fr/hal-02590711>

Submitted on 15 May 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.



Assistance méthodologique à la préparation de l'évaluation ex-post du PDRN 2000-2006 en matière de soutien à l'agroenvironnement

Rapport final de synthèse

Etude réalisée par :

L'unité ADBX (Cemagref de Bordeaux)

L'UMR METAFORT (Cemagref de Clermont Ferrand)

L'unité DTGR (Cemagref de Grenoble)

Coordination : Frédéric ZAHM (unité ADER)

Avec le soutien de Sylvain Chabé-Ferret

(UMR Metafort)

Juin 2008

Département Gestion des Territoires

Groupement de Bordeaux

Unité ADBX

50, avenue de Verdun

Gazinet

33612 CESTAS

Tél. : 05 57 89 08 00 - Fax : 05 57 89 08 01

<http://www.bordeaux.cemagref.fr>

Groupement de Clermont-Ferrand

UMR METAFORT

Campus universitaire des Cézeaux

24, avenue des Landais - BP 50085

63172 AUBIERE CEDEX

Tél. +33 (0)4 73 44 06 53 - Fax.+33 (0)4.73.44.06.96

<http://www.clermont-ferrand.cemagref.fr>

Cemagref – Département Gestion des Territoires				
Unité de recherche ADBX 50, avenue de Verdun Gazinet 33612 CESTAS cedex Tél. : 05 57 89 08 40 - Fax : 05 57 89 08 01 http://www.bordeaux.cemagref.fr		Unité mixte de recherche METAFORT Campus universitaire des Cézeaux 24, avenue des Landais - BP 50085 63172 AUBIERE CEDEX Tél. : 04 73 44 06 53 - Fax. : 04.73.44.06.96 http://www.clermont-ferrand.cemagref.fr		Destinataire : Ministère de l'Agriculture et de la Pêche / DGPEI
Titre :	Assistance méthodologique à la préparation de l'évaluation ex-post du PDRN 2000-2006 en matière de soutien à l'agroenvironnement- rapport final de synthèse. Methodology and expertise to assist the ex-post assessment of the agro-environmental plan from the French Rural Development Programme (2000-2006)			
Auteurs:	<i>Coordinateur :</i> Zahm Frédéric <i>Auteurs :</i> Zahm Frédéric, Chabé-ferret Sylvain, Gassiat Anne, Subervie Julie			
Résumé:	<p>Ce rapport est une synthèse de l'étude complète d'«<i>assistance méthodologique à la préparation de l'évaluation ex-post du PDRN 2000-2006 en matière de soutien à l'agroenvironnement</i>» qui comprend quatre rapports indépendants détaillés. Cette étude réalisée pour le compte du ministère de l'Agriculture et de la Pêche a notamment pour objectif d'appuyer le bureau d'étude AND qui a été retenu en 2007 pour conduire cette évaluation ex-post de ce dispositif de soutien à l'agro-environnement.</p> <p>Les deux premières parties sont consacrées (1) au rappel des objectifs de l'étude, à la présentation de la méthodologie suivie pour répondre aux objectifs et de l'organisation générale pour la conduite des travaux, (2) à la description des principales mesures environnementales (MAE) étudiées dans le règlement de développement rural et (3) à une mise en perspective de notre démarche évaluative proposée par rapport au cadre commun de référence proposée par la Commission européenne pour conduire l'évaluation des effets propres des MAE.</p> <p>Les trois autres parties présentent les résultats de l'étude structurée en trois tâches.</p> <p>La tâche 1 est une expertise des 81 indicateurs du cadre commun proposés par la Commission européenne et d'autres indicateurs agro-environnementaux issus de l'analyse de 220 méthodes recensées dans la bibliographie. Elle a pour objectif d'évaluer la capacité de ces indicateurs à être mobilisés pour répondre aux questions évaluatives agro-environnementales du RDR.</p> <p>La tâche 2 est une synthèse bibliographique de vingt travaux d'évaluation relativement récents en matière de soutien à l'agroenvironnement et d'impact environnemental des aides aux zones défavorisées. L'objectif est d'expertiser leur pertinence et leur utilité méthodologique pour contribuer à l'évaluation ex-post.</p> <p>La tâche 3 propose une méthode d'estimation des effets propres de la politique de soutien à l'agroenvironnement. Sa faisabilité de sa mise en œuvre est évaluée compte tenu des données disponibles dans les bases de données nationales du Ministère de l'agriculture et de l'observatoire du développement rural.</p>			
Mots clés :	Evaluation, règlement de développement rural, PDRN, mesures agro-environnementales, Méthodes d'évaluation, indicateurs agro-environnementaux, effets propres, PHAE, ICHN			
Convention d'étude <i>Cemagref /</i> Ministère de l'Agriculture et de la Pêche - DGPEI	Contacts: frederic.zahm@cemagref.fr tel : 05 57 89 08 40 sylvain.chabet-ferret@cemagref.fr tel : 04 73 44 06 53	DATE : Juin 2008	DIFFUSION <input checked="" type="checkbox"/> Ministère de l'Agriculture / DGPEI	

Title :	Methodology and expertise to assist the ex-post assessment of the agro-environmental plan from the French Rural Development Programme (2000-2006)
Authors:	<i>Coordinator:</i> Zahm Frédéric <i>Auteurs :</i> Zahm Frédéric, Chabé-ferret Sylvain, Gassiat Anne, Subervie Julie
Abstract:	<p>This report is a synthesis of a more complete study aiming at preparing the ex-post evaluation of the Agro environmental schemes (AES) of the French Rural Development programme (2000-2006). This report is a synthesis of four independent detailed reports. The two first parts of the synthetic report are dedicated to a description of the AES evaluated, and to a general formulation of our approach to evaluating them. Our approach is composed of two parts: first a selection of the indicators measuring agricultural practices having an environmental effect and second the estimation of the treatment effect of the AES on the selected indicators.</p> <p>The rest of the report presents in thorough details each of these steps, and a review of the preceding evaluation reports of these AES. This work is structured in three tasks.</p> <p>Task one presents a selection of the indicators of agricultural practices: 81 indicators extracted from the common evaluation framework of the European commission and others indicators suggested by a review of 220 methods are analyzed. The adequation of these indicators with the aims of the evaluation and their possibility of being calculated thanks to existing data are studied.</p> <p>Task two synthesizes 20 recent evaluations of AES and analyses the relevance of the methodologies they use.</p> <p>Task three develops a method for estimating the treatment effects of the AES on some of the indicators listed in task one. These methods are selected because they can be implemented with existing data in French national data bases and because they are based on sensible hypothesis on farmers' behavior.</p>
Key words:	Assesment, Evaluation, Rural Development Regulation, agri-environmental measures, Assement Tools, Methods, agri-environmental indicators, Traitment effects, Agriculture, Contract, Farm

Préambule

Cette étude a bénéficié d'un financement de 65.000 euros accordé par le ministère de l'Agriculture et de la Pêche (DGPEI) au titre de crédits d'étude (programme 215 sous action 23, exercice 2007).

La coordination générale a été assurée par Frédéric Zahm (Cemagref Bordeaux) avec l'assistance de Sylvain Chabé-Ferret (Cemagref Clermont-Ferrand) qui a coordonné l'intégralité de la tâche 3.

Cette synthèse est issue d'un travail qui a mobilisé :

- Anne Gassiat, Baptiste Hautdidier, Sophie Lafon, Frédéric Zahm pour le *Cemagref de Bordeaux*,
- Georges Amon, Geneviève Bigot, Sylvain Chabé-Ferret, Etienne Josien, Nadine Turpin, Dominique Vollet pour le *Cemagref de Clermont Ferrand*,
- Aurélie Trouvé pour le *Cemagref de Grenoble*.
- Jérôme Rosnoblet, recruté comme vacataire (*Cemagref Bordeaux*),
- Julie Subervie, recrutée comme vacataire (*Cemagref Clermont Ferrand*)

Cette synthèse est issue des différents travaux présentés en détail dans les rapports intermédiaires suivants :

- Zahm, F., Chabé-Ferret S., Gassiat A et Subervie J., 2008, *Cadre général de l'étude de l'assistance méthodologique pour l'évaluation ex-post du Plan de Développement Rural National Français*, Rapport Cemagref, 34 p.

- Zahm, F. et Gassiat, A., 2008, *Expertise des indicateurs agri-environnementaux pour répondre aux questions évaluatives du chapitre VI (agro-environnement) et V (zones défavorisées) du Règlement de Développement Rural*. Rapport Cemagref, 82 p. + Annexes

- Zahm, F., Chabé-Ferret S., Vollet D., Hautdidier B., Subervie J., Lafon S., Amon G., Bigot G., Turpin N., Trouvé A., Gassiat A., 2008, *Expertise des méthodes utilisées pour évaluer l'impact des dispositifs de soutien publics à l'agro-environnement (MAE et PHAE) et aux zones défavorisées (ICHN) à partir de 20 références*, Rapport Cemagref, 37 p. + Annexes

- Chabé-Ferret, S. et Subervie, J., 2008, *Proposition d'une méthode d'estimation des effets propres des mesures agro-environnementales et de l'ICHN*, Rapport Cemagref, 63 p.

Remerciements

Cette étude n'aurait pu se réaliser sans la participation de toutes les institutions et personnes ayant accepté de répondre ou communiquer les informations et documents nécessaires à la réalisation de ce travail. Prenant le risque d'oublier de citer certaines personnes ayant contribué à cette étude ou accepté d'adresser des informations, je souhaite néanmoins remercier particulièrement :

- Jean François Baschet du *ministère de l'Agriculture et de la Pêche*,
- Jérôme Rosnoblet, pour sa contribution à la réalisation de la base de données de la tâche 1,
- Gilles Allaire et ses collègues de *l'INRA de Toulouse*,
- Philippe Pointerau de *l'association SOLAGRO* pour la présentation de l'outil DIALECTE,
- l'association *Agro transfert Picardie* pour la mise à disposition de la méthode DIAGE,
- Philippe Girardin et Christian Bockstaller de l'INRA de Colmar pour avoir accepté de suivre les travaux de la tâche 1 et mettre à disposition une première base de données d'indicateurs,
- Etienne Josien du *Cemagref de Clermont-Ferrand* et Elisabeth Sadoulet de *l'Université de Californie à Berkeley*, pour leurs précieux conseils.
- Marie-Pierre Duru, Georges Decaudin, Emmanuel Chantry et Catherine Chapelle du SCEES, ainsi que Bernadette Dutheil et Martine Méténier du SRISE Auvergne, Bertrand Roucher et Dominique Beunaiche du SRISE Aquitaine.

Un dernier remerciement est destiné à toutes les autres personnes rencontrées ou contactées qui ont également participé à ces travaux en communiquant des informations indispensables à la réalisation de cette étude.

Le coordonnateur de l'étude,

Frédéric ZAHM

LISTE DES ABREVIATIONS

ADASEA : association départementale pour l'aménagement des structures des exploitations agricoles
ANPE : agence nationale pour l'emploi
BPAH : bonnes pratiques agricoles habituelles
CAD : contrat d'agriculture durable
CNASEA : centre national pour l'aménagement des structures des exploitations agricoles
CORPEN : comité d'orientation pour des pratiques agricoles respectueuses de l'environnement
CTE : contrat territorial d'exploitation
CVE : cap vers l'entreprise
DDAF: direction départementale de l'agriculture et de la forêt
DIREN: direction régionale de l'environnement
DOCOB : document d'objectifs (Natura 2000)
DOCUP : document unique de programmation
GAB : groupement des agriculteurs biologiques
ICHN : indemnité compensatoire des handicaps naturels
INRA : institut national de la recherche agronomique
MAE : mesures agro-environnementales
MEDAD : Ministère de l'Ecologie, du Développement et de l'Aménagement durables
ODR : Observatoire du Développement Rural
OLAE : opérations locales agro-environnementales
ONCFS office national de la chasse et de la faune sauvage
OPP : opérateurs privés de placement
OTEX : orientation technico-économique d'une exploitation agricole
PDRN : plan de développement rural national
PHAE : prime herbagère agro-environnementale
PK : enquête du SCEES sur les pratiques culturelles des agriculteurs
PMSEE : prime au maintien des systèmes d'élevages extensifs
RA : recensement agricole
RDR : règlement de développement rural n°1257/99
RICA : réseau d'information comptable agricole
RMI : Revenu Minimum d'Insertion
RSA : revenu de solidarité active
SAA : statistique agricole annuelle
SAGE : schéma d'aménagement et de gestion des eaux
SAU : surface agricole utile
SCEES : service central des études et enquêtes statistiques
SDAGE : schéma directeur d'aménagement et de gestion des eaux
SEA : service d'économie agricole (DDAF)
SFE : service forêt environnement (DDAF)
SFP : surface fourragère principale
SISA : système d'information de source administrative
STH : surface toujours en herbe
STRU : enquête sur la structure des exploitations agricoles
SUTVA : *stable unit treatment value assumption*
UGB : unité de gros bétail
UNEDIC : union nationale interprofessionnelle pour l'emploi dans l'industrie et le commerce
ZNIEFF : zone naturelle d'intérêt écologique faunistique et floristique
ZPS : zone de protection spéciale

SOMMAIRE

PARTIE 1 : OBJECTIFS DE L'ETUDE	9
1. Introduction	9
2. Cadre général et objectifs de l'étude	10
2.1. Cadre de l'étude	10
2.2. Rappel des objectifs de la présente étude	10
3. Organisation des travaux et plan du rapport.....	11
3.1. L'implication des différentes unités du <i>Cemagref</i>	11
3.2. Une contribution d'institutions extérieures au Cemagref	11
3.3. Le calendrier des travaux.....	12
4. Méthodologie des différentes tâches et plan du rapport.....	12
PARTIE 2 : LES POLITIQUES ETUDIEES ET LEURS PROCESSUS D'EVALUATION.....	14
1. Le règlement de développement rural et sa déclinaison française.....	14
1.1. Bref rappel des dispositifs français étudiés.....	14
1.2. Les mesures e et f : leur importance dans le PDRN.....	15
2. Le cadre évaluatif de la Commission européenne	18
2.1. Les principes de l'évaluation selon la Direction Générale Agriculture et Développement Rural (DG AGRI).....	18
2.2. Présentation des questions évaluatives.....	20
2.3. Des indicateurs pour évaluer le RDR.....	22
3. Notre démarche évaluative du PDRN	23
4. Analyse du cadre commun au regard de la démarche évaluative préconisée	23
4.1. La définition de la désirabilité de l'état social.....	24
4.2. La définition du changement d'état social attendu grâce à la politique	25
4.3. La définition de l'effet propre de la politique et de la situation contrefactuelle	25
4.4. L'estimation de l'effet propre	26
PARTIE 3 : TACHE 1 « EXPERTISE DES INDICATEURS»	27
1. Présentation générale	27
1.1. Objectifs de la tâche 1.....	27
1.2. Méthodologie générale.....	27
1.3. Champ de l'expertise : les indicateurs du cadre commun et hors cadre commun.	28
2. Méthodologie d'expertise	30
2.1. Le statut de l'indicateur	30
2.2. Typologie des enjeux environnementaux	35
2.3. Expertise des bases de données utiles au calcul des indicateurs.....	36
2.4. Présentation de la grille d'expertise	42
2.5. Indicateurs pertinents et fiches détaillées	45
3. Résultats de l'analyse des indicateurs expertisés.....	47
3.1. Les 81 indicateurs du cadre commun : calculabilité et pertinence	47
3.2. Les indicateurs hors cadre commun de la base des indicateurs agro-environnementaux (BIAE).....	54
3.3. Les indicateurs hors cadre commun à l'échelle de l'exploitation	57

3.4. Proposition d'indicateurs mobilisables pour la TÂCHE 3.....	59
4. Conclusion de la tâche 1.....	60
PARTIE 4 : LES TRAVAUX DE LA TACHE 2	62
1. Objectifs de la tâche 2	62
2. Méthodologie d'expertise : la construction d'une grille d'analyse.....	62
2.1. Le préalable à la construction de la grille d'analyse : identifier les étapes indispensables à une évaluation des effets propres d'une politique publique	62
2.2. La grille d'analyse des documents expertisés.....	64
3. Présentation des vingt documents d'évaluation expertisés	65
3.1. Le choix des travaux à expertiser	65
3.2. Des travaux d'évaluation issus essentiellement de bureaux d'étude pour répondre à une évaluation nationale ou communautaire	66
4. Résultats de l'analyse des documents	68
4.1. Résultats généraux quantitatifs et points pertinents qualitatifs	68
4.2. La définition et la mesure des indicateurs.....	68
4.3. La définition et la mesure de l'effet propre de la politique	69
4.4. Les questions transversales.....	71
5. La prise en compte des particularités des dispositifs dans l'analyse	71
5.1. Le lien entre pratiques et état de l'environnement	72
5.2. La prise en compte du rôle du contexte institutionnel et économique dans la mise en œuvre des MAE	73
5.3. La prise en compte de l'effet des mesures sur le développement rural	73
6. Recommandations.....	74
6.1. La dimension agro-territoriale : indicateurs et protocoles de mesure	74
6.2. Les méthodes de mesure des effets propres.....	75
6.3. Les questions transversales.....	75
6.4. La prise en compte de la dimension spatiale des enjeux environnementaux dans l'analyse. 76	
7. Conclusion de la tâche 2.....	76
PARTIE 5 : TACHE 3 « METHODE D'ESTIMATION DES EFFETS PROPRES »	78
1. Objectifs de la tâche 3	78
2. Evaluation des effets propres des mae et de l'ichn : définitions, problèmes et méthodes. 79	79
2.1. Définition de l'impact de la politique.....	79
2.2. Le problème de l'évaluation et les biais des méthodes intuitives d'estimation des effets propres	86
2.3. Les méthodes de résolution du problème de l'évaluation.....	89
3. Faisabilité des méthodes d'évaluation des effets propres.....	99
3.1. Faisabilité de l'application des méthodes et disponibilité des données.....	99
3.2. Les méthodes retenues et leur mise en œuvre	114
3.3. Etude de faisabilité de la mise en œuvre des méthodes dans deux régions : Auvergne et Poitou-Charentes	118
4. Conclusion de la tâche 3.....	124

Bibliographie

Listes des Annexes

PARTIE 1 : OBJECTIFS DE L'ETUDE

1. Introduction

En application du Règlement de développement rural n°1257/99 (RDR), le Ministère de l'agriculture et de la Pêche a en charge de conduire l'évaluation nationale du Plan de Développement Rural National (PDRN) qui fera l'objet courant 2008 d'une évaluation ex-post à transmettre à la Commission. Réalisée par des bureaux d'études indépendants, le contenu de cette évaluation devra répondre a minima aux questions évaluatives dites communes, établies par les États membres. Les questions évaluatives portent sur l'impact des mesures agro-environnementales sur les ressources naturelles (eau, air et sol), la biodiversité et les paysages. A ces questions s'ajoute également une question concernant les zones défavorisées et portant sur l'impact sur l'environnement de la mesure e.

Conformément à l'article 65 du règlement d'application règlement (CE) n° 817/04, l'évaluation ex post, doit répondre à ces questions évaluatives et examine en particulier l'utilisation des ressources, l'efficacité et l'efficience du soutien accordé et son impact. L'évaluation ex-post consiste à faire le point sur l'intervention après achèvement et à émettre un jugement à son propos. Elle peut, par ailleurs, fournir des orientations quant à d'éventuelles suites à donner au programme, par exemple sous forme d'inventaire de bonnes pratiques.

Les précédentes évaluations agro-environnementales montrent que la qualité de réponse aux questions évaluatives dépend d'abord des données dites « secondaires » (données de suivi, données issues du système statistique) mais aussi des données dites « primaires » (données à recueillir spécifiquement pour l'évaluation). Bien souvent, les évaluateurs perdent beaucoup de temps à rassembler les données secondaires et n'en consacrent pas assez à la collecte des données primaires. L'analyse des matériaux rassemblés et la construction du jugement évaluatif sont donc au final souvent peu abouties.

Pour pallier à ces difficultés et préparer cette évaluation nationale, le ministère de l'Agriculture et de la Pêche a structuré cette évaluation ex post en s'appuyant sur deux dispositifs complémentaires :

1. L'Observatoire des programmes communautaires de Développement Rural (ODR)
L'INRA de Toulouse a été chargé de mettre en place un observatoire des programmes communautaires de développement rural (ODR). L'objectif est de permettre de rassembler les données de suivi préalablement aux démarrages des évaluations par les bureaux d'étude qui seront retenus dans les appels d'offre en cours d'analyse.
2. Une assistance méthodologique, objet de la présente étude
Le ministère de l'Agriculture et de la Pêche a demandé au Cemagref de l'accompagner dans les travaux préparatoires à l'évaluation ex-post du Règlement de Développement Rural que la France doit mettre en œuvre.

2. Cadre général et objectifs de l'étude

2.1. Cadre de l'étude

La présente étude « *assistance méthodologique à la préparation de l'évaluation ex-post du PDRN 2000-2006 en matière de soutien à l'agroenvironnement* » répond à une commande de la Direction Générale de la Production et des Échanges Internationaux (DGPEI) du ministère de l'Agriculture et de la Pêche.

2.2. Rappel des objectifs de la présente étude

L'étude a pour objectifs d'accompagner sous forme d'assistance méthodologique, les travaux préparatoires à l'évaluation ex-post du Règlement de Développement Rural que la France doit mettre en œuvre courant 2007.

En application du Règlement de développement rural 1257/99 (RDR), le Plan de Développement Rural National (PDRN) doit faire l'objet d'une évaluation ex-post à transmettre à la Commission avant le 31 décembre 2008. Le contenu de cette assistance méthodologique comprend quatre tâches :

- **Tâche 1 : Réaliser une expertise des indicateurs communs** proposés par la Commission pour contribuer à la réponse à l'ensemble des questions évaluatives du Chapitre VI du RDR (chapitre Agroenvironnement) et à la question évaluative portant sur l'impact sur l'environnement (question V.4.A) du Chapitre V du RDR (Zones défavorisées).
- **Tâche 2 : Réaliser une synthèse bibliographique de vingt travaux d'évaluation** relativement récents en matière de soutien à l'agroenvironnement et d'impact environnemental des aides aux zones défavorisées, qui seraient utiles pour l'évaluation ex-post.
- **Tâche 3 : Proposer une méthode d'estimation des effets propres** de la politique de soutien à l'agroenvironnement et évaluer la faisabilité de sa mise en œuvre dans deux régions françaises.
- **Tâche 4 : Assister** le comité de pilotage agri-environnement en charge de l'évaluation ex post du PDRN.

3. Organisation des travaux et plan du rapport

3.1. L'implication des différentes unités du Cemagref

Le présent rapport est issu d'un travail collectif des trois unités suivantes du Cemagref : l'unité *ADER* (Bordeaux), l'unité mixte de recherche *METAFORT* (Clermont Ferrand) et l'unité *DTGR* (Grenoble). Les contributions des différentes personnes impliquées au sein des différentes unités sont présentées dans le tableau ci-dessous.

Tableau 1 : Description des différentes contributions

Type de travaux conduits	Participants	Unités Impliquées
Coordination générale	F. Zahm avec le soutien de S. Chabé-Ferret pour les tâches 3 et 4	ADER METAFORT
Tache 1 : Expertise des indicateurs communs et des indicateurs alternatifs		
Coordination	F. Zahm, A. Gassiat	ADER
Analyse des indicateurs du cadre commun de référence – Construction de la base de données	F. Zahm, A. Gassiat, J. Rosnoblet assistés de S. Chabé-Ferret et J. Subervie	
Synthèse	A. Gassiat, F. Zahm	
Tache 2 : Expertise méthodologique de précédents travaux d'évaluations		
Coordination	F. Zahm, S. Chabé-Ferret	ADER
Grille	F. Zahm, S. Chabé-Ferret, D. Vollet, S. Lafon	
Analyse individuelle des rapports d'évaluation	G. Amon, G. Bigot, S. Chabé-Ferret, B. Hautdidier, S. Lafon, N. Turpin, A. Trouve, D. Vollet et F. Zahm	METAFORT
Synthèse	F. Zahm, S. Chabé-Ferret, D. Vollet, J. Subervie, B. Hautdidier, S. Lafon	DTGR
Tache 3 : Proposition d'une méthode d'estimation des effets propres de la politique		
Coordination	S. Chabé-Ferret	METAFORT
Proposition d'une méthode d'estimation des effets propres	S. Chabé-Ferret, J. Subervie	
Choix des indicateurs de pression	S. Chabé-Ferret, J. Subervie assistés d'E. Josien, A. Gassiat, F. Zahm, et J. Rosnoblet	
Tache 4 : Comité de pilotage national de l'évaluation des MAE		
Appui au comité de pilotage agri-environnement en charge de l'évaluation ex post du PDRN	Frédéric Zahm Sylvain Chabé-Ferret	ADER METAFORT

3.2. Une contribution d'institutions extérieures au Cemagref

Pour la réalisation des différents travaux, il a également été sollicité des contacts réguliers avec les institutions suivantes :

- l'INRA de Colmar (Philippe Girardin) qui a mis à la disposition de la tâche 1 une première base de données d'indicateurs développée dans un programme de recherche IMPACT de l'appel d'offre Agriculture et Développement Durable,

- l'équipe de l'INRA de Toulouse (Gilles Allaire) qui assure le développement de l'Observatoire de Développement Rural,
- les équipes des SRISE Aquitaine (Bertrand Roucher et Dominique Beunaiche) et Auvergne (Bernadette Dutheil et Martine Méténier) pour l'expertise des données contenues dans les enquêtes mobilisées.

3.3. Le calendrier des travaux

L'étude a été officiellement notifiée au Cemagref début juillet 2007. Les travaux préparatoires ont néanmoins commencé dès le mois d'avril 2007 pour organiser ce travail, compte tenu de la mission d'appui technique du Cemagref au MAP. Bien que les travaux n'aient pas été conduits d'une façon strictement linéaire dans le temps, les grandes étapes peuvent se décliner dans le calendrier résumé dans le tableau ci-dessous:

Tableau 2 : Calendrier des principales étapes

Avril 2007 à juillet 2007	Rencontre avec les acteurs Collecte des documents et bases de données nécessaires à l'analyse Grille d'analyse des indicateurs et construction de la base de données des indicateurs Grille d'analyse et lecture des travaux d'évaluation de la tâche 2 Présentation et validation du rapport d'étape au comité de pilotage de juillet 2007
Août 2007 à octobre 2007	Synthèse des grilles individuelles et finalisation de la tâche 2 Traitement et analyse de la base de données des indicateurs agro-environnementaux
Septembre à novembre 2007	Suite traitement et analyse de la base de données des indicateurs agro-environnementaux Proposition méthode effets propres et étude de faisabilité dans deux régions
Décembre 2007	Rendu du rapport final
Janvier 2008	Présentation du rapport au comité de pilotage
Janvier à juin 2008	Prise en compte des remarques et demande de modifications
Juin 2008	Rendu du rapport final de synthèse
Années 2007 et 2008	Participation aux comités de pilotage national agro-environnemental à partir de juillet 2007

4. Méthodologie des différentes tâches et plan du rapport

Ce rapport est structuré en cinq parties :

- **La partie 1** présente les objectifs généraux de l'étude.
- **La partie 2** décrit les politiques publiques évaluées, le cadre réglementaire de leurs évaluations et notre analyse critique, à partir d'une proposition de notre démarche évaluative.
- **La partie 3** présente les travaux de la tâche 1.
- **La partie 4** rend compte de la tâche 2.
- **La partie 5** restitue les travaux de la tâche 3.

La démarche méthodologique suivie pour la réalisation de ces différentes parties est récapitulée dans le tableau ci-dessous.

Tableau 3 : Présentation de la démarche méthodologique générale retenue

	Description des travaux	Méthodologie	Contenu des travaux / résultats	Parties
	Compréhension du champ de l'étude	Discussion avec le maître d'ouvrage	Présentation des objectifs de l'étude	1
	Analyse des politiques étudiées et du cadre de référence de l'évaluation	Synthèse bibliographique Comité de pilotage interne Cemagref	Présentation des dispositifs publics étudiés Présentation de l'organisation générale mise en place	2
Tâche 1	Expertise des indicateurs du cadre commun de référence et des indicateurs alternatifs	Entretiens avec les acteurs impliqués Analyse bibliographique et traitement de bases de données Expertise des indicateurs recensés, des bases de données du SCEES et de l'ODR	- Réalisation d'une grille d'analyse indicateurs / pratiques - Création et implémentation d'une base de données d'indicateurs agro-environnementaux - Réalisation de fiches par indicateurs du cadre commun et d'une liste des indicateurs hors cadre commun calculables à l'échelle de l'exploitation	3
Tâche 2	Expertise méthodologique de vingt précédents travaux d'évaluations	Bibliographie sur les méthodes d'évaluation Réalisation d'une grille d'analyse commune pour rendre homogène l'expertise	- 20 grilles d'analyse individuelle complétées - Tableau quantitatif de résultats - Synthèse des méthodes utilisées et recommandations	4
Tâche 3	Proposition d'une méthode d'estimation des effets propres et étude de faisabilité de sa mise en œuvre dans deux régions	Bibliographie / Expertise des méthodes Choix des indicateurs et de la méthode Etude de faisabilité en Auvergne et Poitou-Charentes	- Synthèse bibliographique des principales méthodes d'estimation des effets propres - Choix d'une méthode et étude de faisabilité	5
Tâche 4	Assister le comité de pilotage national agri-environnement	Participation au comité de pilotage Lecture des travaux des bureaux d'étude	- Avis sur les travaux des bureaux d'étude - Présentation au comité des résultats de la présente étude	Pas de rapport

PARTIE 2 : LES POLITIQUES ETUDIÉES ET LEURS PROCESSUS D'ÉVALUATION

1. Le règlement de développement rural et sa déclinaison française

Pour la période 2000-2006, couverte par l'Agenda 2000, le soutien à l'agroenvironnement est mis en œuvre dans le cadre du Règlement de développement rural ou RDR (règlement (CE) n°1275/1999 du 17 mai 1999). Ce règlement est le regroupement de neuf règlements antérieurs dont les deux plus importants sont celui concernant les méthodes de production agricole compatibles avec les exigences de la protection de l'environnement ainsi que l'entretien de l'espace naturel (n°2078/92) et celui concernant l'amélioration de l'efficacité des structures de l'agriculture (règlement (CE) n°950/97 du 2 juin 1997)¹.

Le RDR est structuré en 9 chapitres d'intervention (de I à IX) et 22 mesures (de a à v). On s'intéresse aux mesures de soutien à l'agroenvironnement, qui sont présentes dans :

- le **chapitre VI**, qui porte intégralement sur la protection de l'environnement et la préservation de l'espace naturel, et une partie du **chapitre V**, qui s'attache à la protection de l'environnement dans les zones défavorisées.
- la « **mesure f** », qui concerne les mesures agro-environnementales (MAE)
- une partie de la « **mesure e** » relative aux zones défavorisées.

La mise en œuvre des 22 mesures se fait par l'intégration dans des plans de développement rural (PDR), qui peuvent intégrer la totalité ou partie de ces mesures. Seule la mesure f – soutien à l'agroenvironnement ou MAE- doit l'être obligatoirement. La déclinaison nationale du RDR se traduit en France par un premier instrument de programmation national appelé **plan de développement rural national (PDRN)** et un second régional nommé **document unique de programmation (DOCUP)**. Ce double dispositif s'articule ainsi :

1. Un premier grand programme national, le Plan de développement rural national (**PDRN**), comportant 17 des 22 mesures, couvrant l'ensemble du territoire et représentant près de 90 % de la dotation FEOGA garantie allouée à la France.
2. Un second dispositif intègre un certain nombre de mesures (pour la plus grande part relevant de l'article 33 du Règlement de développement rural, chapitre IX : encouragement à l'adaptation et au développement des zones rurales) dans **les DOCUP** pour les zones relevant de l'objectif 2. Ces mesures représentaient un peu plus de 10 % de la dotation du FEOGA garantie dont 74% de celle du chapitre IX. Ils sont cités ici à titre informatif, mais ne font pas partie de l'évaluation ex post du PDRN, car ils disposent de leur propre système d'évaluation.

1.1. Bref rappel des dispositifs français étudiés.

Pour les zones défavorisées, la France a choisi un dispositif unique, l'indemnité compensatoire de handicap naturel (ICHN). Par contre la mise en œuvre des MAE est beaucoup plus complexe ; elle a été construite autour de cinq dispositifs que sont les CTE/CAD, la PMSEE/PHAE, les EAE et deux mesures spécifiques MAE tournesol et MAE rotationnelle). Ils sont pour mémoire rappelés brièvement en Annexe 1. Le Tableau 4 ci-dessous précise pour chaque dispositif les grandes actions associées.

¹ Barbut, L. et Baschet, J.F. L'évaluation de la politique de soutien à l'agroenvironnement. Notes et Etudes économiques, n°2, février 2005, pp. 37-68

Tableau 4 : Synthèse des actions par dispositifs et types d'action pour les MAE

Numéro et Intitulé des actions		Dispositifs				
		CTE/ CAD	Tournesol	Rotationnelle	PHAE	EAE Marais de l'ouest
01	Reconvertir les terres arables en prairies (N)	X				
02	Allonger les rotations / Diversifier les cultures dans la rotation	X		X		
03	Diminuer les surfaces en sol nu l'hiver	X	X			
04	Planter des dispositifs enherbés / créer des zones tampons	X				
05	Planter des éléments fixes du paysage (haies, mares...)	X				
06	Entretien / réhabilitation des éléments fixes (haies, fossés, talus, terrasses, mares...)	X				
07	Réorganiser le parcellaire : réduire la taille des parcelles / modifier leur forme	X				
08	Modifier les traitements phytosanitaires pour réduire les pollutions / développer les méthodes de lutte raisonnée ou biologique	X				
09	Modifier la fertilisation	X				
10	Améliorer la gestion des effluents agricoles	X				
11	Diminution des prélèvements d'eau sur l'exploitation	X				
12	Créer ou conserver des zones d'expansion de crues	X				
13	Modifier le travail du sol	X				
14	Planter des cultures spéciales d'intérêts faunistique et floristique	X				
15	Préserver la diversité génétique et animale à usage agricole (N)	X				
16	Mode d'utilisation de la parcelle raisonné en fonction de la gestion d'espèces naturelles	X				
17	Adapter les pratiques agricoles pour se protéger des prédateurs	X				
18	Conserver les modes d'occupation des sols à intérêts paysager et patrimonial (coteaux, vergers, bocages...)	X				X
19	Réutiliser les milieux en dynamique de déprise	X			X	
20	Gestion extensive des surfaces en herbe	X			X	
21	Conversion à l'agriculture biologique (N)	X				
22	Agroforesterie (N)	X				
23	Réduire le drainage	X				
25	Préservation des espaces agricoles périurbains en risque de déprise	X				
30	Planification environnementale	X				

Source : MAP/DGPEI (2007)

1.2. Les mesures e et f : leur importance dans le PDRN

La **mesure e** (aides aux zones défavorisées) et la **mesure f** (mesures agro-environnementales) représentent 65% de cette programmation (cf. tableau n°5). L'importance des dépenses publiques de ces deux dernières mesures nécessite une attention particulière et justifie cette étude méthodologique de préparation à l'évaluation *ex post* du PDRN en matière de soutien à l'agroenvironnement.

Tableau 5 : Mesures RDR retenues au titre du PDRN et du DOCUP

Mesures RDR retenues (en grisé) au titre du PDRN et/ou DOCUP	part des dépenses publiques 2000-2006 (en %)	
	PDRN	DOCUP
a. Investissement dans les exploitations agricoles	8,8	3,9
b. Installation des jeunes agriculteurs	9,9	
c. Formation	0,3	
d. Préretraite	0,1	
e. Zones défavorisées et zones soumises à des contraintes environnementales (ICHN)	31,5	
f. Mesures agro-environnementales (MAE)	33,7	
g. Amélioration de la transformation et de la commercialisation des produits agricoles	3,3	1,4
h. Boisement des terres agricoles	0,6	
i. Autres mesures forestières	7,8	
j. Amélioration des terres	0,1	2,2
k. Remembrement des terres	0,6	6,0
l. Instauration de services de remplacement et d'aide à la gestion		0,9
m. Commercialisation des produits de qualité	0,1	9,1
n. Services essentiels pour l'économie et la population rurale	0,1	17,7
o. Rénovation et développement des villages	0,2	15,9
p. Diversification des activités	0,4	4,7
q. Gestion des ressources en eau destinées à l'agriculture	0,0	3,0
r. Développement et amélioration des infrastructures liées à l'agriculture		8,8
s. Encouragement des activités touristiques et artisanales		4,8
t. Protection de l'environnement	0,2	19,8
u. Reconstitution du matériel de production endommagé par des catastrophes naturelles et mise en place d'instruments de prévention appropriés		1,7
v. Ingénierie financière		0,1
TOTAL	100%	100%

Source : MAP/DGPEI (2007)

Sur les 10 milliards d'euros de dépenses publiques, la mesure f représente un peu plus du tiers, répartie essentiellement entre les dispositifs CTE/CAD et PMSEE/PHAE.

Tableau 6 : Répartition des dépenses publiques 2000-2006 par dispositif de mise en œuvre pour les mesures e et f.

	Montant (en millions d'€)	% du total
Ensemble des autres mesures (de a à t – sauf e et f)	3 507,0	34,8
Mesure e : ICHN	3 179,6	31,5
Mesure f : Mesures agro-environnementales	3 396,1	33,7
MAE des CTE/CAD	1 488,8	14,8
PHAE (yc sur produit de la modulation)	823,1	8,2
MAE Rotationnelle	86,4	0,9
dont MAE Tournesol	14,8	0,1
MAE hors CTE (EAE marais, etc.)	28,2	0,3
PMSEE	697,3	6,9
Autres MAE 2078 (OLAE, etc.)	257,5	2,6
TOTAL PDRN	10 083,7	100,0

Source : MAP/DGPEI (2007)

Le nombre de CTE signés a été de 49 000 et celui de CAD de 22 200 ; par ailleurs, le nombre de bénéficiaires de la PHAE est de 57 400 (dont 56 500 exploitations) et de la MAE « rotationnelle » de 6 400 (source:MAP/DGPEI juillet 2007). En l'absence des données consolidées sur l'ensemble de la période, le tableau ci-dessous présente la répartition des dépenses par pratiques agricoles en 2004-2005.

Tableau 7 : Répartition des dépenses et des surfaces aidées pour les mesures e et f (campagne 2004-2005)

Pratiques visées	Dispositifs	Actions	Montants payés (en millier d'€)	SAU (en millier d'ha)
Gestion extensive des prairies	CTE/CAD et PHAE	20	284 797	6 088
Diversification assolements	CTE/CAD, rotationnelle et tournesol	2, 3	54 002	2 255
Ouverture des milieux	CTE/CAD et PHAE	19	53 661	2 079
Raisonnement des pratiques	CTE/CAD	8, 9	50 290	1 662
Gestion des éléments fixes du paysage Eléments linéaires et ponctuels	CTE/CAD	5, 6, 7	35 518	2 591
AB	CTE/CAD	21	28 436	182
Gestion de milieux d'intérêt	CTE/CAD et EAE marais	14, 16, 17, 18	21 708	1 135
Autres MAE	CTE/CAD	2, 3, 10, 11, 12, 13, 16, 18, 23, 25	10 659	1 057
Reconversion vers systèmes herbagers	CTE/CAD	1	10 462	474
Enherbement	CTE/CAD	4, 7	2 846	760
Races menacées	CTE/CAD	15	495	31
		TOTAL MAE	554 916	18 730
		ICHN	461 217	4 300

Source : CNASEA, campagne 2004-2005
Pour le détail des actions, cf. Tableau n°4.

Comme l'ont déjà montré les chiffres portant sur la totalité de la période du programme, la « gestion de l'herbe » est majoritaire au cours de la campagne 2004-2005. L'ICHN vient en tête pour le montant des aides, par contre en termes de surfaces, ce sont les actions 20 et 19 avec plus de 8 millions d'hectares qui dominent. Au sein de la mesure f, les actions 20 et 19 représentent 62% des aides et presque 45% des surfaces aidées ; elles peuvent être souscrites à travers soit un CTE/CAD, soit la PHAE, soit les deux dispositifs – CAD/PHAE - à condition que les mesures propres à la PHAE (2001, 2002 et 1903) ne soient pas présentes dans le CAD et que les surfaces contractualisées soient différentes.

Trois types de pratiques sont également importantes dans le programme : raisonnement des pratiques (actions 8 et 9), gestion des éléments linéaires fixes du paysage (actions 5 et 6) et agriculture biologique (action 21).

La diversification des assolements se retrouve dans le cadre des actions 2 et 3, qui peuvent être souscrites soit à travers un CTE/CAD, soit à travers une MAE tournesol (mesure 0305) ou une MAE rotationnelle (mesure 0205).

2. Le cadre évaluatif de la Commission européenne

Les lignes directrices de la Commission Européenne présentent l'ensemble des questions évaluatives, qui sont communes à tous les États membres (article 42 du règlement (CE) 1750/1997). L'évaluation *ex-post* repose sur ces questions évaluatives communes pertinentes au niveau communautaire, mais aussi sur les questions évaluatives spécifiques du programme de développement rural (PDR) concerné.

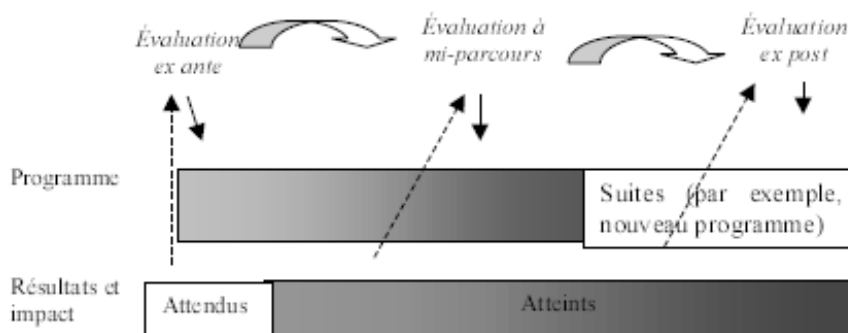
2.1. Les principes de l'évaluation selon la Direction Générale Agriculture et Développement Rural (DG AGRI)

2.1.1 Les lignes directrices

Le document de travail n°VI/8865/99 de la Commission précise les lignes directrices, que chaque États membres doit suivre, pour ces évaluations, qui doivent se focaliser sur les impacts, utiliser des méthodes reconnues et analyser les effets du programme en envisageant la situation contrefactuelle c'est-à-dire apprécier ce qui se serait passé si l'intervention n'avait pas eu lieu (par exemple s'il n'y avait pas eu de réduction de l'utilisation de pesticides dans les exploitations concernées).

L'évaluation doit se préoccuper des impacts, qu'ils soient positifs ou négatifs et qu'ils soient attendus ou inattendus, y compris ceux qui ne deviennent manifestes qu'à long terme ou ceux dont tirent avantage d'autres que les bénéficiaires directs. Et cela sur des périodes distinctes : 2000 à 2003 pour l'évaluation à mi-parcours, 2000 à 2006 pour l'évaluation *ex post* (c'est-à-dire la durée totale du programme).

Figure 1 : Le programme et son évaluation



Source : document VI/8865/99 p. 9

Lecture de la Figure 2 : Interactions entre le programme de développement rural et son évaluation aux divers stades de sa mise en œuvre.

Les flèches pointillées montrent comment les informations relatives aux résultats et à l'impact du programme mis en œuvre sont recueillies et traitées par l'évaluation. Les flèches pleines indiquent le moment de l'évaluation et montrent comment les conclusions et recommandations qui en résultent devraient avoir un effet de rétroaction sur le programme, pendant sa mise en œuvre, ou sur les suites qui y seront données.

La Figure 2 montre également qu'une évaluation doit pouvoir tirer parti des résultats des opérations d'évaluation précédentes (flèches du haut). L'évaluation à mi-parcours doit donc tenir compte des résultats de l'évaluation *ex ante* qui l'a précédée et l'évaluation *ex post* doit, à son tour, tenir compte des conclusions de l'évaluation à mi-parcours.

Dans son article 42, le règlement d'application du RDR prévoit que les évaluations se fondent sur des **méthodes reconnues**. Cette exigence porte à la fois sur la collecte des données et sur l'analyse qui y fait suite.

Les données utilisées sont de deux sortes :

- Les données secondaires sont celles qui existent déjà, comme par exemple celles issues du système de suivi (ODR de l'INRA pour les MAE ou PACAGE pour les zones défavorisées) ou des enquêtes existantes (SCEES en particulier), voire de l'évaluation mi-parcours ou de documents de programmation,
- Les données primaires, spécifiquement recueillies aux fins de l'évaluation, le plus souvent auprès des bénéficiaires directs ou indirects. Afin d'accroître la représentativité et d'éviter les biais, un soin particulier doit être porté à la constitution de l'échantillon à enquêter (utilisation d'un échantillonnage stratifié par exemple). Questionnaires, entretiens ou études de cas constituent les principaux outils d'enquête.

2.1.2 Des concepts d'évaluation différents en fonction des mesures

Pour l'ICHN :

La méthodologie d'évaluation de l'ICHN a été précisée à l'occasion de l'évaluation ex-post des mesures relevant du règlement n°950-97 pour la période 1994-19992. Il en ressort que cette aide au regard de l'objectif « environnemental », ne se traduit pas, dans son application, par des prescriptions spécifiques. **Il n'y a pas de contraintes agro-environnementales autres que le respect du taux moyen de chargement à l'hectare.** Le respect des "bonnes pratiques agricoles habituelles" (BPAH) introduit dans le règlement des ICHN à partir de 2001 s'appuie toujours sur ce taux de chargement.

Dans ces conditions, les BPAH sont réputées respectées, si le chargement de l'exploitation (UGB/ha) est compris dans les limites suivantes, selon la catégorie de zone défavorisée :

Types de zones défavorisées	Zone sèche En UGB/ha	Hors zone sèche En UGB/ha
Haute montagne	0,1 - 1,8	0,15 - 1,9
Montagne	0,35 - 2	0,35 - 2
Piémont	0,15 - 1,9	0,25 - 2
Défavorisée simple	0,35 - 2	0,35 - 2

Le département a la possibilité de fixer un seuil ou un plafond en dehors de ces normes limites de chargement, selon les particularités locales de la productivité des milieux fourragers et pastoraux, dans des limites fixées pour le minimum à 0,05 UGB/ha et pour le maximum à 2,3 ou 2,5 UGB/ha.

La prise en compte de l'environnement dans l'ICHN reste ambiguë, est-ce un objectif ou une condition d'éligibilité ? L'évaluation à mi-parcours³ démontre que les BPAH sont une condition environnementale, comme les éco-conditionnalités le sont pour les aides du premier pilier. Les autres liens entre ICHN et environnement sont analysés pour leur utilité dans l'atteinte des objectifs liés aux systèmes de production durables et aux paysages.

Pour les MAE :

L'évaluation des mesures agroenvironnementales⁴ pose un problème différent de celui des autres mesures car il s'agit d'un ensemble de programmes multi-objectifs et également composé de multiples mesures. Plusieurs mesures peuvent concourir au même objectif et une même mesure peut aussi viser plusieurs objectifs. Le PDRN préconise d'effectuer, à la fois une évaluation au niveau de chaque mesure, mais aussi une évaluation de l'impact global des différentes mesures sur l'environnement. En outre, les actions sont menées au niveau d'un territoire et leurs résultats doivent être appréciés à ce niveau ; les agrégations au

² Evaluation des aides aux zones défavorisées. Indemnités Compensatoires de Handicaps Naturels (ICHN) - Rapport final. ISARA, mars 2001 pp.66-70

³ Evaluation à mi-parcours – Chapitre V du RDR. Tercia – Acer campestre – MCM conseil, septembre 2003

⁴ Plan de développement rural national, mise à jour octobre 2004 p. 288

niveau de l'ensemble du Plan de développement rural ayant forcément, dans la plupart des cas, un caractère qualitatif. Une méthodologie qui répond en partie à ces spécifications a déjà été mise au point en France⁵. Elle a été utilisée pour l'évaluation des mesures du programme précédent (Règlement CEE n° 2078/92) ; on pourra s'inspirer de ce premier travail pour évaluer les actions mises en œuvre dans le nouveau contexte des CTE.

2.2. Présentation des questions évaluatives

Le document de travail n° VI/8865/99, cité ci-dessus, précise les lignes directrices pour ces évaluations, ainsi que les principales questions communes aux différents programmes. Sont distinguées les questions évaluatives transversales qui s'appliquent à l'ensemble des chapitres du règlement européen et des questions évaluatives spécifiques qui s'appliquent aux chapitres de I à IX – chapitre V pour les zones défavorisées et chapitre VI pour les MAE-.

2.2.1 Pour les zones défavorisées - ICHN (mesure e)

Le résultat attendu de l'évaluation⁶ est de formuler un jugement sur la politique concernée en intégrant un questionnement évaluatif proposé par la Commission européenne éventuellement reformulé et complété par le niveau national. Ces deux questionnements sont largement cohérents mais organisés de façon croisée et ils nécessitent le recours à des indicateurs en partie différents.

Les questions communes relatives au chapitre V du RDR sont :

- V.1. Dans quelle mesure le programme a-t-il contribué à compenser les handicaps naturels dans les zones défavorisées en termes de coûts de production élevés et de faible potentiel de production.
- V.2. Dans quelle mesure les indemnités compensatoires ont-elles contribué à assurer la pérennité de l'utilisation des terres agricoles ?
- V.3. Dans quelle mesure les indemnités compensatoires ont-elles contribué au maintien d'une communauté rurale viable ?
- V.4. Dans quelle mesure le programme a-t-il contribué à la protection de l'environnement en maintenant ou en encourageant un mode d'agriculture durable qui tienne compte des exigences de protection de l'environnement dans les zones défavorisées ?

Les questions transversales relatives au RDR sont :

- Transv.1. Dans quelle mesure le programme a-t-il contribué à la stabilisation de la population rurale ?
- Transv.2. Dans quelle mesure le programme a-t-il conduit à assurer des emplois au sein et en dehors des exploitations ?
- Transv.3. Dans quelle mesure le programme a-t-il conduit au maintien ou à l'amélioration du niveau de revenu de la communauté rurale ?
- Transv.4. Dans quelle mesure le programme a-t-il amélioré la situation des produits agricoles/forestiers de base sur le marché ?
- Transv.5. Dans quelle mesure le programme a-t-il conduit à la protection et à l'amélioration de l'environnement ?
- Transv.6. Dans quelle mesure les modalités de mise en œuvre ont-elles contribué à maximiser les effets escomptés du programme ?

Au-delà de ce questionnement, obligatoire pour l'Union Européenne, chaque Etat membre reformule le questionnement en fonction des spécificités de son agriculture et de ses zones rurales. Le Comité d'évaluation, qui représente les acteurs français de la politique de la montagne dans leur diversité, a

⁵ Guide méthodologique ISARA pour l'évaluation des mesures agro-environnementales. Jauneau et al., 1997

⁶ Evaluation à mi-parcours – Chapitre V du RDR. Tercia – Acer campestre – MCM conseil, septembre 2003, 170 p.

souhaité enrichir ce questionnaire sous la forme de 6 questions thématiques et 30 sous-questions (Evaluation à mi-parcours – Chapitre V, septembre 2003).

Le questionnaire évaluatif français de l'impact environnemental de l'ICHN est lié aux questions V4 et T5 du RDR (indirectement à T4 et T6) et se décline de la façon suivante :

Questions françaises	Sous-questions françaises	Questions transversales (RDR)	Questions spécifiques chapitre V (RDR)
Q3 : environnement	Q3.1 : paysages	T5	V4 (environnement et durabilité)
	Q3.2 : autres programmes	T4 et T6	
	Q3.3 : PMSEE	T6	
	Q3.4 : chargement	T6	
Q4 : durabilité	Q 4.1 : dimension environnementale	T5	
Q5 : modalité de mise en œuvre	Q 5.4 : modalités et occupation des territoires	T6	

Deux des 6 questions du questionnaire français sur l'ICHN sont relatives à l'impact environnemental. Il s'agit des questions 3 et 4 détaillées ci-dessous.

Tableau 8 : Précision sur les 2 questions concernant l'environnement et l'ICHN

Question française (détail)	Sous-question (détail)
Q3 : Dans quelle mesure les ICHN contribuent-elles à la préservation des espaces naturels et à la protection de l'environnement ?	Q 3.1 : Dans quelle mesure les ICHN permettent-elles de maintenir des espaces ouverts et des paysages entretenus ? En quoi, et pourquoi sont ils appréciés ?
Q 4 : Dans quelle mesure les ICHN contribuent-elles au maintien ou à la promotion de systèmes d'exploitation viables et durables ?	Q 4.1 : Dans quelle mesure les ICHN ont-elles favorisé la " dimension environnementale " de l'agriculture durable dans les zones concernées, et pour les diverses composantes qu'elle recouvre (qualité des sols, qualité des milieux naturels, gestion qualitative et quantitative de l'eau et des milieux aquatiques, etc.) ?

L'évaluation des aides aux zones défavorisées de mars 2001 (règlement (CE) n° 950/97) montre que l'impact direct et immédiat de l'ICHN sur l'environnement et sur le paysage n'est pas facile à mesurer. Elle y concoure indirectement et surtout conjointement avec d'autres mesures qui a priori ont un effet plus direct comme les MAE.

2.2.2 Pour les mesures agroenvironnementales (mesure f)

Comme pour l'ICHN, les questions évaluatives concernant les MAE se partagent entre des questions communes transversales (cf. page précédente) et des questions spécifiques relatives au chapitre VI du RDR7.

Les questions communes (document VI/12004/00) relatives au chapitre VI du RDR sont :

VI.1.A Dans quelle mesure les ressources naturelles ont-t-elles été protégées en terme de **qualité du sol** sous l'influence des MAE ?

⁷ Evaluation à mi-parcours du chapitre VI du RDR. ASCA, 2003

VI.1.B Dans quelle mesure les ressources naturelles ont-elles été protégées en terme de **qualité des eaux souterraines et de surface** sous l'influence des MAE ?

VI.1.C Dans quelle mesure les ressources naturelles ont-elles été protégées (ou améliorées) en terme de **quantité de ressources hydriques** sous l'influence des MAE ?

VI.2.A Dans quelle mesure la **biodiversité** (diversité des espèces) a-t-elle été préservée ou renforcée grâce aux MAE, par la **protection de la faune et de la flore** sur les terres agricoles ?

VI.2.B Dans quelle mesure la **biodiversité** a-t-elle été préservée ou améliorée grâce aux MAE, par la **conservation d'habitats à haute valeur naturelle** sur les terres agricoles, la protection ou l'amélioration des infrastructures environnementales ou la protection des habitats marécageux ou aquatiques adjacents aux terres agricoles (diversité des habitats) ?

VI.2.C Dans quelle mesure la **biodiversité (diversité génétique)** a-t-elle été préservée ou améliorée grâce MAE, par la préservation de races d'animaux ou de variétés végétales menacées ?

VI.3 Dans quelle mesure les **paysages** ont-ils été préservés ou améliorés par les MAE ?

Un questionnaire évaluatif français non présenté dans cette partie complète cette série de questions. Ces questions ont pour objet de compléter le questionnaire communautaire, pour tenir compte notamment du contexte, de la stratégie, des priorités et des dispositifs spécifiques à la France. Certaines de ces questions visent un objectif opérationnel d'amélioration des modalités de mise en œuvre du soutien à l'agroenvironnement tel qu'il est conçu actuellement dans la réglementation communautaire ; d'autres ont une finalité beaucoup plus large et quelque peu prospective et visent notamment à appréhender le rôle des MAE dans l'ensemble de la politique agricole commune ainsi que dans l'ensemble des instruments de politique agro-environnementale.

Au final, les questions européennes et nationales montrent que l'évaluation doit répondre à une double demande, qui se traduit par des priorités de questionnaire différenciées plus fortement axées sur les effets pour le niveau européen et plus fortement axées sur la mise en œuvre pour le niveau national.

2.3. Des indicateurs pour évaluer le RDR

L'utilisation des indicateurs pour le suivi et l'évaluation des programmes des Fonds Structurels est une pratique établie au plan communautaire depuis le milieu des années 1990. Depuis 1988, la Commission européenne a en effet incité les Etats membres à développer des indicateurs pour quantifier les objectifs des programmes, pour suivre leur mise en œuvre et pour en estimer les effets. C'est à partir de la troisième période de programmation des Fonds Structurels (2000-2006) que la Commission européenne a assuré un encadrement méthodologique plus rigoureux de systèmes d'indicateurs communs par champs d'intervention (Commission européenne, 1999, p. 12).

En application du règlement 1750/99 (article 42, paragraphe 2), la Commission européenne a fixé le cadre d'utilisation des indicateurs. Ils doivent être mobilisés pour répondre aux questions d'évaluation communes fixées par la Commission européenne. Ces questions communes sont issues d'un travail méthodologique conduit avec les Etats membres en 2000 au sein du Comité STAR (comité des structures agricoles et du développement rural). Ce travail a déterminé les critères et indicateurs communs d'évaluation de chaque programme et chapitre du RDR. Cet ensemble de questions d'évaluation communes assorties de critères de jugement et d'indicateurs est formalisé depuis l'année 2000 dans le document de référence VI/12004/final : *Questions d'évaluation communes accompagnées de critères et d'indicateurs. Evaluation des programmes de développement rural pour la période 2000-2006 soutenus par le FEOGA.*

L'évaluateur est donc tenu d'appliquer tous ces éléments communs, dès lors que ceux-ci sont pertinents au regard des actions éligibles et du contexte d'un programme donné.

3. Notre démarche évaluative du PDRN

Nous envisageons l'évaluation ex post des politiques environnementales à partir de l'évaluation de leurs effets propres, c'est-à-dire qu'il s'agit de déterminer les pratiques qu'auraient adoptées les agriculteurs en l'absence des mesures étudiées. Il convient pour mettre en œuvre cette démarche de distinguer deux étapes : sélectionner les indicateurs traduisant les objectifs de la politique, puis déterminer l'effet propre de la politique sur les indicateurs sélectionnés.

La première étape consiste à traduire les objectifs de la politique en critères mesurables sous forme d'indicateurs. Dans le cas de l'impact environnemental des mesures étudiées, il s'agit d'associer à chaque enjeu (ressources naturelles, biodiversité, paysages) une famille d'indicateurs, dont la nature et les statuts sur la chaîne causale des effets seront présentés dans la partie 3.

La deuxième étape consiste à déterminer l'effet propre des politiques étudiées sur les pratiques agricoles. L'effet propre d'une politique est défini comme la différence entre les pratiques observées en présence de la politique et celles que l'on aurait observées en l'absence de la politique. Naturellement, il n'est pas possible d'observer simultanément en 2006 ces deux situations. Par conséquent, une évaluation de l'impact d'une politique sur les pratiques doit déterminer l'état contrefactuel : le niveau des pratiques que l'on aurait observé si la politique en question n'avait pas été appliquée.

L'objectif de l'évaluation des effets propres est par exemple, quelles auraient été en 2006 les quantités d'engrais utilisées par les agriculteurs en l'absence des mesures, c'est-à-dire quel aurait été l'état contrefactuel ? Si la quantité d'engrais utilisée observée en 2006 en présence des mesures est inférieure à la quantité contrefactuelle, on pourra dire que les mesures étudiées ont eu un effet propre favorable sur cet indicateur de pression.

4. Analyse du cadre commun au regard de la démarche évaluative préconisée

La démarche évaluative préconisée par le Cemagref consiste en une interprétation du questionnaire évaluatif européen, au regard des enjeux scientifiques que pose l'évaluation d'une politique publique. L'interprétation que nous fournissons du questionnaire évaluatif européen permet d'identifier et de lever les imprécisions qu'il contient. Ces imprécisions sont dues au fait que le cadre commun ne distingue pas les deux étapes que sont la définition des critères traduisant les objectifs de la politique d'une part, et la mesure de l'effet propre de la politique sur ces critères d'autre part. Cette absence de distinction des deux étapes fondamentales qui font une évaluation brouille la définition du terme d'indicateur : dans le cadre commun, le terme d'indicateur qualifie à la fois le critère permettant de juger de la désirabilité d'un état social, la variation de ce critère que l'on espère atteindre en mettant en place la politique, la variation de ce critère qu'a effectivement permis la politique et enfin la manière dont on peut mesurer cette variation effective du critère due à la politique.

Nous devons donc distinguer quatre notions importantes pour comprendre les attentes des rédacteurs du cadre commun et parvenir à les préciser :

- La définition de la désirabilité d'un état social,⁸ qui sera traduite par une batterie d'indicateurs mesurables. Par exemple, la quantité de nitrates dans les eaux est une mesure de la désirabilité d'un état social : plus elle est faible, plus l'état social est désirable.
- La définition du changement d'état social attendu grâce à la politique : la mise en place de la politique se fait avec l'objectif d'améliorer la désirabilité de l'état social.⁹ Le concepteur de la politique a donc une idée de la variation qu'il attend du critère mesurant la désirabilité de l'état social, ou d'un critère qui influence ce dernier. Par exemple, le concepteur de la politique agro-

⁸ La désirabilité d'un état social peut dépendre de l'état de l'environnement. On pourrait remplacer « état social » par « état du monde ».

⁹ La désirabilité de l'état social justifiant la mise en place de la politique est celle qui est définie par les concepteurs de la politique. Elle ne reflète pas forcément la désirabilité de l'état social pour tous les citoyens.

environnementale a pour objectif de diminuer les utilisations d'intrants azotés par les agriculteurs. Il espère ainsi diminuer le niveau d'azote dans les cours d'eau, et ainsi améliorer l'état social, c'est-à-dire atteindre un état social plus désirable.

- La définition de l'effet propre de la politique sur la désirabilité de l'état social : une fois la politique en place, rien ne dit qu'elle a atteint les objectifs que son concepteur lui avait assignés. Pour savoir ce qu'elle a réellement pu réaliser, il faut mesurer le changement réel qu'elle a provoqué dans l'état social, notamment dans les indicateurs mesurant la désirabilité de l'état social. Ce changement dans l'état social dû à la politique ne peut être défini que relativement à une situation où la politique est absente : c'est ce que nous appelons la situation contrefactuelle.
- Les méthodes permettant d'estimer l'effet propre de la politique : une fois défini l'effet propre de la politique, il s'agit de l'estimer, pour pouvoir évaluer la politique : si l'effet propre de la politique a amélioré la désirabilité de l'état social, pour un coût qui apparaît satisfaisant, on peut se prononcer favorablement sur le rôle qu'a eu la politique par le passé. On peut aussi souhaiter comparer le changement d'état social dû à la politique à l'objectif de changement d'état social que lui avait fixé son concepteur. On peut donc considérer que la politique a échoué même si elle a eu un effet propre favorable, c'est-à-dire même si elle a amélioré l'état social. C'est une manière indirecte de prendre en compte le coût de la politique, et donc de confronter deux mesures de désirabilité de l'état social : la qualité de l'environnement et le coût d'opportunité des fonds publics.

Nous allons analyser comment ces quatre notions permettent de clarifier les attentes des concepteurs du cadre commun, et d'appliquer des méthodes d'évaluation des politiques.

4.1. La définition de la désirabilité de l'état social

Nous avons défini les indicateurs comme permettant la traduction des objectifs de la politique en critères mesurables. L'objectif de la politique doit s'entendre au sens d'objectif social : ce qu'il est désirable de rechercher pour les concepteurs de la politique.

Le cadre commun de référence cherche par exemple à savoir si la qualité des eaux s'est améliorée grâce à la politique en place (question 1.2). L'indicateur traduisant la désirabilité de l'état social est donc dans ce cas la teneur en nitrates dans les eaux souterraines et de surface. Il s'agit dans notre terminologie d'un indicateur d'état.

Cet objectif final est décliné en objectifs intermédiaires, c'est-à-dire en critères dont le concepteur de la politique pense qu'ils influencent la qualité des eaux. Ainsi, le critère 1 correspondant à la question 1.2 est : « réduction des intrants agricoles pouvant polluer l'eau ». La désirabilité de l'état social se traduit donc à ce niveau intermédiaire par l'indicateur « quantité d'intrants agricoles utilisés », qui est ce que nous appelons un indicateur de pression.

Le concepteur du cadre commun décline ensuite ce critère en plusieurs « indicateurs ». L'« indicateur » 1.1 mesure les surfaces soumises à des MAE de réduction des intrants. C'est ce que nous appelons un indicateur de suivi. Il ne renseigne sur la désirabilité de l'état social que si l'on fait l'hypothèse que la politique a l'effet que l'on attend d'elle. L'indicateur de suivi offre une information par défaut sur l'effet propre de la politique : si la politique n'a pas été utilisée, elle n'a pas pu modifier l'état social. Aucune autre information évaluative ne peut être tirée de l'indicateur de suivi, notamment lorsque la participation à la politique n'est pas nulle.

L'« indicateur » 1.2 par exemple mesure la « réduction des intrants de l'agriculture attribuable aux contrats (kg/ha) ». Lorsque le concepteur du cadre commun qualifie cette quantité d'indicateur, il brouille l'approche évaluative, puisqu'il confond :

- la définition du critère mesurant la désirabilité d'un état social : un état social est d'autant moins désirable que l'utilisation d'intrants par l'agriculture est élevée,
- la définition de l'objectif de la politique, qui est de diminuer cette utilisation,

- la définition de l'effet propre de la politique, qui mesure la variation de l'utilisation d'intrants « attribuable aux contrats ».

Nous avons donc choisi de cantonner le rôle des indicateurs à la mesure de la désirabilité d'un état social. La définition de l'objectif de la politique et la mesure de son effet propre ne relèvent pas de la définition d'un indicateur.

4.2. La définition du changement d'état social attendu grâce à la politique

Le questionnement évaluatif du cadre commun définit, sous la forme de niveaux cibles, le changement d'état social que doit permettre la politique. Mais il n'est pas précis sur ce point : il mélange des objectifs formulés en termes de « changement par rapport à la situation en l'absence de la politique », et les objectifs formulés en terme de « niveau cible ». Seuls les premiers objectifs sont cohérents avec le cadre d'analyse de la politique que nous avons développé ici.

Par exemple, le concepteur du cadre commun a associé à l'« indicateur » 1.2 de la question 1.2 concernant la qualité des eaux deux types de « niveaux cible » :

- Une « réduction > X » des intrants par hectare grâce aux MAE,
- Une quantité totale de fumier épandue dans les zones vulnérables inférieure à 170kgN/ha.

Il est tout à fait légitime et aisé de comparer l'effet propre de la politique, c'est-à-dire la réduction de Y kgN/ha due à la politique, aux X kgN/ha prévus. Même si Y est positif, il peut ne pas être suffisamment élevé pour justifier le coût de la politique.

Par contre, nous ne pouvons utiliser le seuil de 170kgN/ha comme définition du changement d'état social attendu grâce à la politique. Ce n'est tout simplement pas un changement. Ce niveau cible a donc une autre utilité : il mesure un seuil dans la désirabilité de l'état social. Mais seul, il ne peut traduire un objectif d'impact de la politique. Il traduit simplement un objectif social. Il n'est pas utilisable directement car il n'est pas formulé correctement : il ne correspond pas à la décomposition des étapes de l'évaluation que nous préconisons. Il est en effet possible d'observer que l'ensemble des épandages de fumier respectent ce seuil, sans pour autant en déduire que c'est dû à la politique : en l'absence de la politique, les pratiques auraient tout aussi bien pu respecter ce seuil. Nous n'en savons rien tant que l'effet propre de la politique n'est pas déterminé. Ce seuil ne peut être utilisé que s'il est reformulé pour correspondre à la démarche que nous préconisons. Pour cela, il faudrait par exemple exprimer l'objectif sous la forme suivante : augmentation de X de la proportion d'agriculteurs épandant moins de 170 kg/ha/an en zones vulnérable. Dans ce cas, on peut comparer l'effet propre Y de la politique sur la proportion d'agriculteurs épandant une quantité d'azote dépassant la norme en vigueur.

4.3. La définition de l'effet propre de la politique et de la situation contrefactuelle

Une fois la désirabilité de l'état social déclinée sous forme d'indicateurs, et l'objectif de la politique défini sous la forme de variations attendues dans le niveau de ces indicateurs, l'évaluateur doit mesurer l'effet propre qu'a eu la politique sur l'état social, et le comparer aux effets attendus.

Pour cela, il doit respecter deux étapes :

- Définir l'effet propre de la politique
- Estimer cet effet propre.

L'effet propre d'une politique est défini comme la différence entre l'état social atteint en présence de la politique (mesuré par le niveau d'intrants utilisé par les agriculteurs, par exemple), et l'état social atteint en l'absence de la politique. Cet état social inobservé est appelé contrefactuel ou antimonde. C'est la différence de niveau des critères mesurant la désirabilité de l'état social entre la situation en présence de la politique

(état factuel ou monde observé) et la situation en l'absence de la politique (état contrefactuel ou antimonde) qui définit l'effet propre de la politique.

Le concepteur du cadre commun définit parfois des « indicateurs » qui sont en fait des « effets propres », et parfois des indicateurs respectant la définition stricte que nous en donnons ici. Par exemple, l'« indicateur » 1.2 mesure la « réduction des intrants de l'agriculture par hectare attribuable aux contrats (kg/ha) ». C'est en fait l'effet propre des contrats sur l'indicateur « intrants utilisés » qui est recherché par le concepteur du cadre commun. Il ne s'agit donc pas directement d'un indicateur. Il n'est donc pas directement calculable à partir des données observées. Il doit être estimé par des méthodes spécifiques.

Par ailleurs, en employant le terme « réduction », le cadre commun mélange la définition du changement recherché, défini précédemment, et la définition de l'effet propre de la politique. En effet, l'effet propre de la politique, la variation du niveau d'intrants qui lui « est due », n'est pas forcément une réduction. La réduction est ce que l'on recherche en mettant en place la politique. L'effet propre de la politique est une variation de sens inconnu. Cette confusion pose plus de problèmes, et trahit le brouillage des notions évaluatives que contient le cadre commun lorsqu'il utilise les termes de « réduction ou augmentation évitée ». En effet, dans le cadre d'analyse que nous développons, ces deux termes sont synonymes. Le terme « augmentation évitée » est donc superflu, voire problématique. En effet, soit le niveau de l'indicateur en présence de la politique est inférieur au niveau en l'absence de la politique, et donc la politique a permis une réduction du niveau de l'indicateur ; soit le niveau en présence de la politique est supérieur, et la politique a provoqué une hausse du niveau de l'indicateur. Il n'y a pas lieu de distinguer l'augmentation ou la réduction évitée. Toute augmentation évitée est une réduction par rapport à la situation contrefactuelle. La notion d'augmentation évitée traduit en fait une confusion entre la définition de l'effet propre et sa mesure.

L'indicateur 1.3 « balance de l'azote (kg/ha/an) » associé à la question 1.2 sur la qualité des eaux est lui défini correctement. On peut en effet comparer la balance de l'azote atteinte en présence de la politique et celle que l'on atteindrait en son absence. L'effet propre est bien une comparaison de deux niveaux du même indicateur.

4.4. L'estimation de l'effet propre

Une fois les données recueillies, l'évaluation doit les analyser pour apprécier les effets du programme. Il existe plusieurs outils que l'on peut utiliser pour analyser les données et en tirer des conclusions en vue de formuler un jugement. Le document de travail n° VI/8865/99 de la Commission précise que les effets du programme doivent être estimés en envisageant la **situation contrefactuelle**, c'est-à-dire ce qui se serait passé si l'intervention n'avait pas eu lieu. Mais la mesure de cette situation n'est pas simple, et la situation observée ne peut servir à la mesurer que sous des hypothèses très fortes. Le même document de travail de la Commission envisage trois types de données observées ou observables permettant à son sens de mesurer la situation contrefactuelle :

- La situation des non bénéficiaires,
- La situation des bénéficiaires avant la réception de la politique,
- L'avis des bénéficiaires sur les pratiques qu'ils auraient adoptées en l'absence de la politique.

Par ailleurs, **cet aspect central de l'évaluation n'apparaît pas** dans les guides méthodologiques « Méthodes d'Évaluations des Actions de Nature Structurelle (MEANS) » auxquels la DG Agri fait référence (cf. <http://www.eureval.com/publications/publications.htm>). Pour cette raison, une partie du travail du *Cemagref* dans le cadre de l'assistance méthodologique qui lui est demandée est de clarifier les méthodes basées sur la détermination de la situation contrefactuelle. Pour cela, le *Cemagref* réalise dans la tâche 3 une synthèse des développements récents de la littérature sur le sujet, en soulignant notamment les avantages de ces méthodes relativement récentes, jamais appliquées à ce jour à la problématique des politiques agro-environnementales en France.

PARTIE 3 : TACHE 1 « EXPERTISE DES INDICATEURS »

1. Présentation générale

1.1. Objectifs de la tâche 1

L'objectif principal de la tâche 1 est de réaliser une expertise des indicateurs du cadre commun proposés par la Commission européenne. Ces indicateurs doivent permettre de répondre à une question évaluative du chapitre V du RDR concernant l'impact environnemental dans les zones défavorisées (question V.4.A) et à la totalité des questions du chapitre VI portant sur les mesures agroenvironnementales.

La tâche 1 consiste à expertiser la pertinence des indicateurs proposés, ainsi que la possibilité de leur calcul dans les bases de données existantes (SCEES et Observatoire du Développement Rural-ODR). Par ailleurs, elle ne s'arrête pas aux seuls indicateurs associés aux questions d'évaluation commune, mais porte également sur une proposition d'indicateurs alternatifs, plus pertinents. Ces indicateurs alternatifs sont renommés indicateurs hors cadre commun dans la suite de cette étude.

1.2. Méthodologie générale

Il s'agit de proposer ou d'expertiser les indicateurs susceptibles d'évaluer l'impact environnemental des pratiques culturelles à travers deux mesures principales - MAE et zones défavorisées (ICHN) - en réalisant un recensement aussi exhaustif que possible des indicateurs utilisés ou validés dans des méthodes nationales ou internationales (i) ayant pour objet un ou plusieurs des enjeux suivants : agriculture durable, biodiversité, paysages, ressources naturelles (eau et sol) et (ii) concernant les pratiques culturelles.

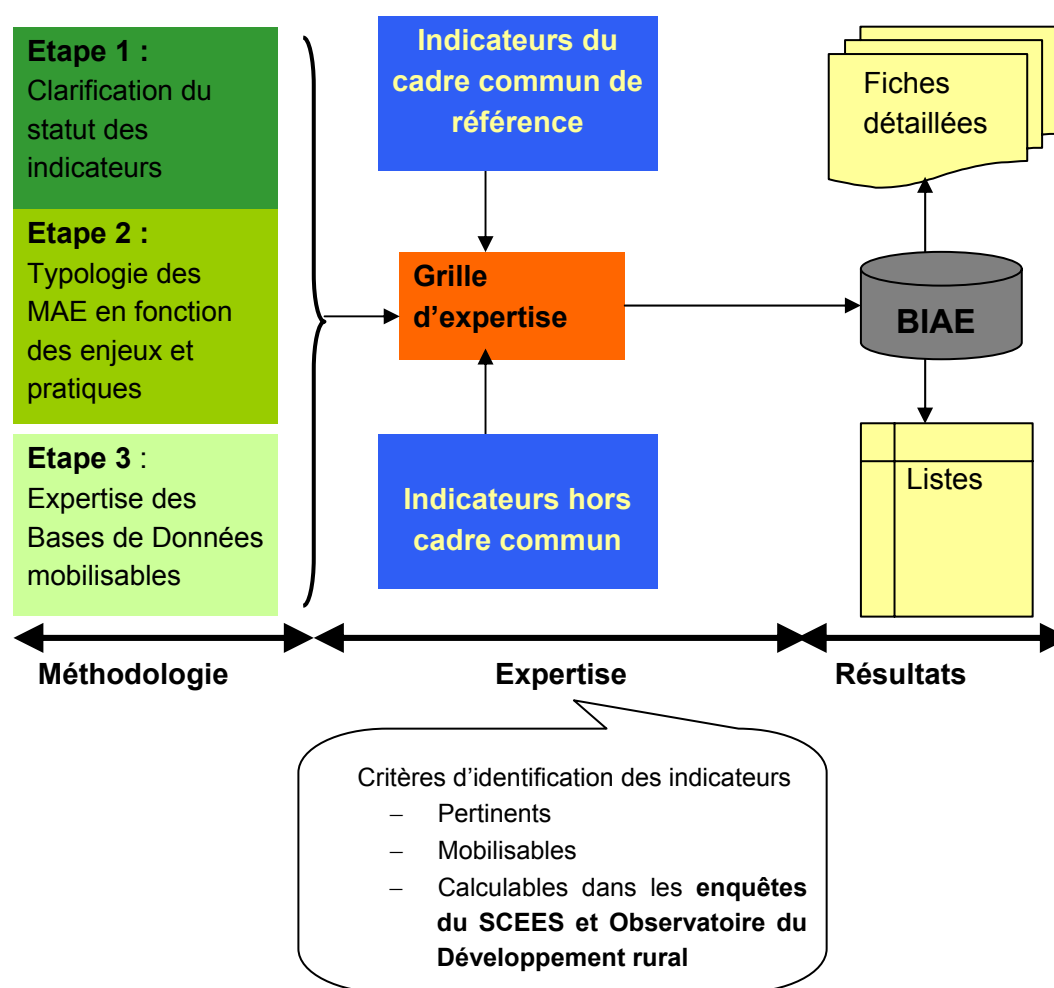
Etant donné le nombre très important des MAE et leurs diversités thématiques, voir leur plurithématique (biodiversité et paysage par exemple), l'expertise des indicateurs se décline en quatre sous-tâches :

1. en s'appuyant sur des travaux existants, croiser les MAE avec une typologie des pratiques culturelles (d'après Evaluation mi-parcours - Oréade-Brèche à partir du document de la Commission VI/12004/00 Final D) et rapprocher cette typologie des enjeux agroenvironnementaux : sol, eau, biodiversité, paysage et agriculture durable.
2. créer une grille d'expertise de la base des indicateurs agro-environnementaux (BIAE), base qui a été développée au cours de la présente étude.
3. recenser de façon exhaustive les indicateurs utilisés dans les méthodes et les intégrer dans la BIAE.
4. expertiser la « force » des liens entre les indicateurs et les pratiques. Chaque indicateur recensé porte une indication sur sa pertinence par rapport aux enjeux, mais également sur sa capacité à être mobilisable et calculable facilement dans les bases de données existantes (SCEES et ODR).
(Cf. figure n°2)

Conformément aux objectifs de la tâche 1, cette expertise analyse l'ensemble des indicateurs des questions évaluatives. Toutefois, les actions agroenvironnementales ayant été le plus contractualisées en terme de surfaces et/ou de dépenses font l'objet d'une attention particulière. Il s'agit des mesures herbagères appartenant aux actions 19 et 20, ainsi que celle des actions 8 et 9 (raisonnement des pratiques), 5 et 6 (gestion des éléments linéaires et ponctuelles du paysage) et 21 (conversion à l'agriculture biologique).

Pour l'ICHN, les indicateurs du cadre commun sont peu développés et concernent principalement les taux de chargement. Leurs évaluations seront donc élargies au questionnaire français qui prend en compte les paysages et le volet environnement de la gestion durable.

Figure 2 : Organisation générale de la TÂCHE 1



1.3. Champ de l'expertise : les indicateurs du cadre commun et hors cadre commun.

Les indicateurs expertisés sont issus soit des questions évaluatives communes de la Commission européenne - désignés alors indicateurs du cadre commun -, soit de méthodes reconnues - désignés alors indicateurs hors cadre commun¹⁰.

La liste des indicateurs du cadre commun est une liste minimale qui s'impose à tous les États membres. Cette liste est présentée dans le rapport Annexe 1 (tiré à part). Elle a été adoptée par la Commission européenne (après avis du comité STAR) et peut être complétée à l'initiative de chaque pays par d'autres indicateurs.

L'inventaire des indicateurs hors cadre commun a été réalisé en deux temps :

- à partir d'une base de données, élaborée par l'INRA de Colmar dans le cadre du projet ADD IMPACT sur les indicateurs de durabilité. Les travaux analysés par l'INRA proviennent de revues scientifiques, de sites Internet, d'actes de colloques complétés par les connaissances du laboratoire Agronomie et Environnement (LAE). Les recherches par mots clés ont porté sur les termes de durabilité, méthode d'évaluation, indicateurs et leurs nombreux termes alternatifs et synonymes. La définition de la durabilité englobait les trois piliers de la durabilité (environnement, social et économie), combinés ou non.

¹⁰ Les indicateurs hors cadre commun sont désignés dans l'annexe technique de cette étude par indicateurs alternatifs

- cette base de données a été complétée par une sélection d'indicateurs spécifiques aux enjeux agro-environnementaux (biodiversité, sol, paysages et préservation de la ressource en eau), recensés à partir de la bibliographie disponible au Cemagref et des recherches spécifiques à la conduite de cette étude.

La littérature analysée fournit un ensemble très large et varié de méthodes à base d'indicateurs, allant d'outils très simples à des approches complexes. On y trouve des listes d'indicateurs sans véritable agrégation des résultats. Seules les méthodes spécialisées en agriculture ont été retenues, puis celles appliquées au domaine rural et/ou aux milieux naturels, celles-ci pouvant avoir un lien plus ou moins marqué avec l'agriculture.

De plus, un petit nombre de méthodes plus généralistes mais particulièrement reconnues, comme les méthodes calculant de grands indices synthétiques basés sur un ensemble de (sous-)indicateurs ont été sélectionnées. Dans l'inventaire général initial n'ont pas été écartées a priori les méthodes les plus simples, notamment celles ne présentant qu'une simple liste d'indicateurs sans véritable estimation quantitative ou qualitative. Le degré d'information sur les indicateurs des méthodes n'était également pas a priori un critère discriminant pour l'inventaire des méthodes.

En raison du très large nombre inventorié de méthodes et puisque la plus grande partie n'a pas été publiée dans des revues scientifiques référencées, il est hors de portée de réaliser une sélection ou une analyse exhaustive pertinente de la littérature. Aussi environ 220 méthodes ont été retenues comme intéressantes pour la présente étude. Un peu plus de la moitié de ces méthodes ne présentent qu'un seul indicateur comme par exemple I-PHY (Indicateur Phytosanitaire). La moitié restante se partage entre des méthodes ayant de 2 à 10 indicateurs (comme IRENA, IDERICA, ...) et des méthodes en ayant plus de 10 (comme DIAGE, CORPEN, ...).

Au total, ce sont 81 indicateurs issus des questions évaluatives communes et 400 indicateurs hors cadre commun, qui seront expertisés sur un ensemble de plus de 2500 indicateurs recensés (cf. tableau 9).

Tableau 9 : Répartition des indicateurs du cadre commun et hors cadre commun expertisés dans les différentes questions évaluatives de la Commission.

Questions évaluatives	Critères	Indicateur cadre commun	Indicateur hors cadre commun	
ZONES DEFAVORISEES				
5.4.A	Protection de l'environnement	mise en œuvre et respect accrus des restrictions	5	15
AGROENVIRONNEMENT				
6.1.A	Qualité du sol	érosion du sol	6	18
		contamination chimique du sol	3	35
		retombées positives sur exploitation et société	1	
6.1.B	Qualité des eaux	réduction des intrants	6	29
		réduction des transferts	2	42
		amélioration de la qualité	1	
		retombées positives sur exploitation et société	1	
6.1.C	Quantité des eaux	réduction de l'utilisation	7	34
		protection des ressources	1	
		retombées positives sur exploitation et société	1	
6.2.A	Biodiversité - protection faune et flore	réduction des intrants	5	25
		modèles cultureux favorables	3	31
		succès du soutien d'espèces	8	28
6.2.B	Biodiversité - protection HNV et IAE	conservation des HVNF	5	16
		protection des infrastructures écologiques	4	57
		protection des zones humides	8	

Questions évaluatives	Critères	Indicateur cadre commun	Indicateur hors cadre commun
6.2.C Biodiversité - races et variétés menacées	conservation des races menacées	2	18
6.3 Paysages	amélioration de la cohérence	4	21
	amélioration de la différenciation	3	13
	amélioration de l'identité culturelle	4	16
	retombées positives sur exploitation et société	1	
TOTAL		81	398

Cette répartition par question évaluative repose sur la méthodologie d'expertise présentée au paragraphe 2 ci dessous.

2. Méthodologie d'expertise

Au plan méthodologique, le travail a porté sur (1) la clarification du statut des indicateurs dans la chaîne causale des effets, (2) la classification des différentes mesures d'aides en fonction des enjeux environnementaux et (3) l'expertise des différentes bases de données publiques mobilisables (les enquêtes du SCEES et l'observatoire du développement rural (ODR)). Ces trois étapes ont débouché sur l'élaboration d'une grille d'expertise (présentée au point 2.4) qui a permis d'analyser les différents indicateurs.

2.1. Le statut de l'indicateur

Il n'existe pas de définition universelle d'un indicateur. Toutefois, pour notre étude, nous retenons la définition de la Commission européenne : un indicateur est un mode de mesure d'un objectif à atteindre, d'une ressource à mobiliser, d'un effet obtenu, d'un critère de qualité ou d'une variable contextuelle (Commission européenne, 2006). Pour Kerr (in Devillers et al, 2004), c'est une donnée que l'on sait quantifier ou qualifier de manière reproductible et rapide et qui facilite le jugement et l'interprétation sur une situation par rapport à un objectif et en relation avec une norme. Les indicateurs servent donc à quantifier ou à qualifier en simplifiant l'information relative à des phénomènes complexes. Tout indicateur pertinent est composé d'une définition, d'une valeur (quantitative ou qualitative), d'une unité de mesure, d'une plage de référence et d'un guide d'interprétation.

2.1.1 Les indicateurs dans le cadre communautaire de l'évaluation ex post du RDR

La terminologie consacrée en matière d'évaluation distingue 4 types d'indicateurs comme outils d'évaluation (CE, 2006) :

- **les indicateurs de ressources ou de moyens** : ils concernent le budget et les moyens alloués à chaque intervention,
- **les indicateurs de réalisation** : ils concernent les actions et l'exécution de la mesure et sont mesurés en unités physiques ou monétaires,
- **les indicateurs de résultat** : ils concernent l'effet direct et immédiat du programme ou de la mesure sur les bénéficiaires directs. Ils peuvent être de nature physique ou financière;
- **les indicateurs d'impact** : ils représentent les conséquences du programme au delà de son interaction directe et immédiate avec les destinataires (p.33 in Commission européenne, 1999). On distingue deux types d'impacts :
 - **les impacts spécifiques** qui apparaissent ou qui perdurent à moyen terme chez les destinataires directs du programme. Ces indicateurs d'impact spécifiques sont aussi qualifiés **d'indicateurs de résultats** car ils concernent les effets directs (ou de 1^{er} rang) et immédiats d'un programme sur ses bénéficiaires (CE, doc de travail 2006, indicateurs suivi et évaluation),

- **les impacts globaux**, constitués de toutes les conséquences qui affectent, à court ou à moyen terme, des personnes qui ne sont pas les destinataires directes du programme ou de la mesure (p.34 in Commission européenne, 1999).

L'objectif étant au final d'évaluer les effets propres, les indicateurs pertinents doivent être recherchés essentiellement parmi des indicateurs d'impacts et de résultats.

Nous considérons que cette terminologie n'est pas la plus adaptée à l'évaluation de mesures agro-environnementales, c'est pourquoi nous privilégions l'approche développée par l'OCDE sur les différents statuts des indicateurs agro-environnementaux telle qu'exposé au point suivant.

2.1.2 Le cadre conceptuel d'indicateurs pour l'évaluation des effets des mesures agro-environnementales

Les cadres conceptuels (PSR pour l'OCDE ou DPSIR pour la Commission européenne) mettent en avant la nécessité d'évaluer des effets (ou impacts) des mesures.

Les indicateurs agro-environnementaux étudiés dans le présent travail ne sont pas uniquement des indicateurs d'impact au sens des indicateurs d'impact telles que formalisées dans le cadre général de l'évaluation européenne des politiques car derrière ce terme englobant d'indicateur agri-environnemental, il n'y pas de définition formalisée et admise par tous.

L'OCDE définit un indicateur agri-environnemental «*comme une mesure représentative associant des données brutes sur un phénomène ou un autre qui revêt de l'importance pour les décideurs publiques.* (OCDE, 2001 vol 3. p. 27.). Les indicateurs agro-environnementaux font partie d'un continuum qui, à partir des données brutes, aboutit à des indicateurs calculés, des modèles formalisés et des connaissances confirmées.

Pour l'OCDE, les indicateurs agro-environnementaux (IAE) «ont pour objet de fournir des informations sur l'état de l'environnement, d'aider les décideurs à comprendre les interactions entre agriculture, politique agricole et environnement et de contribuer au suivi et à l'évaluation de l'efficacité des mesures prises pour encourager une agriculture écologiquement viable... » (O.C.D.E., 1999).

L'OCDE (O.C.D.E., 2001) distingue 3 types d'indicateurs agro-environnementaux :

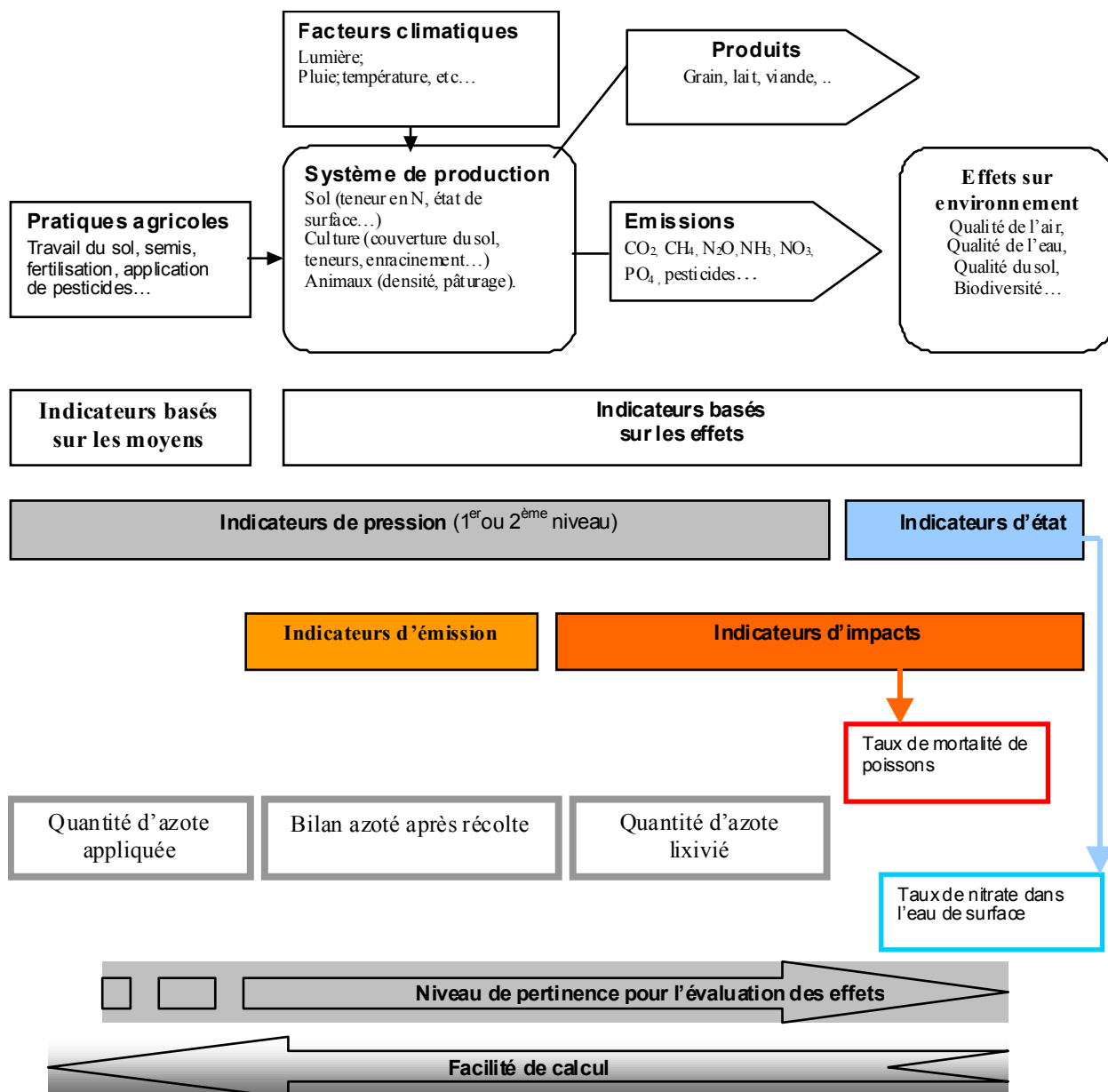
- les indicateurs de réponse ou de suivi évaluent dans quelles mesures les modifications de pratiques ou les programmes d'action mis en œuvre ont atteint les objectifs fixés,
- les indicateurs d'état permettent de décrire le fonctionnement et les potentialités d'un milieu naturel mais aussi décrivent l'évolution des caractéristiques des milieux récepteurs,
- les indicateurs de pression ou cause agissantes visent à mettre en évidence l'impact environnemental des pratiques agricoles en termes d'émission de polluants.

2.1.3 Le statut retenu des indicateurs expertisés

Nous proposons de classer les indicateurs en quatre catégories suivant leur statut dans la chaîne causale qui va de la politique mise en place à ses conséquences sur les pratiques, les milieux et les hommes, représentée dans la figure 3. Les quatre catégories sont les suivantes :

- les indicateurs d'état,
- les indicateurs de suivi ou de mise en œuvre,
- les indicateurs de pression des activités agricoles sans référence (ou 1^{er} niveau) et avec référence (ou 2nd niveau),
- les indicateurs d'impact.

Figure 3 : Positionnement des indicateurs dans la chaîne causale des pratiques agricoles aux impacts sur l'environnement



Source : Payraudeau et al., 2005 complété

Les indicateurs se répartissent en 4 catégories : état, suivi, pression et impact. Après analyse, une 5^{ème} catégorie vient en complément afin de pouvoir classer les indicateurs de type **surface contractualisée / surface à enjeu**, présents dans les indicateurs du cadre commun de référence. Ce type d'indicateur se rapproche plus des indicateurs de suivi mais territorialisé.

- **Les indicateurs d'état** décrivent des phénomènes physiques, chimiques ou biologiques et renseignent sur l'état environnemental du milieu (exemple: la qualité de l'eau qualifiée par sa teneur en matières en suspension). Ils servent à établir un diagnostic ou situation de référence et sont aussi appelés indicateurs de contexte.

Exemple : l'indicateur concentration de l'eau en nitrates est un descripteur. C'est un indicateur d'état qui permet de rendre compte de la qualité intrinsèque du milieu aquatique par rapport aux nitrates.

- **Les indicateurs de suivi ou de mise en œuvre** servent à élaborer le système de suivi du programme. Ils sont destinés à informer sur la consommation des ressources ou l'état des réalisations :

Exemple : le nombre de bénéficiaires de la mesure, le taux de surfaces contractualisées par mesure, etc.

- **Les indicateurs de suivi territorialisé** sont des indicateurs de suivi qui s'expriment en une surface contractualisée pour un objectif donné, rapportée à une surface à enjeu plus large. La notion de territoire contractualisé est donc primordiale. *Ce type de critère a été spécifié surtout pour les indicateurs du cadre commun.*

En effet, dans ces derniers, le caractère de **surface à enjeu** est défini de manière contractuelle, par la surface des terres agricoles couvertes par les accords relevant d'un enjeu donné. Mais cette définition de la zone à enjeu est a priori beaucoup trop large. Les accords en effet ne sont pas forcément toujours conclus sur des terres à véritable enjeu.

Toutefois, cette approche spatiale n'est pas complètement possible pour les indicateurs du cadre commun. En effet et en toute rigueur, il faudrait pouvoir connaître la véritable zone à enjeu, qui par exemple pourrait être une zone de risque de pollution (zone vulnérable pour les nitrates, zone de risque de pollution par les phytosanitaires, etc.). Ce qui est le cas pour certains indicateurs proposés par ASCA et Oréade-Brèche lors de la précédente évaluation. Néanmoins, nous avons voulu quand même distinguer dans les indicateurs du cadre commun, les indicateurs qui sont même partiellement spatialisés.

Exemple : Part des surfaces contractualisée pour la mesure réduction des apports d'azote dans les zones à enjeux (c'est-à-dire SAU situées dans les territoires classés en zones vulnérables).

- **Les indicateurs de pression** : nous proposons de distinguer deux catégories d'indicateurs de pressions suivant leur capacité à pouvoir être interprété et donc utilisé pour l'évaluation. La pertinence d'un indicateur pour l'évaluation des politiques publiques (ou à l'aide à la décision en général) dépend de sa capacité à pouvoir être interprétée. Pour ce faire, la méthode de l'indicateur considéré doit permettre de « *référencer* » les valeurs individuelles calculées sur une échelle de valeur également dotée d'un sens de lecture (+/-) et d'un seuil de référence qui permettra ainsi de qualifier la valeur individuelle (bon, moyen, mauvais, etc.), d'exprimer un jugement ou d'établir un niveau de risque.

Un indicateur sans valeur seuil ou valeur d'objectif d'évolution peut uniquement servir à décrire des tendances mais pourra plus difficilement être proposé pour une évaluation de l'impact.

1. **Les indicateurs de pressions des pratiques agricoles « sans référence »**: Ces indicateurs servent à mettre en avant mais aussi à chiffrer les relations et conditions agro-environnementales sous jacentes entre les pratiques agricoles et l'état de l'environnement. Ils correspondent à un 1^{er} niveau d'estimation de la pression environnementale exercée par la pratique agricole.

Les indicateurs de pression décrivent l'impact potentiel exercé sur l'environnement par les activités humaines, y compris sur la qualité et la quantité des ressources naturelles. L'OCDE établit une distinction entre indicateurs de *pression directe* (pressions exercées directement sur l'environnement, habituellement exprimées en termes d'émissions de substances polluantes ou de consommation de ressources naturelles) et indicateurs de *pression indirecte* (indicateurs de base reflétant les activités humaines entraînant des pressions environnementales directes). Ces indicateurs de pressions des pratiques agricoles sans référence sont des indicateurs de pression directe.

Exemple : les pressions qui s'exercent sur les milieux aquatiques sont dues aux émissions polluantes à partir des sols. Il peut s'agir par exemple de l'utilisation des intrants, des itinéraires techniques et systèmes de production en place, de l'utilisation des ressources naturelles (irrigation), des types occupation des sols, du nombre de traitements phytosanitaires ou du bilan apparent.

2. **Les indicateurs de pression des pratiques agricoles « avec référence »** sont des indicateurs de pression, de second niveau. Ils disposent dans leur méthode, d'une échelle de valeur avec une grille notation qui permet de situer la pression sur une échelle de valeur de risque (le risque n'étant pas toujours qualifié: risque de transfert, risque de mortalité, etc..).

Ces indicateurs mesurent la pression environnementale par rapport à un écart à un seuil déterminé dans la méthode de l'indicateur. Par exemple, le seuil de 7/10 pour l'indicateur I-Phy permet de positionner toute pratique étudiée sur une échelle de 0 à 10 ; au delà de 7, la pratique phytosanitaire évaluée est considérée comme respectant les bases d'une agriculture intégrée.

Exemple d'un 1^{er} et 2^{ème} niveau de référence pour l'indicateur « Solde du bilan apparent de l'azote à l'exploitation »

Cet indicateur sera considéré comme un indicateur de pression sans référence ou de 1^{er} niveau car dans sa méthode il n'est pas indiqué d'échelle de risque.

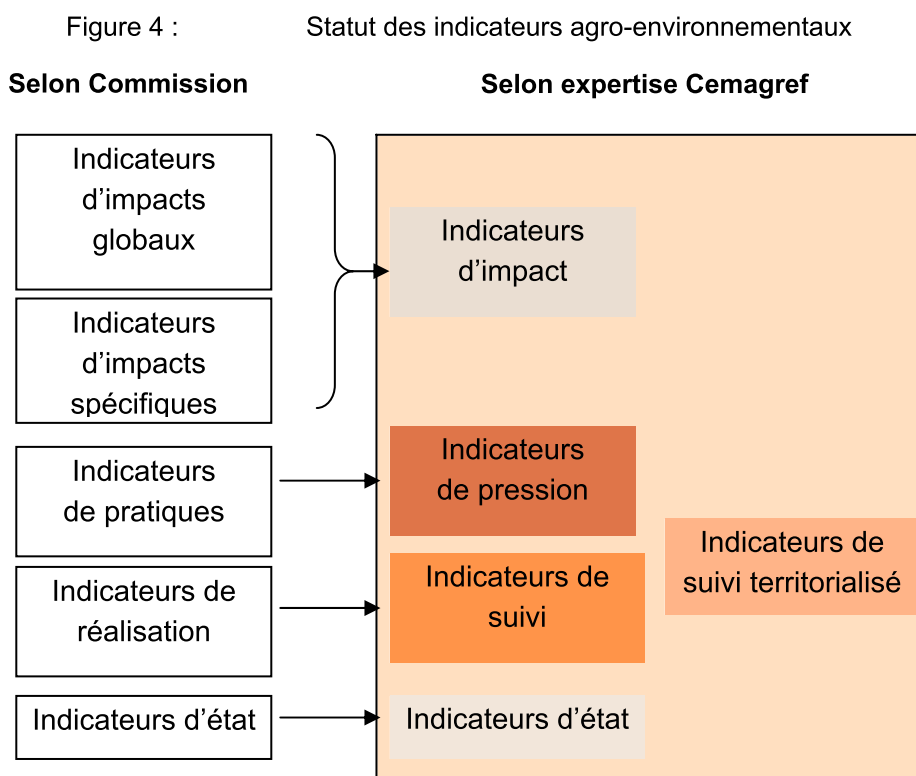
Par contre le solde du bilan apparent de l'azote de la méthode IDEA est positionné par rapport à des valeurs seuils fixées dans la méthode et renseigne sur un niveau de risque encouru dans une région donnée. Ce sera un indicateur considéré comme plus pertinent pour qualifier de façon indirecte l'impact de la pratique.

- **Les indicateurs d'impact** environnemental décrivent les effets ultimes causés par les changements. Comme les indicateurs de pressions, ils sont basés sur les effets mais ils se distinguent car ils n'évaluent plus uniquement la pression mais aussi le risque associé à la pression.

Exemple : L'indicateur d'impact croise généralement pression et sensibilité de l'environnement (sol, air, homme, faune) pour au final déterminer par exemple un degré de mortalité, un nombre d'années de vies...

Ces indicateurs d'impact mobilisent très souvent des informations plus difficiles à obtenir.

Conclusion : Notre démarche d'évaluation consiste à placer chaque indicateur dans la chaîne causale pour qualifier sa capacité à rendre compte de l'impact des politiques évaluées. Le cadre de référence de l'évaluation du RDR ne nous paraît pas suffisant pour mesurer l'effet de la politique environnementale. De nouveaux statuts d'indicateurs, en partie issus du cadre conceptuel de l'OCDE, seront donc utilisés. La figure suivante résume les relations entre les deux types de statuts d'indicateurs, l'une proposé par la Commission, l'autre par notre expertise.



2.2. Typologie des enjeux environnementaux

Un indicateur sert à évaluer un enjeu. Une typologie de ces enjeux est proposée dans une précédente évaluation par l'ASCA (Evaluation des mesures agro-environnementales, annexe 12 : étude nationale France, Oréade Brèche, AGRI/G4/2004, p. 24).

Les cinq enjeux environnementaux analysés (eau, biodiversité, sols, paysages, agriculture durable) ont été décomposés en plusieurs sous enjeux, qui correspondent à un objectif particulier. 21 sous enjeux ont été identifiés et codés. Par exemple, l'enjeu SOL comprend deux sous-enjeux, un sur l'érosion (SOL1) et l'autre sur la qualité ou fertilité (SOL 2).

Ce premier niveau de codage des indicateurs est présenté dans le tableau 10 qui récapitule les différentes rubriques d'enjeux et leur lien avec les questions évaluatives du cadre commun.

Tableau 10 : Classification des indicateurs selon les enjeux agro-environnementaux

Enjeux	Code	Intitulé	Questions évaluatives du cadre commun	
Sol	SOL1	maîtriser l'érosion du sol (réduire la surface de sol nu, aménager l'espace agricole)	VI.1.A qualité du sol	
	SOL2	maintenir la qualité ou la fertilité des sols (notamment prévenir ou réduire les apports d'intrants chimiques ou organiques)		
Eau	nitrate	EAUn1	réduire les apports (nitrate)	VI. 1.B qualité des eaux
		EAUn2	réduire les transferts (nitrate)	
	pesticides	EAUp1	réduire les apports (pesticides)	
		EAUp2	réduire les transferts (pesticides)	
	irrigation	EAUq1	réduire les surfaces en cultures irriguées	VI.1.C quantité des eaux
		EAUq2	réduire le niveau d'irrigation à l'hectare	
Biodiversité	commune	BIOc1	réduire les intrants	VI. 2. A biodiversité – protection faune et flore sur terres agricoles
		BIOc2	rotation des cultures	
		BIOc3	végétation en période critique	
		BIOc4	gestion écologique	
	remarquable	BIOr1	conservation des espèces faunistiques et floristiques remarquables	VI.2.B biodiversité – conservation des habitats HVN et IAE
		BIOr2	conservation des habitats	
BIOr3		conservation des races domestiques animales et végétales menacées	VI. 2.C biodiversité – races et variétés menacées	
Paysage	PAY1	diversification	VI. 3 paysages	
	PAY2	identité territoriale		
	PAY3	identité culturelle		
Agriculture durable	AD1	agriculture durable en zones défavorisées (ZD)	V. 4.A zones défavorisées – protection de l'environnement	
	AD2	agriculture biologique		
	AD3	agriculture intégrée		
Autres	MUL	Multi-thèmes	Enjeux non définis ci-dessus : énergie, pollution de l'air, etc.	
	AUT	autres thèmes		

Source : ASCA, 2002 complétée Cemagref

Remarque :

Nous avons complété la classification initiale de l'ASCA avec les catégories suivantes : SOL2, AD (AD1, AD2, AD3), PAY3, AUT, MUL. Les désignations des catégories SOL1, BIOR1 et BIOR3 ont été également précisées ou étendues.

Les races ou espèces, agricoles ou non, sont étudiées seulement sous l'angle de la biodiversité remarquable (thèmes BIOR1 et BIOR3). La classification ne présente ainsi pas la biodiversité commune en races ou espèces, déterminée par les espèces sauvages animales et végétales non menacées, ainsi que par la diversité des espèces et variétés de cultures et d'animaux d'élevage.

2.3. Expertise des bases de données utiles au calcul des indicateurs

Pour faciliter l'accès aux données secondaires (c'est-à-dire les données de suivi et les données issues du système statistique), nécessaires au calcul de certains indicateurs, il est utile de présenter les bases de données existantes. L'expertise porte sur deux sources de données : les enquêtes du SCEES (Service Central des Enquêtes et Etudes Statistiques) et l'Observatoire du Développement Rural (ODR), développé par l'INRA de Toulouse pour le compte du MAP et du CNASEA.

2.3.1 Les données de la statistique agricole (SCEES).

Le recensement agricole (RA 2000) ainsi que quatre enquêtes ont été expertisées. Il s'agit de la Statistique agricole annuelle (SAA), du Réseau d'information comptable agricole (RICA), et des Enquêtes Structures des exploitations et des Pratiques culturelles (PK).

LA SAA

La statistique agricole annuelle (SAA) a pour objectif d'estimer la production agricole départementale chaque année. C'est une opération de synthèse nationale déconcentrée : les chiffres (surface ou effectifs, rendements, production) sont arrêtés au niveau départemental, coordonnés au niveau régional et validés au niveau national. Elle porte sur la campagne agricole écoulée ou l'année civile précédente et donne des informations chiffrées sur :

- l'utilisation du territoire départemental,
- la répartition des terres arables (assolement),
- les superficies, rendements, productions récoltées pour les productions végétales,
- les effectifs du cheptel, de la basse-cour et du clapier,
- la production laitière et la production avicole.

Depuis 1989, la SAA se réfère uniquement au champ des exploitations agricoles et non plus à l'ensemble de la branche agricole. La SAA permet de suivre, sur un pas de temps important et à l'échelle départementale, l'évolution de l'utilisation du territoire, ainsi que celle des productions végétales et animales.

LE RICA

Le Réseau d'information comptable agricole (RICA) a pour objectif d'apprécier les coûts de production agricole. A savoir, c'est une enquête par sondage, réalisée chaque année, qui consiste à relever des données comptables agricoles et des indicateurs technico-économiques complémentaires (résultat courant avant impôt, ...). Le questionnaire précise si l'exploitant a souscrit un CTE/CAD et toutes les aides de la PAC (1^{er} et 2^{ème} pilier) sont classées en subvention d'exploitation. On y retrouve donc l'ICHN, la PHAE et les autres primes agroenvironnementales (MAE).

Seules les exploitations agricoles professionnelles sont enquêtées. Elles doivent réunir les deux conditions suivantes : leur dimension économique dépasse 9 600 unités de dimension européenne (UDE), soit 12 ha équivalent-blé de marges brutes standard (MBS) et elles emploient au moins 0,75 unité de travail annuel (UTA). En France, les exploitations professionnelles représentent 64% du nombre total des exploitations et 95% de la production totale du secteur agricole.

L'échantillon français enquêté dans le cadre du RICA compte un peu plus de 7 300 exploitations agricoles, dont un tiers a contracté au moins une MAE en 2005 (dernière année disponible). Classées par OTEX (orientation technico-économique des exploitations), il est possible d'avoir des informations chiffrées sur les surfaces cultivées, les effectifs animaux, les rendements, la main d'œuvre, ainsi que des données comptables diverses, qui constituent des données de cadrage intéressantes au niveau national.

STRUCTURE DES EXPLOITATIONS AGRICOLES – STRUCTURE -

Les structures des exploitations sont connues sous forme détaillée grâce aux données recueillies lors des recensements agricoles (RA). Durant les périodes intermédiaires, elles sont actualisées à l'aide de l'enquête **Structure des exploitations agricoles (STRUCTURE)**, conduite en 2003, 2005 et 2007. Cette enquête par sondage est réalisée par des enquêteurs auprès des exploitants agricoles. Elle répond à un triple objectif :

- connaître la structure des exploitations et mesurer son évolution
- connaître l'évolution des productions agricoles
- suivre les caractéristiques de la population agricole.

En 2005, 76 500 exploitations françaises (non compris les DOM) ont été interrogées, après tirage au sort parmi celles existant au recensement agricole 2000, en respectant un plan de sondage stratifié selon trois critères (orientation technico-économique, taille économique et département). Les résultats sont présentés à l'échelle départemental et selon deux grands ensembles : l'ensemble des exploitations agricoles et l'ensemble des exploitations professionnelles (cf. définition dans le paragraphe sur le RICA).

PRATIQUES CULTURALES – PK -

L'enquête **Pratiques culturales (PK)** a pour objectif de décrire et caractériser les pratiques d'exploitation des agriculteurs. Les données collectées ont initialement été utilisées pour contribuer à apprécier l'incidence des programmes d'action mis en œuvre dans le cadre de la directive « nitrates » et pour appuyer la mise en œuvre d'actions agroenvironnementales. **PK** ne couvre que le territoire métropolitain. Les DOM ne font pas partie de son champ.

Les principaux objectifs de l'enquête sont de disposer de données sur les points suivants :

- l'itinéraire technique suivi par les agriculteurs pour une culture donnée : précédents culturaux, préparation du sol, semis, fertilisation, lutte contre les ennemis des cultures, rendement, enregistrement des pratiques ;
- la fertilisation azotée par culture : quantification et raisonnement agronomique,
- les pratiques phytosanitaires par culture : produits utilisés et doses,
- type de pulvérisateur, maniement et stockage des produits, traitement des déchets ou produits périmés. (questionnaires céréales à paille et maïs uniquement)

Les données sont collectées à **l'échelle de la parcelle culturale** et portent sur **11 cultures** (blé tendre, blé dur, orge-escourgeon, maïs grain et fourrage, colza, tournesol, pois protéagineux, betterave industrielle, pomme de terre, prairies temporaires, prairies permanentes intensives). En 2006, environ 18 000 parcelles ont été enquêtées réparties sur les mêmes départements qu'en 2001, aux limites près d'évolutions sensibles dans les assolements depuis 2001. Les résultats seront présentés autant que possible à l'échelle de la région, croisés avec le type de zone vulnérable ou non vulnérable.

En 2006, un volet viticulture (vignes à raisin de cuve) a été ajouté au volet « grandes cultures et prairies » de PK, dans le but d'améliorer la couverture des usages de produits phytopharmaceutiques : il s'agit de l'enquête **PK VITI**.

Les principaux objectifs du volet vigne consistent à disposer des informations suivantes :

- les pratiques phytosanitaires : produits utilisés et doses,
- l'itinéraire technique suivi par les vigneron : entretien du sol / contrôle de l'enherbement, taille, fertilisation, lutte contre les ennemis des cultures, rendement, enregistrement des pratiques ;
- caractéristiques du pulvérisateur, maniement et stockage des produits, traitement des déchets ou produits périmés.

2.3.2 Synthèse sur les bases de données du SCEES

Toutes les enquêtes réalisées entre deux recensements agricoles ne descendent pas, en termes de représentativité, en dessous du département ; elles offrent donc surtout des données de cadrage à l'échelle départementale, régionale ou nationale. Elles portent toutes sur des échantillons d'exploitations différents et ne peuvent pas être appariées. Comme le montre le tableau 11 ci-dessous, sur ces cinq enquêtes, seulement trois disposent d'informations sur les dispositifs agroenvironnementaux ou sur les zones défavorisées. Les recensements agricoles portent sur l'ensemble des exploitations agricoles, mais disposent de peu d'informations

concernant les dispositifs (en 2000 CTE seulement) ou sur l'agro-environnement (produit sous signe de qualité dont Agriculture Bio).

Tableau 11 : Principales caractéristiques des enquêtes réalisées par le SCEES à expertiser

		SAA	RICA	STRUCTURE	PK Grandes Cultures	PK VITI	RA
Périodicité		Année	Année	Bisannuel – 2003, 2005, 2007	2001, 2006	2006	1988, 2000 (10/12 ans)
Echantillon	type	<i>Exploitation du département + experts</i>	exploitation	exploitation	Parcelle culturale	Parcelle viticole	Exploitations exhaustif
	Taille	<i>Sans objet</i>	7 300 exploitations	76 500 exploitations (en 2005)	18 500 parcelles (en 2006)	5 500 parcelles	670 000 exploitations
Echantillon enquêté identique entre enquêtes		non					oui
Echelle de Représentativité		Départementale Régionale et nationale (somme des données départementales)	Régionale (toutes OTEX confondues) Nationale (également par OTEX)	Départementale Régionale et nationale (somme des données départementales)	Régionale + zones vulnérables	Régionale + zones vulnérables	communale
Champ commun (pour appariement)		Sans objet	SIRET**	Identifiant RA* SIRET**	Identifiant RA* SIRET**	Identifiant RA* SIRET**	Identifiant RA* SIRET**
Question sur les dispositifs (MAE, ICHN, ...)		non	Oui (CTE/CAD, Agro Bio, Zones défavorisées)	Oui en 2005 (dispositif CTE/CAD, hors CTE/CAD, PHAE, ICHN, ...)	non	non	Oui (CTE, Agro Bio)
Question sur l'environnement		Non	Oui (agriculture bio + données comptables permettant de chiffrer les dépenses liées à l'achat d'intrants, ...)	Oui en 2005 (Agriculture Bio, bandes enherbées, cultures intermédiaires piège à nitrate – CIPAN)	Oui (une seule sur l'Agriculture Bio)	Oui (une seule sur l'Agriculture Bio)	Oui (production sous signe de qualité dont agriculture biologique)

* identifiant unique d'une exploitation ayant été enquêtée au cours du dernier recensement agricole

** numéro d'identité d'un établissement articulé en deux parties : numéro SIREN de l'entreprise à laquelle appartient l'unité SIRET (10 chiffres) + le numéro Interne de Classement (NIC) composé d'un numéro d'ordre à 4 chiffres attribué à l'établissement et d'un chiffre de contrôle, qui permet de vérifier la validité de l'ensemble du numéro SIRET.

2.3.3 L'observatoire du développement rural : ODR

L'évaluation à mi-parcours de 2003 a souffert d'un manque de données homogènes et a incité le MAP et le CNASEA à mettre en place avec l'INRA un observatoire destiné entre autres à l'évaluation des politiques publiques (ODR). L'observatoire du Développement Rural a été créé en 2006 par une convention entre le CNASEA, l'INRA et le MAP. Son objectif est de contribuer à l'évaluation ex post de la programmation 2000-2006 du RDR, à l'analyse territoriale du développement rural et à tout type de recherche se rapportant à la politique agricole, rurale et agro-environnementale. Il doit également permettre le suivi du prochain programme de développement rural hexagonal 2007-2013 (PDRH).

L'observatoire¹¹ est un système d'information, constitué de base de données géographiques et attributaires (issues de bases de données ou de tableurs), qui peuvent être manipulées par les utilisateurs pour créer des résultats ou indicateurs. Les bases de données attributaires sont toutes géocodées, c'est à dire qu'elles comportent un identifiant, leur permettant d'être mis en relation avec les données géographiques (ou couche géographique). Le code officiel géographique de l'INSEE¹² sert d'identifiant commun ; la plus petite subdivision administrative est la commune, elle peut être agrégée en d'autres subdivisions administratives (canton,

¹¹ L'observatoire des programmes communautaires de développement rural. Gilles Allaire, mai 2007

¹² http://www.insee.fr/fr/nom_def_met/nomenclatures/cog/doc_principa.asp

arrondissement, département ou région) mais aussi en divers zonages basées sur cette entité (zones défavorisées, zones vulnérables, parcs naturels régionaux, petites régions agricoles,...).

L'observatoire est une plate-forme collaboratrice. L'accès se fait soit en tant qu'utilisateur, soit en tant qu'administrateur (réservé à l'INRA de Toulouse). Les **utilisateurs** sont des personnes, qui dans un cadre professionnel et du fait de leur rattachement à l'un des organismes partenaires de l'observatoire ou à un tiers agréés, ont besoin d'accéder à l'observatoire. Deux types d'accès utilisateur sont possibles : *visiteur* ou *titulaire*. Les accès titulaires sont attribués si un projet d'utilisation est présenté. Un **projet** constitue un espace de travail dans lequel les donateurs fournissent des données sur lesquelles il est possible de faire des traitements. Un titulaire peut importer et stocker des données, utiliser des données primaires ou secondaires de l'observatoire (attribuées à un projet spécifique), créer des projets et des indicateurs à partir des données accessibles, exporter des données et des indicateurs créés, les cartographier et réaliser des traitements statistiques. Il peut aussi être visiteur sur d'autres projets que les siens.

A l'intérieur de chaque projet, les dossiers thématiques regroupent un ensemble de thèmes, à l'intérieur desquels sont classés les cartographies d'un ou plusieurs indicateurs et parfois un tableau de bord ou fiche descriptive, qui présentent un ensemble d'indicateurs sous forme de tableaux et/ou graphiques. C'est ce qui est appelé, dans l'observatoire, **publications**.

Les types de données de l'ODR :

Les données primaires¹³ sont les données de base fournies par les différents partenaires et stockées dans des bases de données primaires. Elles sont constituées par :

- des données relatives à la réalisation des mesures du programme (2000-2006) ;
- des données de référence (RGA88, RA2000, données annuelles de la MSA, statistiques INSEE population 99, ...) ;
- différents zonages administratifs, réglementaires et agro-géographiques.

Les données de réalisation sont individuelles et localisées à la commune et sauf exception, les données de référence sont à l'échelle communale.

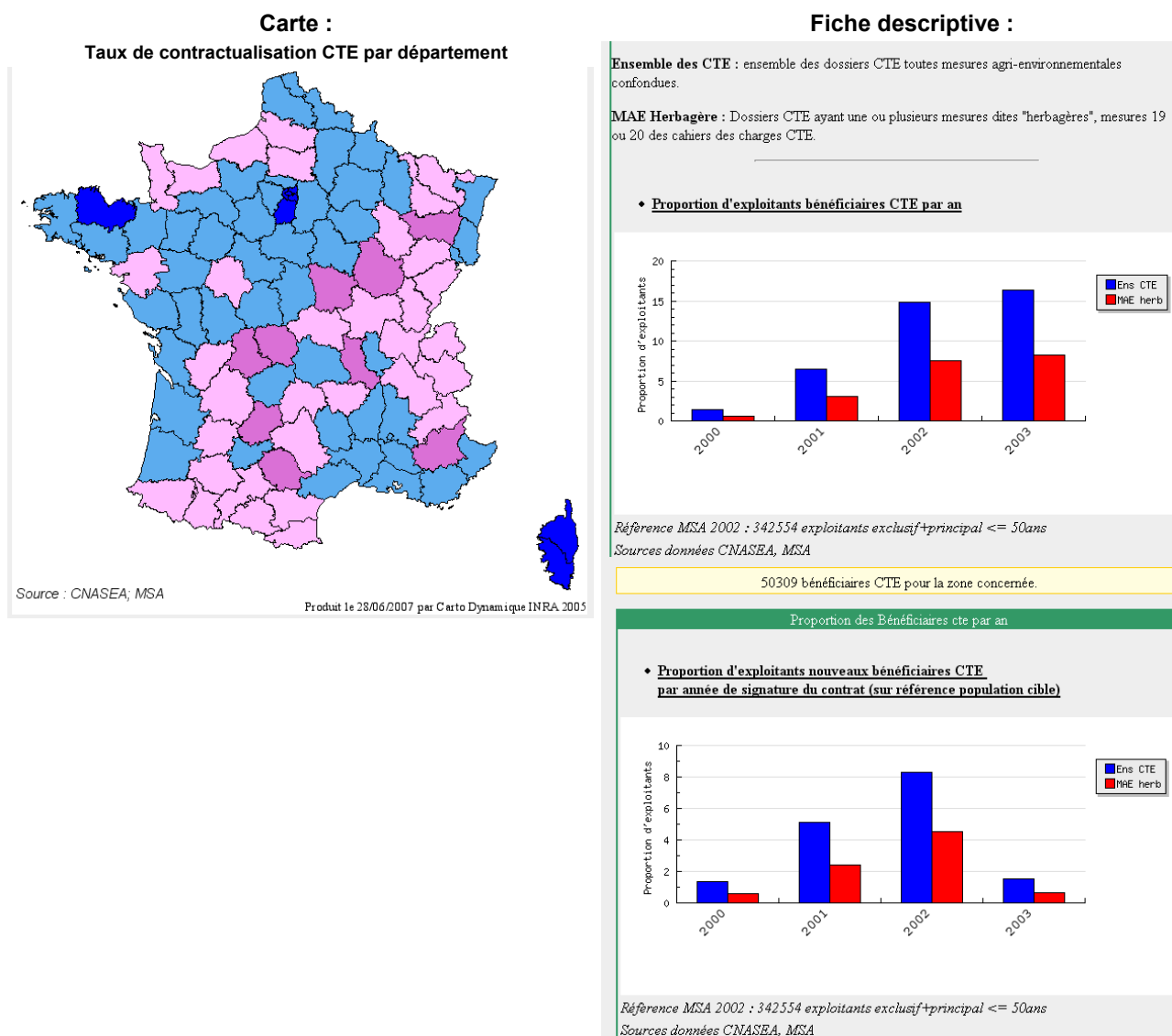
Les données secondaires sont des indicateurs, issus de traitements à partir des données primaires et sauvegardés comme thèmes ou nouvelles variables dans des bases de données secondaires.

Parmi ces données primaires ou secondaires, on distingue les données publiques et les données réservées, qui n'ont pas été déclarées publiques par le dépositaire.

Remarque : Dans le domaine de l'évaluation, cette terminologie est inversée. Les données secondaires sont issues de bases de données existantes (comme par exemple du SCEES pour les données statistiques ou du CNASEA pour les données administratives), alors que les données primaires doivent être collectées (via des enquêtes, ...) et sont spécifiques à l'évaluation en cours.

¹³ http://esrcarto.supagro.inra.fr/intranet/carto_docs/Observatoire_RDR_donnees.pdf

Figure 5 : Les publications dans l'observatoire : exemple du thème «ensemble des bénéficiaires CTE ».



Source : <https://esrcarto.supagro.inra.fr/intranet/carto.html>, INRA SAE2 Toulouse

La Mutualité Sociale Agricole (MSA) fournit la population cible de l'observatoire. Il s'agit des exploitants adhérents à l'AMEXA (Assurance maladie, maternité et invalidité des exploitants agricoles), qui ont moins de 50 ans et dont l'activité agricole est pratiquée à titre principale.

Le CNASEA fournit les données individuelles sur les exploitants ayant contracté une MAE, mais les fichiers mis à disposition comportent peu d'informations sur les caractéristiques du bénéficiaire et les données techniques propres à chaque dispositif (code de la mesure, montant prévu, montant réalisé, surface, date de versement, nombre d'unités prévues, nombre d'unités réalisées).

2.3.4 Les données administratives

On entend par données administratives toutes les données qui sont issues des fichiers administratifs, comme les fichiers d'aides au 1^{er} et 2^{ème} pilier de la PAC ou les données de la MSA.

Les aides au 1^{er} pilier sont saisies dans le système PACAGE (programme automatisé de consolidation des aides gérées pour les exploitants) en DDAF. Depuis 2004-2005, ce dernier intègre un module PacDDAF, qui permet de traiter les informations relatives aux demandes d'aides et/ou mesures agroenvironnementales pour lesquelles une représentation graphique et une localisation géographique des surfaces de référence sont obligatoires : c'est le registre parcellaire graphique ou RPG (cf. encadré). Le système PACAGE permet la connaissance de l'utilisation

des sols sur la totalité des parcelles cultivées et aidées via PacDDAF, mais aussi celle des bovins élevés en France, via la Base de données nationale de l'identification- BDNI-, qui recense chaque année le nombre de bovin par type racial, âge, sexe et bovin actif.

Les aides au 2^{ème} pilier sont saisies pour les CTE/CAD par les ADASEA ou les services départementaux du CNASEA à l'aide du logiciel ACTE. Ce logiciel devait permettre un véritable suivi, mais il n'a été développé qu'en 2003, alors que le dispositif CTE était déjà interrompu et remplacé par le CAD. Certaines DRAF, DDAF et ADASEA ont développé leur propre système de suivi, mais les dictionnaires de données ne sont pas homogènes, même au niveau régional, ce qui rend difficile leur exploitation¹⁴. Les aides des autres dispositifs (MAE tournesol, PMSEE/PHAE, ICHN) sont saisis en DDAF sur ACTE également.

Toutes les exploitations agricoles demandant une aide du 1^{er} pilier reçoivent un numéro d'identification unique dit numéro PACAGE, auquel est associée une série d'informations concernant ses surfaces en production, ses effectifs animaux, ses montants des aides, ... mais très peu d'informations techniques ou agronomiques détaillées sur les signataires et leurs contrats. Cette base de données administratives constitue une source d'informations, qui pourrait être complétée par celle de la statistique agricole. L'intérêt d'un appariement avec les bases de données du SCEES et en particulier avec l'enquête STRUCTURE 2007 prend tout son importance.

Pour la période 2000-2006, la plupart des dossiers de demande d'aides du 2^{ème} pilier (CTE/CAD, MAE, ...) dispose d'un numéro PACAGE, mais pas de façon systématique en raison de la diversité des gestionnaires (DDAF, ADASEA, CNASEA, ONIOL pour la mae Tournesol, ...) et d'une mise en place tardive d'un outil commun de saisies (ACTE) en particulier pour les CTE.

Au final, une articulation entre les enquêtes du SCEES, les fichiers de la MSA, les données administratives (CNASEA) est nécessaire.

2.3.5 Une nécessaire articulation entre les données administratives et statistiques

Les données individuelles issues des demandes d'aides du 1^{er} et/ou 2^{ème} pilier de la PAC disposent toutes d'un identifiant commun appelé **Numéro PACAGE**. Par contre, les données du programme 2000-2006 fournies par le CNASEA à l'ODR ont toutes été anonymisées, c'est-à-dire qu'elles n'ont pas de numéro PACAGE. Elles ne peuvent donc pas être appariées avec d'autres bases de données en particulier celles du SCEES au sein de l'observatoire.

Techniquement, la plupart des bases de données peuvent être appariées entre elles, sous réserve malgré tout de certaines conditions. Un récapitulatif des bases de données quantitatives disponibles et leur possible appariement entre elles sont présentés dans le tableau 12.

Tableau 12 : Matrice d'appariement possible entre enquêtes et bases de données expertisées.

Enquêtes /BD	Identifiant	Appariement possible entre bases de données individuelles					
		RICA	STRUCTURE	RA	ODR	PK	RPG
RICA	SIRET		Non	Oui	Oui ⁽¹⁾⁽²⁾	Non	Oui ⁽¹⁾⁽²⁾
STRUCTURE	SIRET Identifiant RA			Oui	Oui ⁽¹⁾⁽²⁾	Non	Oui ⁽¹⁾⁽²⁾
RA	SIRET Identifiant RA				Oui ⁽¹⁾	Oui	Oui ⁽¹⁾
ODR	Numéro PACAGE					Oui ⁽¹⁾⁽²⁾⁽³⁾	Oui ⁽¹⁾
PK (2006)	Identifiant RA SIRET						Oui ⁽¹⁾⁽²⁾
RPG (2005)	Numéro PACAGE						

⁽¹⁾ sous réserve que les données soient désanonymisées par le SCEES et que l'appariement entre numéro

14 Evaluation à mi-parcours portant sur l'application en France du règlement CE n°1257/1999 du Conseil, concernant le soutien au développement rural. Synthèse générale. Sofreco, janvier 2004

PACAGE et identifiant RA soit réalisé

⁽²⁾ sous réserve que l'exploitant a demandé des aides 1^{er} ou 2^{ème} pilier

⁽³⁾ lors de l'enquête PK 2006, les coordonnées des exploitations, dont les parcelles devaient être enquêtées, ont été récupérées en superposant les points Teruti-Lucas avec le RPG (intersection géographique). A priori, les parcelles de PK disposent donc d'un numéro PACAGE et peuvent être mises en relation avec l'ODR (sous réserve cf. ⁽¹⁾)

Conclusion de l'expertise:

Sur les 6 sources de données étudiées, le recensement agricole (RA) est la seule enquête, du fait de son exhaustivité, à pouvoir être appariée avec d'autres enquêtes ou *sous réserve* avec les bases de données issues des demandes d'aides de la PAC – 1^{er} et 2^{ème} pilier- (ODR et RPG). Les autres enquêtes de la statistique agricole ne peuvent pas être appariées entre elles en raison d'échantillons d'exploitations distincts. Par contre, elles pourraient être mises en relation avec les données de l'ODR et du RPG, à condition que le SCEES réalise les appariements nécessaires et bien entendu que les exploitants aient déposé une demande d'aide PAC.

Après contact pris avec le SCEES, ce dernier se propose de récupérer les données du CNASEA via l'observatoire, de les désanonymiser, de les appairer avec l'enquête STRUCTURE, l'enquête Pratiques Culturelles et le Recensement Agricole 2000 (mise en relation de l'« identifiant RA » et du « numéro PACAGE » via le SIRET) et ceci uniquement pour les variables nécessaires à l'évaluation. Cet appariement est prévu courant 2008.

Les précédentes évaluations de l'ICHN ou des MAE proposent un certain nombre de recommandations en matière de faisabilité de l'évaluation ex post, la disponibilité des données secondaires faisant partie de leurs critères d'analyse.

2.4. Présentation de la grille d'expertise

La grille d'expertise de la base des indicateurs agro-environnementaux (BIAE) est constituée par un ensemble de variables nécessaires à la réalisation d'une synthèse sur les indicateurs recensés. Ils sont analysés en fonction de leur pertinence, de leur capacité à être mobilisables et calculables dans les bases de données du SCEES ou de l'ODR. Une fiche de synthèse détaillée est réalisée pour les indicateurs les plus pertinents ; le modèle de cette fiche est présenté dans le paragraphe 2.6.

La base de données sur les indicateurs agro-environnementaux (BIAE) est construite à partir de 12 critères principaux, décrits dans le tableau 13.

Tableau 13 : Présentation des rubriques de variables de la base de données sur les indicateurs

1	2	3	4	5	6
Indicateur	Méthode	Contribution de l'indicateur au dispositif	Enjeux en lien avec l'indicateur	Pratiques en lien avec l'indicateur	Calculs
- Numéro - Nom	- Nom - Organisme - Auteurs - Date de création - Référence bibliographique	- CTE/CAD - PHAE - MAE Tournesol - MAE Rotationnelle - ICHN	Codes	Codes	- Unités - Formule - Données nécessaires proposées - Sources utilisées par la méthode
			+ note de force du lien	+ note de force du lien	

7	8	9	10	11	12
Echelle spatiale du calcul initial	Echelle spatiale pour laquelle les résultats ont un sens	Calculs à partir des bases de données	Calculable en croisant différentes bases ?	Typologie	Niveau indicateur
- Parcelle - Exploitation - Territoire - Pays	- Parcelle - Exploitation - Territoire - Pays	- SAA - PK - Structure - RICA - RA - Observatoire INRA	- SAA - PK - Structure - RICA - RA - Obs. INRA	- Etat - Suivi - Suivi territorialisé - Pression - Impact	Grand thème d'indicateur (uniquement pour les indicateurs hors cadre commun)
		+ note de degré d'adaptation au calcul			

Les données générales sur la méthode (point 2) rassemblent les informations générales sur l'indicateur et la méthode qui s'y rattache.

La contribution de l'indicateur à l'évaluation d'un ou plusieurs dispositifs (point 3) est explicitée dans l'annexe 2 (Liaison entre enjeux et dispositifs). Ce critère est renseigné par oui ou non pour chaque dispositif.

L'indicateur est susceptible d'évaluer un ou plusieurs enjeu(x) (point 4) qui sont décrits dans le tableau 10 (§ 2.2). Chaque indicateur est noté de 1 à 3 selon son degré de lien / pertinence avec l'enjeu : 1 pour faible, 2 pour moyen, 3 pour fort. Si l'indicateur a été publié dans une revue scientifique internationale à comité de lecture, validé donc scientifiquement, nous supposons que son lien est fort.

Le choix suivant a été fait : **un indicateur ne peut évaluer qu'un seul enjeu principal (sol, eau, biodiversité, paysage ou agriculture durable) ainsi que plusieurs enjeux secondaires rattachés à l'enjeu principal (érosion du sol, qualité du sol, ...)**. Il peut arriver qu'un même indicateur soit proposé par plusieurs méthodes dans le but d'évaluer des enjeux différents. Par exemple, l'indicateur « couverture du sol en hiver » peut évaluer les pratiques sur 3 enjeux différents : biodiversité, eau et sol.

Lorsque aucun enjeu secondaire n'est identifié pour un enjeu donné (sol, eau, biodiversité, paysage, agriculture durable), c'est l'enjeu principal qui est indiqué. Enfin, certains indicateurs englobent de très larges thématiques ; ils sont enregistrés sous une rubrique « multi-thèmes » notée « MUL ».

L'indicateur évalue également une ou plusieurs pratique(s) (point 5). Les pratiques liées aux MAE sont très diversifiées. Dès lors, l'analyse de leurs effets ne peut se concevoir mesure par mesure. Oréade Brèche, dans son rapport final sur l'évaluation des MAE (novembre 2005) a classé les MAE par type. Cette typologie privilégie d'abord les pratiques agricoles. En effet, les MAE visent le maintien de pratiques ou l'adoption de nouvelles pratiques favorables à l'environnement, les effets sur l'environnement devant découler naturellement de l'adoption ou du maintien de ces pratiques. Cette typologie est ensuite raccordée aux objectifs environnementaux pour que l'effet des pratiques puisse être rapproché du ou des domaines environnementaux auxquels elle se rattache. Le tableau 14 détaille ces pratiques.

Tableau 14 : Principaux types de pratiques en lien avec les enjeux environnementaux

Domaine environnemental	Types de pratiques			
	Préservation de la biodiversité commune	1 - Réduction des intrants	2 - Agencement cultural favorable (types de culture, et rotation)	3 - Mise en place d'une végétation à certaines périodes critiques
Préservation des habitats naturels à haute valeur écologique	5 - Conservation d'habitats sur les terres agricoles	6 - Protection d'espèces remarquables	7 - Création ou entretien d'infrastructures écologiques ayant un rôle d'habitat (haie, bosquet, taille des parcelles réduites, etc.) ou parcelle non exploitée	
Préservation des espèces élevées et cultivées menacées	8 - Préservation des espèces animales élevées menacées		9 - Préservation des espèces végétales cultivées menacées	
Préservation de la qualité des eaux	10 - Réduction des apports d'engrais	11 - Réduction des apports de pesticides	12 - Réduction des transferts d'azote vers les	13 - Réductions des transferts de pesticides vers les eaux

Domaine environnemental	Types de pratiques			
			eaux	
Maîtrise de la gestion quantitative des eaux	14 - Réduction des doses d'apport d'eau	15 - Réduction des superficies irriguées	16 - Limitation des drainages ou reconversion de zones drainées	17 - Pratiques culturales en lien avec la gestion quantitative de l'eau
Préservation des sols agricoles	18 - Maîtrise de l'érosion des sols	19 - Maîtrise du taux de matière organique dans le sol	20 - Maintien de la qualité des sols (lutte contre acidification, salinisation, compaction, etc.)	21 - Réduction de la pollution des sols par les intrants agricoles
Préservation des paysages	22 - Diversification des rotations et maintien des prairies	23 - Maintien de cultures pérennes menacées (vergers, vignes, oliveraies, etc.)	24 - Maintien, entretien ou création d'éléments fixes du paysage (haie, arbre, bosquet, muret, terrasse, petit bâti, etc.)	25 - Maintien en culture de zone en voie de déprise agricole (zone marginale, zone de montagne, etc.)
Autres enjeux environnementaux	26 - MAE en lien avec la qualité de l'air	27 - MAE économies d'énergie ou production d'énergies renouvelables	28 - MAE en lien avec la maîtrise des incendies de forêts avoisinant les terrains agricoles	29 - Autres

Source : Oréade-Brèche à partir du document de la Commission VI/12004/00 Final partie D

Comme pour les enjeux, chaque indicateur est noté de 1 à 3 selon son degré de lien / pertinence avec la pratique : 1 pour faible, 2 pour moyen, 3 pour fort. **Il a été décidé qu'un indicateur puisse rendre compte de plusieurs pratiques.** Ceci s'explique pour les deux raisons suivantes :

- un indicateur pouvant évaluer plusieurs pratiques (même codées 1 ou 2) a plus d'intérêt qu'un autre ne pouvant en évaluer qu'une seule.
- Au stade actuel, la typologie de pratique utilisée ne nous permet pas connaître dans le détail le cahier des charges des modifications de pratiques.

Si l'indicateur ne correspond à aucune pratique, la rubrique « autres » est choisie (code P29).

L'échelle spatiale (points 7 et 8) utilisée pour le calcul de l'indicateur dans sa méthode initiale, n'est pas nécessairement la même échelle que celle pour laquelle les résultats ont un sens. Cette dernière indication renseignée à partir de notre propre expertise, est importante pour préciser quels indicateurs sont utilisables à l'échelle de l'exploitation ou de la parcelle.

L'indication des bases de données mobilisables pour calculer l'indicateur (point 9) est une donnée essentielle pour l'étude. Elle implique de connaître les variables de calcul propres à l'indicateur (point 6). Nous avons intégré, dans les bases de données disponibles du SCEES, l'Observatoire du développement rural de l'INRA de Toulouse. A partir de notre propre expertise, nous indiquons par un code, le degré d'adaptation de chaque base de données pour le calcul de l'indicateur :

- 1 : pas du tout calculable,
- 2 : une partie des variables existe mais pas toutes et un appariement avec une autre base est nécessaire,
- 3 : calculable mais avec des approximations sur certaines variables (par exemple, le taux d'application de pesticides à l'hectare est souvent inconnu mais peut être estimé à partir des achats de produits phytosanitaires),
- 4 : parfaitement calculable.
- 5 : calculable si l'information est disponible à terme dans l'ODR (cf. Inra Toulouse).

Nous indiquons également, le cas échéant quelles bases de données peuvent être croisées pour obtenir les données nécessaires au calcul de l'indicateur (point 10). Les possibilités de croisement entre les différentes bases de données sont toutefois limitées (cf. tableau 12).

La typologie de l'indicateur (point 11) décrit le type d'indicateurs (état, suivi, ...). Les définitions des termes d'état, suivi, suivi territorialisé, pression, et impact sont précisées au paragraphe 2.1.3.

Etant donné le nombre important d'indicateurs recensés, nous avons regroupé les indicateurs hors cadre commun et pertinents dans des thèmes déclinés en 3 niveaux : niveau 0, niveau 1 et niveau 2, c'est-à-dire du plus généraliste au plus détaillé (point 12). Le niveau 0 est constitué de 14 thèmes décrits ci-dessous :

Contrats et certifications agro-environnementaux	Utilisation d'intrants non renouvelables
Occupation des terres	Pesticides
Pratiques culturales (diverses)	Qualité de l'eau
Aménagements paysagers et environnementaux	Qualité du sol
Biodiversité naturelle	Utilisation de l'eau
Biodiversité domestique	Erosion et compaction du sol
Fertilisation	Autres

Le niveau 1 rassemble 47 thèmes et le niveau 2, 95 thèmes. Cette classification est présentée en détail en annexe 3. Elle sert à la recherche des doublons au sein d'un même enjeu, ainsi qu'entre enjeux, l'intitulé d'un indicateur n'étant pas toujours suffisant.

2.5. Indicateurs pertinents et fiches détaillées

Dans notre démarche, un indicateur pertinent est reconnu comme étant capable d'être un bon outil de mesure de l'effet de la pratique. Il doit donc être retenu que s'il satisfait aux critères communément admis par la communauté scientifique (Niemeijer, 2008) : techniquement mesurable, données disponibles, analytiquement et scientifiquement valide, pertinent par rapport à la mesure étudiée et sensible par rapport aux changements.

Or, il est plus facile d'établir une liste de conditions que de déterminer des indicateurs respectant l'ensemble des prescriptions. De plus, la pertinence de chaque indicateur n'est pas uniquement liée à ses caractéristiques intrinsèques, mais elle dépend fortement du système d'indicateurs choisi et des relations entre ces indicateurs.

En pratique, nous n'avons retenu que trois principaux critères de pertinence :

- Lien important entre l'indicateur et sa capacité à représenter l'enjeu dont on cherche à rendre compte (codé 3).
- Lien reconnu entre la pratique évaluée et ce que mesure l'indicateur (pour les indicateurs du cadre commun)
 - Par exemple : le bilan apparent mesure un excédent d'azote. Il existe un lien (plus ou moins fort) reconnu entre la valeur de l'excédent et le risque de pollution diffuse azotée dans le milieu.
- Autres critères importants : statut, calculabilité, échelle d'étude et validité scientifique.

Les indicateurs du cadre commun expertisés pertinents sur la base des critères de l'étude sont tous présentés sous la forme d'une fiche détaillée. Le modèle de cette fiche reprend la liste des rubriques de la base des indicateurs agro-environnementaux (cf. §.3.2), complétée en s'inspirant de catalogues d'indicateurs de la littérature (CORPEN, 2003, Devillers *et al.*, 2005).

Modèle de la fiche de présentation détaillée d'un indicateur

Indicateur N° :

Intitulé de l'indicateur :	Auteur(s) :	Organisme(s) :
Date de création :		
Référence(s) :		

CARACTERISTIQUES GENERALES

- Unidimensionnel Multidimensionnel
 Simple Agrégé
 Méthode agrégation décrite ? oui non
 Etat Suivi Suivi territorialisé
 Impact Pression

Echelles spatiales :	Parcelle	Exploit.	Territoire*	Pays
Proposées dans la méthode				
Ayant un sens pour le calcul				
* bassin versant, région, département, etc.				

Contribution de l'indicateur à l'évaluation des dispositifs politiques :

- CTE/CAD PHAE ICHN
 MAE Rotationnelle MAE Tournesol

Lien avec les pratiques et thèmes agro-environnementaux :

Thèmes
 Pratiques
(Degré de lien avec l'indicateur : 1 : faible, 2 : moyen, 3 : fort)

CALCULS

Données proposées par la méthode			Calculs à partir des bases de données *						
Variables	Unités	Sources	SAA	PK	Struct	RICA	RA	ODR	Données ODR

* 1 : non calculable, 2 : seule une partie des variables existe (appariement nécessaire avec une autre base), 3 : calculable avec approximations sur certaines variables, 4 : calculable.

Les niveaux de référence de l'indicateur sont-ils fournis ? oui non
L'indicateur a-t'il été validé ? oui non Si oui, par quelle méthode :
Méthode(s) de calcul :

BILAN

Qualités de l'indicateur :	--	-	+/-	+	++
« Lisibilité »* ?					
« Facilité d'emploi »* ?					
« Reproductibilité »* ?					
« Pertinence »* ?					

* « Lisibilité » : l'indicateur est-il facilement compréhensible et interprétable ? « Facilité d'emploi » : l'indicateur est-il facile d'utilisation, du recueil des données jusqu'au calcul ? ; « Reproductibilité » : les résultats sont-ils reproductibles avec des opérateurs différents, selon la subjectivité lors du recueil des données et du calcul ; « Pertinence » : l'indicateur est-il utile et utilisable ? (Devillers et al., 2005)

Pertinence de l'indicateur pour l'évaluation des dispositifs politiques :
--

Note :

3. Résultats de l'analyse des indicateurs expertisés

La base des indicateurs agro-environnementaux (BIAE) réalisée recense 2 578 indicateurs comprenant les indicateurs des questions évaluatives communes ou cadre commun et les indicateurs hors cadre commun. Chaque indicateur est décrit par au maximum 90 variables (cf. annexe 4).

Une première analyse a permis d'éliminer les indicateurs identifiés comme non agro-environnementaux, soit parce qu'ils sont hors du champ de l'agriculture (pêche, sylviculture par exemple), soit parce qu'ils concernent des enjeux plus transversaux (revenus, formation, ... par exemple). Un peu plus de 205 indicateurs entrent dans cette catégorie ; ils ont malgré tout été initialement recensés car ils appartiennent aux méthodes analysées, qui sont parfois multi-enjeux et donc multi-indicateurs.

Une seconde analyse a porté sur les indicateurs appartenant soit à des enjeux agro-environnementaux mais ne faisant pas partie des enjeux retenus comme par exemple la pollution de l'air, l'énergie, ... (codé AUT) soit à plusieurs enjeux (multi-thèmes, codé MUL) impossibles à dissocier dans le cadre de notre expertise. 510 indicateurs sont ainsi écartés de notre champ d'analyse.

Au final, l'analyse porte sur 1863 indicateurs, dont 81 sont issus du cadre commun de référence.

3.1. Les 81 indicateurs du cadre commun : calculabilité et pertinence

La Commission propose dans la partie B du RDR des questions d'évaluation communes accompagnées de critères et d'indicateurs (document VI/12004/00 de la Commission). Ce sont ces 81 indicateurs qui dans un premier temps ont fait l'objet d'une expertise détaillée.

Les 81 indicateurs retenus sont listés dans le rapport annexe 1. Leur numérotation a été simplifiée pour pouvoir présenter l'ensemble des indicateurs, souvent déclinés en (a), (b), ... Ces derniers se répartissent de la manière suivante :

Tableau 15 : Répartition des indicateurs du cadre commun par questions évaluatives, critères et statut.

Statut des indicateurs	selon Commission	Etat	Réalisation		Impact	Pratique	N° Cemagref	Indicateurs non calculables
	selon démarche Cemagref	Etat	Suivi	Suivi territorialisé	Impact	Pression		
Questions évaluatives	Critères							
ZONES DEFAVORISEES								
5.4.A Protection de l'environnement	mise en œuvre et respect accrus des restrictions					5	1 à 5	2 et 5
AGROENVIRONNEMENT								
6.1.A qualité du sol	érosion du sol			6			6 à 11	
	contamination chimique du sol			3			12 à 14	
	retombées positives sur exploitation et société				1		15	15
6.1.B qualité des eaux	réduction des intrants			4		2	16 à 19 20 et 21	
	réduction des transferts			2			22 et 23	
	amélioration de la qualité	1					24	
	retombées positives sur exploitation et société				1		25	25

Statut des indicateurs	selon Commission	Etat	Réalisation		Impact	Pratique	N° Cemagref	Indicateurs non calculables
	selon démarche Cemagref	Etat	Suivi	Suivi territorialisé	Impact	Pression		
Questions évaluatives	Critères							
6.1.C quantité des eaux	réduction de l'utilisation			5		2	26 à 30 31 et 32	
	protection des ressources	1					33	
	retombées positives sur exploitation et société					1	34	34
6.2.A biodiversité - protection faune et flore	réduction des intrants			3	1	1	35 à 37 38, 39	39
	modèles cultureux favorables		2		1		40 et 41 42	42
	succès du soutien d'espèces	1		6	1		94 43 à 48, 50	50
6.2.B biodiversité - protection HNV et IAE	conservation des HVNF			5			51 à 55	
	protection des infrastructures écologiques			4			56 à 59	
	protection des zones humides			8			60 à 67	
6.2.C biodiversité - races menacées	conservation des races menacées		2				68 et 69	
6.3 paysage	amélioration de la cohérence			4			70 à 73	
	amélioration de la différenciation			3			74 à 76	
	amélioration de l'identité culturelle			4			77 à 80	
	retombées positives sur exploitation et société					1	81	81
TOTAL		3	4	57	7	10	81	9

CemOA : archive ouverte d'Irstea / Cemagref

3.1.1 Les 9 indicateurs du cadre commun non calculables

Les 9 indicateurs non calculables correspondent à des indicateurs qualitatifs portant sur la description d'un lien ou d'un impact.

Les 7 indicateurs du chapitre VI sont en général des indicateurs d'impact, qui nécessitent des données ou mesures initiales pour pouvoir enregistrer une évolution par rapport à une situation de départ, en amont de la mise en place de la mesure. Ces données n'étant pas disponibles pour ce programme, ces indicateurs sont considérés comme non calculables.

Ils se retrouvent dans tous les enjeux sauf celui de l'agriculture durable : un pour l'enjeu SOL, deux pour l'EAU, trois pour la BIODIVERSITE et un pour le PAYSAGE. Pour trois d'entre eux, seul un enjeu principal – SOL ou EAU- a pu être identifié, de par leur manque de spécificité (n°15, 25 et 34). Pour les quatre restants, les critères ayant été bien identifiés, des enjeux secondaires ont pu être précisés (n°39, 42, 50 et 81).

Critères		Indicateurs		
n°Cadre commun	intitulé	n°Cadre commun	n°Cemagref et enjeux	intitulé
VI.1.A-3	Retombées positives de la protection des sols au niveau de l'exploitation ou de la société	VI.1.A-3.1.	15 SOL	Impacts indirects sur et/ou en dehors de l'exploitation résultant des accords couvrant les terres agricoles (description)
VI.1.B-4	Retombées positives de la protection des eaux au niveau de l'exploitation ou de la société	VI.1.B-4.1.	25 EAU	Impacts indirects sur et/ou en dehors de l'exploitation résultant des accords couvrant les terres agricoles (description)
VI.1.C-3	Retombées positives de la protection des ressources hydriques (au niveau de l'exploitation ou au niveau rural, de l'environnement et d'autres secteurs économiques)	VI.1.C-3.1	34 EAU	Impacts globaux résultant de la protection du niveau des eaux de surface et souterraines (description)
VI.2.A-1	Réduction des intrants agricoles (ou augmentation évitée) au profit de la faune et de la flore	VI.2.A-1.3.	39 BIOc1	Mise en évidence d'un lien positif entre les mesures de soutien à la réduction des intrants sur les terres visées et la biodiversité (description, et le cas échéant, estimations de l'abondance des espèces)
VI.2.A-2	Maintien ou réintroduction de modèles culturaux [types de cultures (y compris le cheptel associé), rotation des cultures, couverture durant les périodes critiques, étendue des champs] favorables à la faune et à la flore	VI.2.A-2.3.	42 BIOc4	Mise en évidence (par type principal de terres agricoles) d'un lien positif entre l'agencement des cultures ou la couverture des terres agricoles couvertes par l'accord et l'impact sur la biodiversité (description, et, le cas échéant, estimations du nombre de nids (d'oiseaux, de mammifères, etc.) ou de l'abondance des espèces (ou fréquence d'observation)
VI.2.A-3	Succès des mesures de soutien en faveur des espèces dignes d'être protégées	VI.2.A-3.2.	50 BIOr1	Autres preuves d'un lien positif entre les mesures de soutien et l'abondance des espèces visées (description) (Indicateur VI.2.A-3.2. alternatif)
VI.3-4	Retombées positives de la protection/amélioration des structures et des fonctions du paysage liées aux terres agricoles au niveau sociétal (création de valeurs d'agrément)	VI.3-4.1.	81 PAY3	Mise en évidence des avantages/valeurs résultant de la protection/amélioration des structures et des fonctions du paysage au niveau sociétal (description)

CemOA : archive ouverte d'Irstea / Cemagref

Deux indicateurs du chapitre V (zones défavorisées) sont également considérés comme non calculables en raison du manque d'information. La production intégrée (indicateur n°2) ne dispose pas aujourd'hui d'un cahier des charges officiel en France, à la différence de l'Agriculture Biologique. De même, les seuils de quantité de pesticides épanchés ne sont pas fixés dans les cahiers des charges actuels (indicateur n°5).

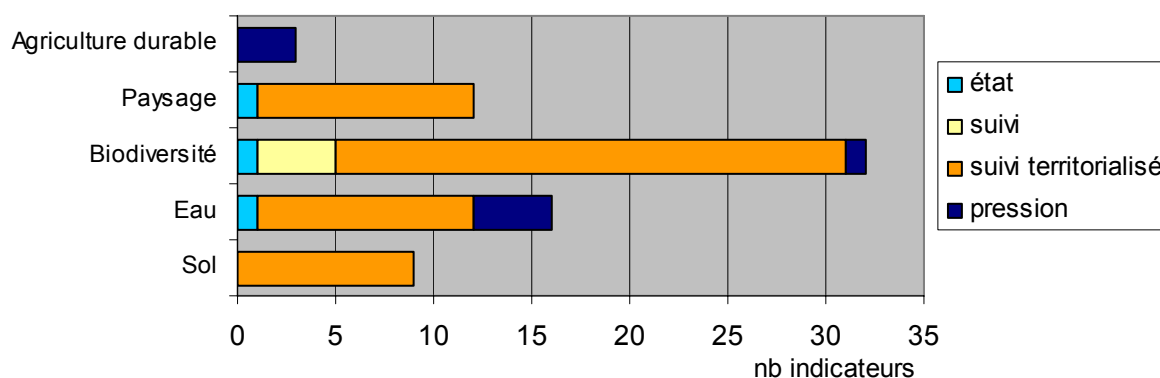
Critères		Indicateurs		
n° Cadre commun	intitulé	n° Cadre commun	n°Cemagref et enjeux	intitulé
V.4.A-1	Zones défavorisées et zones soumises à des contraintes environnementales / Maintien/encouragement d'un mode d'exploitation agricole durable	V.4.A-1.1.	2 AD1	Proportion de la SAU soumise à des systèmes d'exploitation agricole respectueux de l'environnement (hectares et %) : b) dont pour l'agriculture intégrée ou la gestion intégrée des pesticides
		V.4.A-1.3.	5 AD1	Proportion de la SAU affectée aux cultures arables où la quantité de pesticides épanchés est inférieure à un seuil spécifié (hectares et %)

Au final, 9 indicateurs sont exclus de notre expertise, ce qui ramène donc à 72 le nombre d'indicateurs à analyser en détail.

3.1.2 Les 72 indicateurs du cadre commun calculables

Sur les 72 indicateurs calculables, les indicateurs de suivi territorialisé sont majoritaires et présents dans tous les enjeux sauf pour l'enjeu agriculture durable (cf. figure 6). Les indicateurs de pression ne sont présents que dans trois enjeux : eau (n°20, 21, 31 et 32), agriculture durable (n°1,3 et 4) et biodiversité (n°38).

Figure 6 : Répartition des indicateurs calculables par enjeux et par statut



Ces indicateurs sont avant tout des **indicateurs de suivi territorialisé** (57 sur 72). Ils s'expriment en une surface contractualisée pour un objectif donné, rapportée à une surface plus large. Cette surface plus large correspond aux surfaces contractualisées pour l'ensemble des MAE classées dans le même type d'action. Ils sont donc tous calculables dans l'ODR.

Par exemple, pour l'action VI.2.A-3 (protection des espèces), l'indicateur VI.2.A-3.1 se décompose en 6 sous-indicateurs (a, b, c, d, e, f). La surface plus large correspond à celle des terres agricoles couvertes par tous les accords visant la protection des espèces fauniques ou groupe d'espèces particuliers. L'indicateur (a) qui correspond au n°43, est la part des espèces répandues dans cette surface plus large, l'indicateur (b) ou n°44 est la part des espèces spéciales dans cette même surface, etc....

Les **indicateurs de suivi** concernent 4 indicateurs du cadre commun. Ils sont calculables soit directement dans l'ODR (n°40, 41, 69) soit dans l'ODR complété avec des données extérieures (n°68-animaux ou plantes figurant sur des listes communautaires ou nationales).

Deux **indicateurs d'état** ont été identifiés : ils sont calculables dans l'ODR à condition d'y intégrer des données issues d'organismes extérieures (notamment l'Agence de l'eau pour le n°33 et le Muséum d'Histoire Naturelle ou la LPO pour le n°49).

Aucun indicateur d'impact n'a été identifié.

Seulement 8 indicateurs sont des **indicateurs de pression**. Ils sont calculables (n°20, 31, 32 et 38) ou en partie calculables (n°1, 3, 4 et 21) à partir des données du SCEES (PK, STRUCTURE, RICA et RA) et de l'ODR complété.

3.1.3 Les 22 indicateurs pertinents du cadre commun

Au delà d'être calculable, un indicateur est reconnu pertinent s'il est capable de rendre compte de l'effet potentiel d'une pratique. Nous nous proposons de ne pas exclure d'indicateurs, comme par exemple les indicateurs de suivi, qui a priori sont moins pertinents dans notre démarche que les indicateurs de pression.

Seulement 8 **indicateurs de pression** ont été identifiés parmi les indicateurs du cadre commun : 3 pour l'enjeu agriculture durable (n°1,3 et 4), 4 pour l'eau (n°20, 21, 31, 32) et 1 seul pour la biodiversité (n°38) (cf. tableau 17).

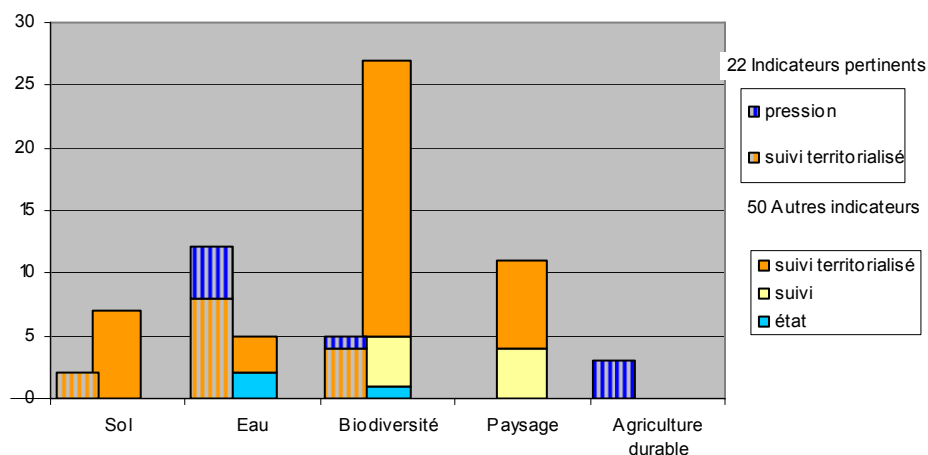
Tableau 16 : Les indicateurs de pression du cadre commun

Critères		Indicateurs		
n° du cadre commun	intitulé	n° du cadre commun	n° Cemagref et enjeux	intitulé
V.4.A-1	Zones défavorisées et zones soumises à des contraintes environnementales / Maintien/encouragement d'un mode d'exploitation agricole durable	V.4.A-1.1.	1 AD2	Proportion de la SAU soumise à des systèmes d'exploitation agricole respectueux de l'environnement (hectares et %) : (a) dont superficie affectée à l'agriculture biologique
		V.4.A-1.1.	3 AD1	Proportion de la SAU soumise à des systèmes d'exploitation agricole respectueux de l'environnement (hectares et %) : (c) dont superficie affectée au pâturage avec moins de 2 UGB/ha (ou une variante régionale spécifiée)
		V.4.A-1.2.	4 AD2	Proportion de la SAU affectée aux cultures arables où la quantité d'azote épanchée (fumier de ferme + synthétique) est inférieure à 170 kg/ha par an (hectares et %)
VI.1.B-1	Agroenvironnement / Obstruction des mécanismes de transport (de la surface des cultures ou de la zone racinaire aux réservoirs aquifères) des substances chimiques (lessivage, ruissellement, érosion)	VI.1.B-1.2.	20 EAUn1	Réduction des intrants agricoles par hectare grâce à la souscription d'accords (%)
		VI.1.B-1.3.	21 EAUn2	Balance de l'azote (kg/ha/an)
VI.1.C-1	Agroenvironnement / Réduction ou stabilisation du niveau d'utilisation (prélèvement) d'eau à des fins d'irrigation	VI.1.C-1.3.	31 EAUq1	Réduction de la quantité d'eau utilisée à des fins d'irrigation grâce à la souscription d'un accord (m3, hectares concernés)
		VI.1.C-1.4.	32 EAUq2	Efficiences de l'irrigation pour les cultures principales soumises à l'influence des accords, c'est-à-dire la quantité de culture produite par unité d'eau (tonne/m3)
VI.2.A-1	Agroenvironnement / Réduction des intrants agricoles (ou augmentation évitée) au profit de la faune et de la flore	VI.2.A-1.2.	38 BIOc1	Réduction des intrants agricoles par hectare grâce à la souscription d'un accord (%)

Après analyse, il est apparu intéressant de lier certains indicateurs de pression à des indicateurs de suivi territorialisé. Ainsi, les indicateurs n°31 et 32 sont liés à tous les indicateurs ayant trait à la réduction ou la stabilisation du niveau d'eau à des fins d'irrigation (soit de 26 à 30). De même, les indicateurs n°20 et 38 sont liés aux indicateurs qui portent sur la réduction des intrants agricoles soit pour le maintien de la qualité de l'eau, soit pour la protection de la biodiversité ; il s'agit des indicateurs 13, 17 (réduction d'épandage de fumier), 12, 19, 35 (produits phytosanitaires), 16, 36 (épandage d'engrais chimique), 37, 60 (réduction apport d'intrants).

Au total, ce sont 22 indicateurs du cadre commun qui se retrouvent dans la catégorie des indicateurs pertinents, soit parce qu'ils sont eux-mêmes des indicateurs de pression, soit parce qu'ils sont liés à eux. Les autres indicateurs, qui ne sont ni de pression, ni liés aux indicateurs de pression, représentent 50 indicateurs du cadre commun. Ce sont essentiellement des indicateurs de suivi territorialisé, avec une forte proportion dans les enjeux biodiversité et paysage (cf. figure 7).

Figure 7 : Répartition par enjeux des indicateurs du cadre commun selon leur type et leur pertinence



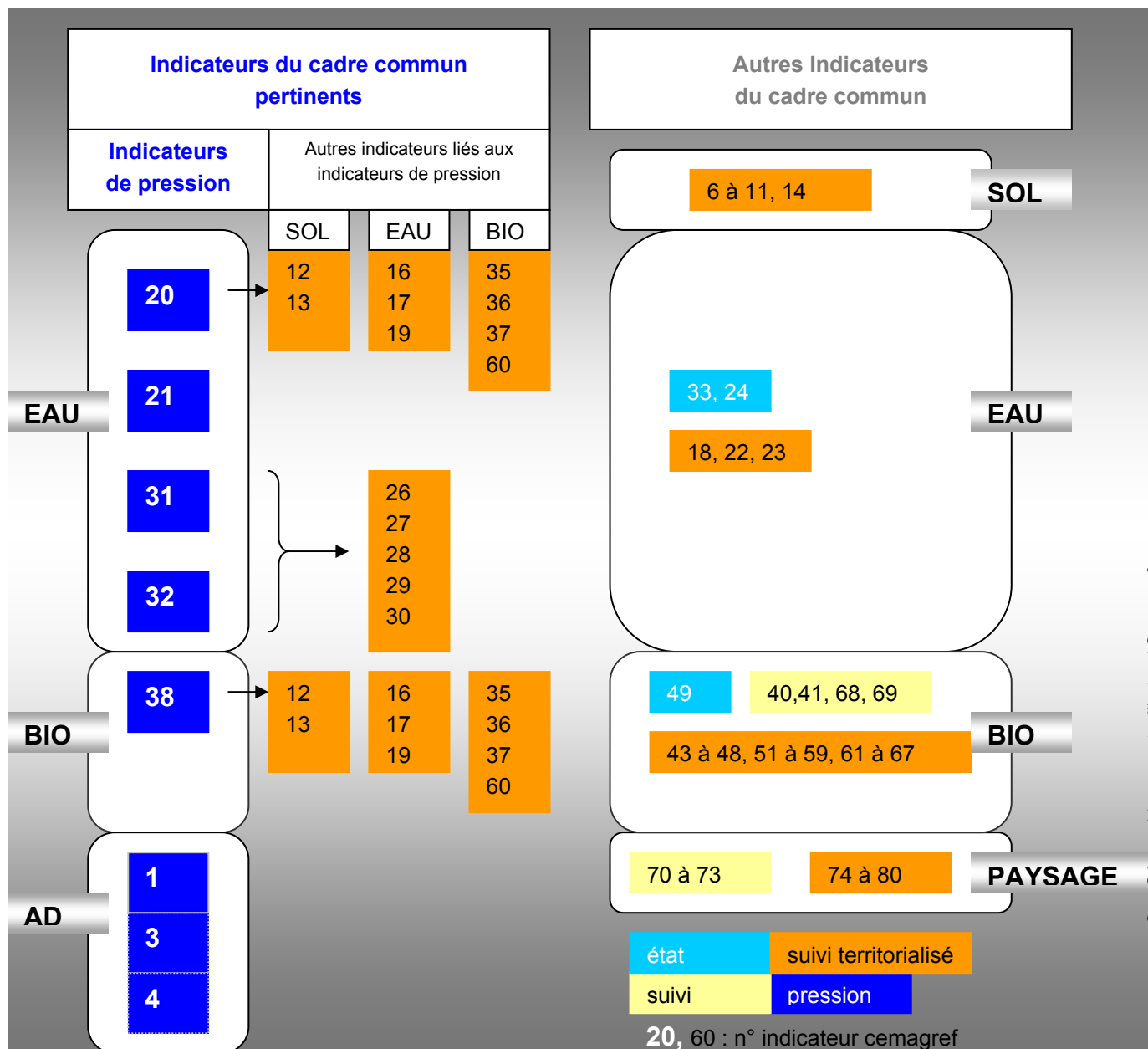
Dans le groupe des indicateurs pertinents, on ne trouve aucun indicateur concernant l'enjeu paysage. A l'inverse, tous les indicateurs de l'enjeu agriculture durable s'y trouvent. Plus des 2/3 des indicateurs sur l'eau sont pertinents (4 indicateurs de pression et 8 indicateurs de suivi territorialisé). Pour la biodiversité, la représentation des indicateurs pertinents est beaucoup plus faible, seulement 5 sur 32 avec un seul indicateur de pression et 4 de suivi territorialisé.

3.1.4 Les fiches détaillées pour les indicateurs du cadre commun.

Les 72 indicateurs calculables sont présentés sous forme de fiche détaillée dans le rapport annexe 1. Les informations contenues dans les fiches sont issues de la base des indicateurs agro-environnementaux (BIAE). Les fiches ne comportent pas le détail des mesures par enjeu (sol, eau, biodiversité, paysage, agriculture durable). Deux travaux précédents ont déjà classés les différentes mesures par enjeu et pratiques (cf. : Annexes du guide méthodologique pour les évaluations régionales des mae – ASCA, février 2002 et de Evaluation des mesures agro-environnementales, Annexe 12 Etude nationale France, Oréade-Brèche, novembre 2005).

La figure 8 permet de situer chaque indicateur dans la catégorie des indicateurs pertinents ou des autres indicateurs. Les indicateurs de pression peuvent être liés à des indicateurs de suivi territorialisé identiques, comme les n° 21 et 38, ou les 31 et 32.

Figure 8 : Répartition des indicateurs du cadre commun calculables et pertinents faisant l'objet d'une fiche descriptive



Cas particulier de 5 fiches d'indicateur de pression :

Les fiches d'indicateurs issus du cadre commun (n°1, 20, 31, 32 et 38) se présentent différemment de l'ensemble des autres fiches. En effet, ces indicateurs sont proposés dans la méthode d'évaluation des effets propres de la tâche 3 (cf. § 3). En raison de leur pertinence, le bilan « qualité de l'indicateur » n'apparaît plus indispensable et a donc été supprimé. En revanche, des commentaires ont été ajoutés à chaque fiche.

De plus, ces indicateurs sont parfois éloignés du cadre commun, puisqu'ils en sont notre interprétation, l'échelle spatiale a donc été simplifiée, de sorte qu'elle correspond aux données disponibles (échelle parcelle quand les données sont issues de PK et échelle exploitation quand les données proviennent du RA ou de Structure).

3.2. Les indicateurs hors cadre commun de la base des indicateurs agro-environnementaux (BIAE)

Parmi les 1863 indicateurs de la BIAE, 81 sont des indicateurs du cadre commun, les 1782 restant sont donc des indicateurs hors cadre commun.

3.2.1 Les indicateurs hors cadre commun calculables

Sur les 5 enjeux étudiés, celui de la biodiversité est largement représenté dans la BIAE, avec 38% des indicateurs. Celui sur l'eau vient en deuxième position, suivis par celui sur le sol. Les enjeux paysage et agriculture durable sont les moins bien représentés.

Tableau 17 : Répartition des indicateurs calculables par enjeux dans la BIAE

Enjeux	TOTAL	% des enjeux	Indicateurs calculables	
			nombre	% total
SOL	362	20%	54	15%
EAU	560	31%	118	21%
BIODIVERSITE	676	38%	212	31%
PAYSAGE	148	8%	64	43%
AGRICULTURE DURABLE	36	2%	15	42%
Total	1 782	100%	463	26%

Source : Cemagref Bordeaux

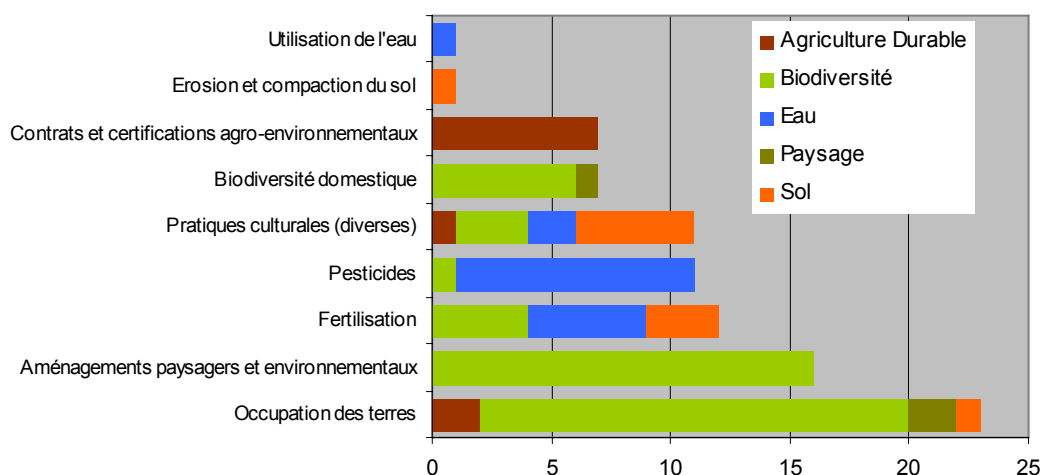
Pour l'analyse, seuls les indicateurs calculables (sur les bases de données du SCEES et de l'ODR) sont retenus, soit un quart des indicateurs saisis dans la BIAE. Le faible effectif des indicateurs en paysage ou en agriculture durable est un peu compensé par une proportion d'indicateurs calculables bien supérieure à celle des autres enjeux, les indicateurs du sol étant les moins importants en terme de calculabilité (seulement 15% des indicateurs calculables).

Sur les 463 indicateurs calculables, notre expertise en a identifié 89 particulièrement intéressants. Ce sont des indicateurs de pression, considérés dans notre démarche, plus performants pour mesurer les effets des pratiques sur l'environnement. Nous analyserons donc en priorité ce type d'indicateurs.

3.2.2 Les indicateurs hors cadre commun pertinents

Pour faciliter leurs analyses et comme présenté dans la grille d'expertise, les indicateurs de pression sont classés par thèmes selon trois niveaux de détail (niveau 0, 1 et 2, le 2 étant le plus détaillé- cf. Annexe 3). Les indicateurs de pression couvrent la plupart des thèmes de niveau 0 (9 niveaux sur 14) –cf. figure 10-, par contre ils ne couvrent que 34 thèmes de niveau 2 sur les 95 répertoriés – cf. tableau 19.

Figure 9 : Répartition des 89 indicateurs hors cadre commun par thèmes (niveau 0) et par enjeux



Parmi les 89 indicateurs analysés, 62 sont rassemblés dans 4 thèmes, dont 23 dans le thème «occupation des terres ». L'enjeu principal est toujours celui de la biodiversité (39 indicateurs sur 62). C'est à partir de cette répartition dans les thèmes, qu'il est possible d'analyser les redondances éventuelles entre indicateurs. Cette analyse est nécessaire étant donné la grande hétérogénéité des méthodes répertoriées. Chaque thème regroupe donc des indicateurs proches, qui peuvent même parfois être identiques. Le tableau suivant récapitule les principaux thèmes ainsi que les indicateurs et le nombre d'enjeux qui leur sont associés.

Tableau 18 : Répartition des indicateurs de pression hors cadre commun et des enjeux par thèmes de niveau 0 et 2.

Thème niveau 0	Thème niveau 2	nombre d'indicateurs	nombre d'enjeux concernés
Aménagements paysagers et environnementaux	densité d'arbres	4	1
	densité de surfaces écologiques	2	1
	densité d'éléments linéaires	1	1
	densité d'éléments linéaires (bandes enherbées)	4	1
	densité d'éléments linéaires (haies)	1	1
	densité d'éléments linéaires (lisières de forêts)	1	1
	densité d'infrastructures agroécologiques	2	1
	plans d'action pour la biodiversité	1	1
Biodiversité domestique	effectif de races et variétés	7	3
Contrats et certifications agro-environnementaux	nombre d'exploitations	1	1
	surface sous contrat (AB)	6	1
Erosion et compaction du sol	surface de non-labour	1	1
Fertilisation	bilan de l'azote	5	1
	intensité d'application de fertilisant	2	1
	potentiel de transfert des nitrates	1	1
	surface d'application de fertilisant	4	3
Occupation des terres	assolement des cultures	7	3
	densité de chargement de bétail	5	4
	densité de cultures	1	1
	densité de cultures (légumineuses)	2	1
	densité de jachère	1	1
	densité de prairies	5	2
	rotation des cultures	1	1

Thème niveau 0	Thème niveau 2	nombre d'indicateurs	nombre d'enjeux concernés
	taille des parcelles	1	1
Pesticides	indice de risque des pesticides	1	1
	intensité d'application de pesticides	1	1
	intensité d'utilisation de l'eau	8	2
	période d'application de pesticides	1	1
Pratiques culturales (diverses)	fréquence de fauche des prairies	1	1
	gestion des surfaces fourragères	1	1
	surface de lutte intégrée	2	2
	taux de couverture du sol	4	1
	taux de couverture du sol (hiver)	3	3
Utilisation de l'eau	efficacité d'utilisation de l'eau	1	1

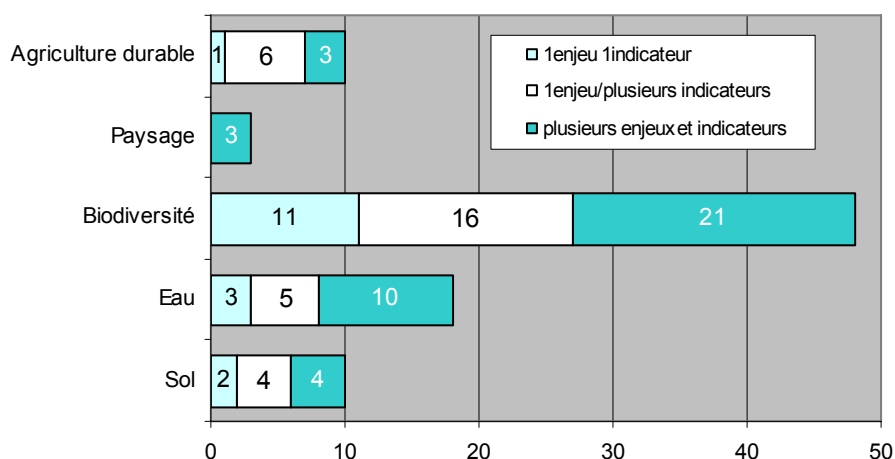
- 1 thème, 1 indicateur et 1 enjeu
- 1 thème, plusieurs indicateurs et 1 enjeu
- 1 thème, plusieurs indicateurs et plusieurs enjeux

Trois catégories se présentent quant à la caractérisation des thèmes. Un même thème peut regrouper :

- Un seul indicateur et un seul enjeu : 17 thèmes sont dans cette situation. Les indicateurs ne sont pas redondants, puisqu'ils sont uniques pour un enjeu.
- Plusieurs indicateurs et un seul enjeu : 9 thèmes sont dans cette situation. Il peut y avoir redondance au sein des 31 indicateurs recensés dans les différentes méthodes, une analyse complémentaire s'impose donc.
- Plusieurs indicateurs et plusieurs enjeux : 8 thèmes sont dans cette situation, soit un total de 41 indicateurs. Comme dans la situation précédente, une analyse complémentaire s'impose également.

La répartition par enjeux des indicateurs hors cadre commun est sensiblement identique à celle du cadre commun : les indicateurs de biodiversité sont les mieux représentés, suivis par ceux sur l'eau, le sol, l'agriculture durable et enfin les indicateurs sur le paysage très peu nombreux (cf. figure 10). Le risque d'avoir des indicateurs en doublon est relativement important, quelque soit les enjeux.

Figure 10 : Répartition des indicateurs hors cadre commun par enjeu et par catégorie de thèmes



Pour chaque indicateur, il est précisé dans la base s'il est redondant avec d'autres indicateurs. L'analyse de la redondance montre qu'elle est relativement faible dans les deux catégories où elle peut être présente.

En effet, seulement 4 indicateurs de la catégorie « plusieurs indicateurs et 1 enjeu » sont redondants : 2 portent sur les surfaces en agriculture biologique, 1 sur la part de l'AB dans la SAU et 1 sur la part des légumineuses dans la SAU.

Dans la catégorie « plusieurs indicateurs et plusieurs enjeux », seulement 3 indicateurs sont vraiment redondants, c'est-à-dire qu'ils sont identiques pour un même enjeu : il s'agit du taux de chargement pour l'enjeu agriculture durable, le volume d'eau consommé et la part des surfaces irriguées pour l'enjeu eau. Il arrive également qu'un même indicateur puisse concerner plusieurs enjeux : par exemple le taux de chargement, qui est utilisé comme indicateur pour l'enjeu agriculture durable, l'est aussi pour les enjeux biodiversité ou paysage. Quelques indicateurs, bien qu'en doublon, ne sont pas utilisés pour le même enjeu et donc pas considérés comme vraiment redondants.

Notre analyse montre qu'il est possible de compléter les indicateurs du cadre commun pour l'évaluation ex post du PDRN, par 82 indicateurs pertinents et calculables. Cela ramène le nombre total d'indicateurs pour l'évaluation à 154, répartis de la façon suivante :

Tableau 19 : Répartition des indicateurs calculables et pertinents par enjeu (hors cadre commun et du cadre commun)

Enjeux	Indicateur hors cadre commun	Indicateur cadre commun	Total	% des enjeux
Sol	9	9	18	11%
Eau	16	17	33	27%
Biodiversité	48	32	80	48%
Paysage	3	11	14	10%
Agriculture durable	6	3	9	4%
TOTAL	82	72	154	100%

3.3. Les indicateurs hors cadre commun à l'échelle de l'exploitation

Notre démarche évaluative se propose de déterminer l'effet propre des actions MAE et zones défavorisées. Seuls les indicateurs calculables à l'échelle de l'exploitation sont exploitables pour mettre en place les méthodes économétriques. Parmi les 82 indicateurs hors cadre commun, seulement 33 sont calculables à l'échelle de l'exploitation. La majorité concerne un seul enjeu. Seulement deux d'entre eux ont été identifiés dans plusieurs enjeux. Il s'agit des indicateurs portant sur :

- le chargement animal (trois enjeux principaux – agriculture durable, biodiversité, paysage),
- la couverture du sol en hiver (trois enjeux – biodiversité et eau).

Le tableau ci-après récapitule l'ensemble des indicateurs issus des méthodes analysées qui pourraient être utilisés pour mesurer l'effet propre du programme, en complément des indicateurs du cadre commun (les indicateurs identiques se reportant à plusieurs enjeux sont en gris clair).

Tableau 20 : Les indicateurs hors cadre commun à échelle de l'exploitation agricole, par questions évaluatives communes et critères

Questions évaluatives	Critères	Indicateurs hors cadre commun	N° Cemagref
ZONES DEFAVORISEES			
5.4.A Protection de l'environnement	mise en œuvre et respect accrus des restrictions	Chargement animal	1353
		Utilisation de techniques alternatives aux herbicides (ha)	1041
AGROENVIRONNEMENT			
6.1.A qualité du sol	érosion du sol	Couvert végétal (nombre de jours de présence d'un couvert végétal sur le sol (les terres agricoles) calculé sur une année)	731
		Couverture du sol (% SAU cult. Print.)	1024
		% de surface toujours en herbe (STH)	1506
		Couverture du sol (types et durées de couverture du sol - le maximum de points est attribué au "champ toujours vert")	1882
	contamination chimique du sol	Rotation des cultures	1752
		Entretien organique des sols	1484
	retombées positives sur exploitation et société		
6.1.B qualité des eaux	réduction des intrants		
	réduction des transferts	Fertilisation azotée	1355
		Couverture des sols en hiver	1502
		Indice de fréquence de traitement (IFT)	654
amélioration de la qualité			
retombées positives sur exploitation et société			
6.1.C quantité des eaux	réduction de l'utilisation	Gestion de la ressource en eau (IDEA - A18)	1363
		Volume d'eau consommé sur le site d'exploitation (m3)	682
	protection des ressources		
retombées positives sur exploitation et société			
6.2.A biodiversité - protection faune et flore	réduction des intrants	SAMO (surface amendée par matière organique)	1022
	modèles culturaux favorables	nombre d'espèces végétales cultivées	688
		% de la culture principale /surface cultivée	689
		Assolement	1347
		diversité des productions de cultures	1477
		part des légumineuses dans les surfaces UAA (grains et fourragères)	1478
		part de la SAU en prairies permanentes	1693
couverture du sol en hiver	1479		
succès du soutien d'espèces			
6.2.B biodiversité - protection HNV et IAE	conservation des HVNF		
	protection des infrastructures écologiques	Charge en bétail	1023
		Diversité des cultures pérennes	1343
		Densités de chargement animal	42
		surfaces de compensation écologique	1511
		Diversité des cultures annuelles et temporaires	1341
		nombre de variétés cultivées pour les 3 espèces dominantes	690
prairies productives peu fertilisées	1512		
protection des zones humides			
Charge en bétail			1023
6.2.C biodiversité - races menacées	conservation des races menacées	Diversité animales	2579
		nombre de races / espèces élevées sur le sol de l'exploitation	1689

Questions évaluatives	Critères	Indicateurs hors cadre commun	N° Cemagref
6.3 paysage	amélioration de la cohérence	Gestion des surfaces fourragères	2580
		Intensité du chargement animal (maintien d'un chargement minimum)	1710
	amélioration de la différenciation		
	amélioration de l'identité culturelle		
	retombées positives sur exploitation et société		

3.4. Proposition d'indicateurs mobilisables pour la TÂCHE 3

Parmi les 8 indicateurs de pression de cadre commun et les 33 indicateurs hors cadre, 11 sont examinés plus en détail au regard de l'application des méthodes d'évaluation des effets propres dans la tâche 3. Ces 11 indicateurs offrent l'avantage d'être facilement calculables à partir des données brutes (ils ne requièrent pas l'utilisation de coefficients techniques, par exemple), ce qui rend notamment la procédure d'agrégation et le calcul de l'incertitude liée aux estimateurs plus simples.

Tableau 21 : Les indicateurs de pression retenus pour la tâche 3 (cadre commun et hors cadre commun)

N°Indicateur cc	Enjeux	N°indicateur	Intitulé indicateur
Indicateurs cadre commun			
V.4.1-1	AD2	1	Agriculture biologique
VI.1.B-1.2	EAUn1 et EAUn2	20	Quantité d'intrants utilisés (par an ou par campagne)
VI.1.C-1.3	EAUq1 et EAUq2	31	Quantité d'eau utilisée à des fins d'irrigation
VI.1.C-1.4	EAUq1 et EAUq2	32	Quantité de culture produite par unité d'eau
VI.2.A-1.2	BIOc1, BIOR1 et BIOR2	38	Quantité d'intrants utilisés (par an ou par campagne)
Indicateurs hors cadre commun			
VI.1.B-2	EAUn2 et SOL2	y1	Implantation d'un piège à nitrate
VI.1.A-1	SOL1	y2	Interventions mécaniques
VI.2.A-2	BIOc	y3	Superficie toujours en herbe
VI.2.A-2	BIOc	y4	Diversité de l'assolement
VI.2.A-2	EAUq	y5	Superficie drainée
VI.4.A-1	BIOc	y6	Niveau de chargement

4. Conclusion de la tâche 1

Le cadre communautaire de l'évaluation des mesures agro-environnementales inscrites dans le RDR est formalisé dans des documents cadres (document VI/12004/00 de la Commission européenne). Il impose aux États membres de répondre à un certain nombre de questions d'évaluation commune à tous. Ce cadre formalise notamment la structure des réponses attendues. C'est ainsi qu'il est demandé un reporting des indicateurs du cadre commun susceptibles de rendre compte des effets des mesures nationales financées par le RDR. Cette démarche communautaire normalisée a été adoptée dès l'année 2000 pour apporter une première lecture homogène aux différentes évaluations nationales. Elle s'impose donc pour l'évaluation nationale ex post du RDR qui sera réalisée en 2008 par des bureaux d'étude. Toutefois elle n'empêche en aucun cas la mobilisation d'indicateurs agro-environnementaux complémentaires ou d'autres outils pour réaliser l'évaluation française des MAE.

Le contenu de l'expertise réalisée dans cette tâche 1 a porté sur les points suivants :

- La faisabilité du calcul des 81 indicateurs du cadre commun à partir de six bases de données du SCEES et de l'observatoire du développement rural (ODR). Chaque indicateur a été expertisé sur sa capacité à être calculé en routine à partir des variables disponibles dans les bases de données suivantes : Pratiques culturelles, Structure, Statistiques Agricoles Annuelles, RICA, RA et ODR.
- La capacité de ces 81 indicateurs à apporter une réponse pertinente aux questions posées dans le cadre commun à partir d'une grille d'analyse portant essentiellement sur le statut de ces 81 indicateurs dans la chaîne causale des effets (état, suivi, suivi territorialisé, pression, impact) et sur la relation entre l'indicateur et l'enjeu environnemental étudié.
- L'identification d'autres indicateurs que ceux du cadre commun susceptibles d'être pertinents et mobilisables pour l'évaluation des mesures agro-environnementales et des zones défavorisées.

Le travail de la tâche 1 montre que les méthodes répertoriées et analysées utilisant des indicateurs pour mesurer les effets des pratiques agricoles sur l'environnement sont particulièrement nombreuses et diversifiées. Nous avons donc tenté d'être le plus exhaustif possible, en recensant environ 220 méthodes qui correspondent à 1 900 indicateurs.

S'agissant de la capacité des indicateurs à estimer l'impact des MAE sur l'environnement, notre analyse des indicateurs nous amène à considérer qu'il est illusoire de vouloir se conformer à la terminologie formelle d'indicateurs élaborée dans tous les documents de référence issus du cadre communautaire de l'évaluation des politiques publiques (Commission européenne, 1999, collection MEANS).

C'est pourquoi la grille d'expertise des indicateurs telle que proposée dans ces travaux privilégie l'approche développée par l'OCDE. C'est à dire que si la majorité des indicateurs agri environnementaux actuels sont des indicateurs qui visent à qualifier l'impact environnemental des pratiques agricoles, ils estiment pour la majorité d'entre eux des effets potentiels et n'évaluent pas les effets directs liés à des changements d'état. Il existe bien sur des indicateurs agro-environnementaux qui sont susceptibles de se rapprocher de cette estimation de l'impact mais les travaux montrent que les données nécessaires à leur calcul ne sont pas mobilisables dans les bases de données étudiées. C'est pourquoi, les résultats mettent en avant très peu d'indicateurs d'impact et les indicateurs que nous avons retenus comme pertinents ont le statut d'indicateurs de pression, si possible à l'échelle de l'exploitation ou de la parcelle.

S'agissant des enjeux environnementaux, il ressort que les enjeux biodiversité et eau représentent respectivement la moitié et le quart des indicateurs identifiés comme pertinents et calculables. Le quart restant est mobilisé par les indicateurs des enjeux paysage et agriculture durable.

S'agissant de l'observatoire du développement rural (ODR), sa mise en œuvre par le MAP et CNASEA avec le support de l'INRA de Toulouse constitue un outil utile et intéressant au service des évaluateurs pour l'évaluation de 2008.

Cet observatoire devrait permettre aux bureaux d'études de réaliser beaucoup plus facilement des analyses spatiales à partir des données de contractualisations déjà disponibles dans la base de données. Ces analyses spatialisées permettront une évaluation plus rapide de la cohérence territoriale entre mesures et enjeux environnementaux (critères de cohérence et de pertinence). Le temps gagné sur la collecte des informations administratives des bénéficiaires pourra être ainsi mobilisé à travers des travaux d'analyse qui devraient être plus riches d'enseignement.

S'agissant des 81 indicateurs du cadre commun, notre analyse montre que 72 sont calculables et 60 le sont directement à partir des données disponibles dans l'ODR. Les contraintes rencontrées par les évaluateurs pour le calcul de ces indicateurs lors de l'évaluation à mi-parcours de 2003 sont ainsi en grande partie levée.

Notre travail a permis d'établir 72 fiches détaillées de ces indicateurs pour permettre aux bureaux d'étude en charge de l'évaluation de se les approprier rapidement. Sur ces 72, seulement 8 sont qualifiés d'indicateur de pression.

S'agissant des indicateurs hors cadre commun, 1860 indicateurs ont été recensés dans une base de données créée à cet effet à partir du premier travail développé par l'INRA de Colmar. Cette base de donnée a été construite suivant une grille d'expertise pour qualifier chaque indicateur en fonction de : sa calculabilité sur les bases de données, son échelle de calcul (parcelle, exploitation, autres), son statut sur la chaîne causale des effets (état, suivi, pression, impact) et son degré de lien avec les MAE évaluées.

Sur ces 1860 indicateurs, 463 sont identifiés comme calculables à partir des différentes bases de données. Parmi eux, 89 indicateurs de pression sont retenus, car considérés pertinents pour évaluer les effets des mesures. Sur ces 89, il ressort que seulement 33 sont des indicateurs de pression calculables à l'échelle de l'exploitation.

De plus, concernant ces 33 indicateurs, leur mobilisation pour l'évaluation de 2008 doit être abordée en parallèle avec les résultats de la tâche 3. Cette tâche présente les méthodes permettant d'estimer l'effet propre des MAE sur 11 indicateurs, choisis parmi les indicateurs du cadre commun et hors cadre commun. Les méthodes développées sont toutefois mobilisables pour l'ensemble des 33 indicateurs listés dans la tâche 1.

S'agissant des travaux préparatoires à l'évaluation du futur programme développé dans le PRDH sur la période 2007 – 2014, un travail complémentaire d'analyse pourrait être conduit à deux niveaux :

- identifier parmi les 33 indicateurs de pression à l'échelle de l'exploitation ou de la parcelle ceux qui pourrait faire l'objet d'un suivi dans le temps chez des bénéficiaires et des non bénéficiaires.
- Identifier dans la BIAE les indicateurs pertinents mais non calculables aujourd'hui et expertiser avec le SCEES les possibilités d'introduire ces données manquantes dans les futures enquêtes.

Cette étude montre au final, qu'il serait nécessaire d'engager une réflexion sur l'adéquation entre les nouveaux besoins d'évaluation environnementale des politiques et les données nécessaires pour leur réalisation. Cette réflexion devrait mobiliser au minimum les services en charge des collectes de l'information et la recherche concernée par ces travaux.

PARTIE 4 : LES TRAVAUX DE LA TACHE 2

1. Objectifs de la tâche 2

La tâche 2 consiste en une expertise des méthodes ou travaux développés dans les précédentes évaluations de l'impact environnemental des aides aux zones défavorisées et du soutien à l'agroenvironnement (mesures agro-environnementales). L'objectif final est la réalisation d'une synthèse, devant servir de support de connaissance pour les prochains travaux de l'évaluation *ex post*. Cette synthèse a donc une double finalité :

- être mise à la disposition du comité national de pilotage chargé de suivre la conduite de l'évaluation du « *marché ou lot* » agroenvironnement pour éclairer ses décisions dans le choix des propositions des bureaux d'étude,
- être portée à la connaissance du ou des bureaux d'étude qui seront retenus pour réaliser les évaluations environnementales du Règlement de Développement Rural.

La méthodologie développée pour la réalisation de cette synthèse est présentée dans la partie suivante.

2. Méthodologie d'expertise : la construction d'une grille d'analyse

Les résultats présentés dans cette synthèse sont issus d'une expertise collective portant sur vingt travaux d'évaluation. Cette expertise a été réalisée en trois étapes :

1. la construction d'une grille de lecture pour expertiser les méthodologies développées dans les vingt travaux étudiés,
2. une lecture individuelle des travaux à partir de la grille d'analyse,
3. une synthèse des travaux établie à partir des grilles individuelles d'analyse complétées.

La grille d'analyse a pour objectif de faire ressortir, dans les documents à expertiser, les méthodes utilisées pour l'évaluation des politiques environnementales. Elle doit contribuer à la synthèse des méthodes développées dans les précédentes évaluations nationales ou européennes et à l'évaluation de leur qualité. Elle constitue donc le cadre de référence de l'analyse de la tâche 2 de l'étude d'assistance méthodologique.

2.1. Le préalable à la construction de la grille d'analyse : identifier les étapes indispensables à une évaluation des effets propres d'une politique publique

Dans la mesure où l'objectif des politiques agro-environnementales est d'améliorer ou de préserver l'état de l'environnement en modifiant les pratiques des agriculteurs, la question de l'évaluation des effets propres de ces politiques revient à déterminer si les mesures contractualisées entraînent effectivement un changement dans les pratiques agricoles des agriculteurs bénéficiaires de ces mesures. Nous proposons d'envisager l'évaluation *ex post* des politiques environnementales en deux étapes : la sélection d'indicateurs traduisant les objectifs de la politique, puis la détermination de l'effet propre de la politique sur les indicateurs sélectionnés.

La première étape de l'analyse consiste à traduire les objectifs de la politique en critères mesurables sous forme d'indicateurs. Le cadre formel de l'évaluation distingue classiquement les indicateurs de suivi, de pression et d'état. Les indicateurs de suivi rendent compte du niveau d'adhésion des agriculteurs aux mesures proposées et/ou du niveau d'utilisation des ressources affectées à la politique (nombre de bénéficiaires, surfaces contractualisées, etc.). Ils ne renseignent donc en rien sur

l'effet de la politique, les bénéficiaires pouvant être à la fois nombreux et ne modifier que marginalement leurs pratiques.

Les indicateurs d'état mesurent l'état de l'environnement (teneur en nitrates dans l'eau, nombre d'espèces recensées sur une zone, etc.). La construction de ces indicateurs implique un travail de terrain important. Pour cette raison, ils ne sont généralement pas suffisamment renseignés pour être exploités dans le cadre d'une évaluation.

Un compromis « réaliste » est de se focaliser sur les indicateurs de pression, plus faciles à élaborer. Ces indicateurs renseignent sur les pratiques ayant un lien avec un ou plusieurs enjeux environnementaux : en mesurant l'impact des politiques sur les pratiques, il est alors possible d'estimer l'impact potentiel sur l'environnement.

Conséquence pour le contenu de la grille : Le cadre d'analyse de la grille s'est ainsi attaché à mettre en évidence l'importance de ces différents indicateurs dans les travaux recensés, avec un intérêt particulier pour leurs types, leurs sources, leur éventuelle originalité et les détails de leur mise en œuvre.

La deuxième étape consiste à déterminer l'effet propre des mesures étudiées sur les pratiques agricoles (telles que mesurées par les indicateurs de pression). L'effet propre est défini comme la différence entre les pratiques observées chez les agriculteurs bénéficiaires des mesures étudiées et les pratiques que l'on aurait observées chez ces mêmes agriculteurs s'ils n'avaient pas contractualisé les mesures en question. Si cette différence correspond à une amélioration d'un point de vue environnemental – une réduction d'engrais par exemple – on pourra alors conclure que la politique mise en œuvre a eu un effet favorable sur les pratiques des bénéficiaires. Il est important de souligner que l'effet propre de la mesure correspond à un changement de pratiques chez les bénéficiaires par rapport à une situation inobservée. En effet, les pratiques qu'auraient adoptées les bénéficiaires en l'absence de mesures ne sont pas connues, précisément parce que les bénéficiaires ont contracté les mesures en question. Par conséquent, les méthodes d'estimation de l'effet propre doivent nécessairement permettre de retrouver cet état inobservé, appelé habituellement « état contrefactuel ». Plusieurs méthodes visent à déterminer cet état contrefactuel (elles font l'objet de la tâche 3). Ce n'est en revanche pas le cas des méthodes traditionnelles basées sur la « comparaison avant/après » (pratiques des bénéficiaires avant et après la date de contractualisation des mesures) ou sur la « comparaison avec/sans » (pratiques des bénéficiaires et pratiques des non-bénéficiaires) qui sont susceptibles de fournir des résultats biaisés.

Conséquence pour le contenu de la grille : Une des questions centrales de la grille de lecture s'attache à identifier la ou les méthodes d'évaluation de l'effet propre estimé.

L'analyse de la politique et du contexte institutionnel dans lequel elle s'inscrit peut aussi apporter des informations intéressantes au commanditaire de l'évaluation. Cette analyse permet de préciser les éléments du contexte qui ont déterminé l'efficacité de la politique. Notamment, il peut s'agir d'analyser les conditions qui ont amené à un taux de contractualisation important (indicateurs de suivi élevés) ainsi que les conditions qui ont permis d'obtenir un effet propre important (une modification réelle des pratiques plutôt qu'un effet d'aubaine). Dans le cas particulier des dispositifs agro-environnementaux, il apparaît important d'étudier :

- le contexte d'élaboration et de mise en place des cahiers de charges des mesures (utilisation de diagnostics environnementaux réalisés avant la mise en place des mesures...),
- le contexte dans lequel la contractualisation a été réalisée et accompagnée.

Conséquence pour le contenu de la grille : la grille de lecture contient plusieurs questions s'attachant à décrire le contexte d'élaboration des cahiers des charges et les théories mobilisées par les analystes pour décrire la mise en œuvre du programme analysé.

2.2. La grille d'analyse des documents expertisés

La grille d'analyse réalisée pour cette expertise est présentée dans son intégralité en annexe 5. Elle est essentiellement construite autour de questions fermées, de manière à faciliter le travail de synthèse. Elle est accompagnée d'un glossaire pour expliciter certains des termes utilisés et s'articule en trois parties constituées de cinq à dix questions :

- La première partie (la « partie transversale ») est consacrée à des questions relatives aux données utilisées dans les estimations ;
- la deuxième partie (la « partie agro-territoriale ») est axée sur les dispositifs mis en œuvre pour préparer la phase d'estimation de l'effet propre des mesures (la construction d'indicateurs le plus souvent);
- Enfin, la « partie méthodes économiques et statistiques » est un ensemble de questions relatives aux méthodes retenues dans le document étudié pour l'estimation de l'effet propre.

Dans chacune des ces parties, il s'agit notamment d'identifier :

- la qualité des méthodes et des dispositifs d'évaluations mis en œuvre,
- la nature des traitements statistiques et des enquêtes,
- la représentativité de l'étude (échantillon, taille, etc.).

2.2.1 Les aspects transversaux

La « partie transversale » renseigne principalement sur la source des données utilisées mais également la taille de l'échantillon, la méthode suivie pour la constitution de l'échantillon et l'unité de base retenue pour l'analyse. La taille de l'échantillon permet de déterminer le degré de précision des résultats obtenus. Un échantillon trop petit en particulier implique une puissance statistique faible : il est d'autant plus difficile d'identifier l'effet d'une politique que l'échantillon utilisé est petit. Les petits échantillons augmentent le risque de ne pas détecter l'effet de la politique alors qu'il est présent. Par ailleurs, l'échantillon retenu doit être représentatif de la population. Par conséquent, il importe qu'il soit constitué par tirage aléatoire à partir de la population cible. Si les auteurs ne respectent pas ces conditions, on cherchera à étudier leurs justifications.

L'unité de base retenue pour l'estimation apparaît également comme un élément important pour juger de la qualité des résultats obtenus. L'agrégation des données à un niveau supérieur à l'exploitation individuelle (la commune, le département, la région) est susceptible de poser plusieurs problèmes. D'abord, pour l'estimation des effets propres, l'agrégation à un niveau de plus en plus élevé diminue la précision des résultats. Par ailleurs, l'agrégation demande de disposer de données exhaustives, ou alors de reporter l'incertitude sur les quantités agrégées. Enfin, il n'est pas certain que la relation au niveau individuel entre pratiques et mesure contractualisée se traduise simplement au niveau agrégé par la même relation entre taux de contractualisation et pratiques moyennes.

Enfin, quelles que soient les méthodes retenues pour l'estimation des effets propres, il est important de vérifier que les questionnaires sur lesquels reposent les données relatives aux pratiques et aux caractéristiques des exploitants soient identiques pour les bénéficiaires et les non-bénéficiaires (ce qui est le cas des enquêtes officielles de la statistique agricole puisque celles-ci ne distinguent pas au préalable les deux groupes d'agriculteurs).

2.2.2 Les critères retenus pour la «agro-territoriale» de la grille

L'essentiel de la démarche s'intéresse aux conditions de l'utilisation des indicateurs par les évaluateurs : types d'indicateurs, nature des enjeux environnementaux analysés, collecte de données ou non, création d'indicateurs ad hoc, etc. Lorsque les indicateurs utilisés pour l'évaluation de l'ICHN,

de la PHAE ou d'autres types de MAE étaient explicitement présentés dans les évaluations, le détail de leur formulation a été retranscrit au cours des relectures.

Par ailleurs, bien que le recours aux modèles environnementaux soit relativement marginal dans un cadre évaluatif officiel contraint dans le temps, la grille de lecture s'est aussi attachée à explorer cette possibilité, notamment vis-à-vis du degré de formalisme et de la prise en compte de l'espace.

Enfin, plusieurs questions s'attardent sur l'analyse réalisée par les évaluateurs de l'élaboration des cahiers des charges des mesures, et notamment l'analyse de l'utilisation de diagnostics territoriaux.

2.2.3 L'analyse des «méthodes économiques et statistiques »

La partie « méthodes économiques et statistiques » est construite autour de deux questions centrales relatives aux méthodes utilisées pour l'estimation de l'effet propre des mesures contractualisées sur les pratiques agricoles.

La première est celle de la définition de l'effet propre. Il est important que cet effet soit défini comme la différence entre les pratiques observées chez les agriculteurs bénéficiaires des mesures et les pratiques qui auraient été observées chez ces mêmes agriculteurs en l'absence de mesure. En effet, les différences de pratiques observées avant et après la contractualisation ou avec et sans contractualisation, peuvent être dues à de nombreux facteurs autres que la contractualisation des mesures. Il serait possible par ailleurs d'évaluer l'impact des mesures par rapport à une situation de référence différente, comme une modification de certains paramètres de la politique. Par conséquent, la qualité des méthodes utilisées repose nécessairement sur la définition de l'effet que l'on cherche à estimer.

La seconde question est celle de la méthode retenue pour l'estimation de l'effet propre. Plusieurs types de méthodes sont envisageables. Cependant, elles ne sont pas toutes également pertinentes au regard de l'objectif visé (au regard de la définition de l'effet recherché). Quatre grands types de méthodes sont identifiés dans la grille : les méthodes qualitatives (basées sur des entretiens, les dires d'experts), les méthodes statistiques simples (basées sur la comparaison de moyennes notamment, pour lesquelles il est important de vérifier que les écart-types des résultats sont donnés), les méthodes économétriques (plus avancées, basées sur une importante littérature économique), et les méthodes structurelles (basées sur l'élaboration de modèles théoriques rigoureux). A chacune de ces méthodes sont associées plusieurs questions visant à clarifier les procédures suivies.

3. Présentation des vingt documents d'évaluation expertisés

3.1. Le choix des travaux à expertiser

L'expertise porte sur vingt travaux d'évaluation présentés dans le tableau 22 ci dessous. La sélection des travaux numérotés 1 à 15 relève directement du commanditaire de cette étude qui a souhaité faire le point sur les méthodes utilisées ou développées dans les principales évaluations officielles nationales ou communautaires. Les travaux numérotés de 16 à 20 ont été proposés par le Cemagref, compte tenu de l'intérêt qu'ils présentent pour l'analyse de la thématique « biodiversité ».

Tableau 22 : Liste des travaux expertisés

Type de travaux	N°	Titre	Auteurs ou organisme	Année
Evaluation du dispositif ICHN / zones défavorisées	1	Evaluation des aides aux zones défavorisées, ICHN	Cabinet conseil en développement territorial	2001
	2	Evaluation à mi-parcours portant sur l'application en France du règlement CE n°1257/1999 du Conseil, concernant le soutien au développement rural ICHN	Cabinet TERCIA, ACER Campestre, MCM Conseil	2003
	3	An evaluation of the less favoured area measure in the 25 member states of the European union	Institute for European Environmental Policy	2006
Evaluation de la PHAE	4	Evaluation de la PHAE en France (2003-2006)	Tercia Consultants Acer campestre	2006
Travaux d'études sur les MAE	5	Etude nationale France : évaluation des mesures agro-environnementales »	Oréade Breche	2005
	6	Evaluation des mesures agro-environnementales» - Etude de cas Poitou – Charentes	Oréade Breche	2005
	7	Evaluation des mesures agri-environnementales - Etude nationale Danemark	The Royal Veterinary and Agricultural University (KVL) / Oreade breche	2005
	8	Evaluation des mesures agro-environnementales – Annexe 6 : Etude nationale Allemagne	Forschungsgruppe Agrar und Regionalentwicklung Triesdorf (Degenfelder et al.) / Oréade Breche	2005
	9	Évaluation des effets environnementaux de la prime au maintien des systèmes d'élevage.	Cemagref (Bernard-Brunet J. et al.)	1999
	10	Evaluation à mi-parcours du RDR en France – soutien à l'agroenvironnement (chapitre VI)	ASCA	2003
	11	Evaluation des mesures agri-environnementales en Auvergne	Cemagref (Amon et al.)	1997
	12	Evaluation des mesures agri-environnementales, synthèse des évaluations régionales faites en 1997	ISARA	1998
	13	Synthesis of rural development mid-term evaluation lots 1 et 2	AgraCEAS Consulting	2005
	14	Suivi de l'article 19 en zones de déprise (Ariège, Jura, Lozère et Var), projet de recherche ITAES. Estimating the environmental performance of agri-environmental schemes via use of expert consultations, Deliverable n°19	Cemagref (Véron et al.)	1999
Travaux de recherche sur l'évaluation de l'impact des MAE	15	The Conservation Effects of Meadow Bird Agreements on Farmland in Zeeland, The Netherlands, in the period 1989-1995	Finn, J.A., Bourke, D., Kurz, I. and Dunne, L.,	2007
	16	Environmental Effects of Agri-Environmental Schemes in Western Europe	Kleijn et al.	2004
	17	Mixed Biodiversity Benefits of Agri-environment Schemes in Five European Countries,	Primdahl, J.; Peco, B.; Schramek, J. et al.	2003
	18	Direct and indirect effects of the most widely implemented Dutch agri-environment schemes on breeding waders	Kleijn D. et al.	2006
	19	Impact of habitat management on grey partridge populations: assessing wildlife cover using a multisite BACI experiment.	Verhulst J. ; Kleijn D. ; Berendse F.	2007
	20		Bro E. ; Mayot P.; Corda E.V.E. ; Reitz F.	2004
Légende couleur		Travaux d'évaluations (bureaux d'étude ou autres)		
		Méta-évaluation ou synthèse		
		Travaux de recherche		

3.2. Des travaux d'évaluation issus essentiellement de bureaux d'étude pour répondre à une évaluation nationale ou communautaire

Le tableau ci dessous met en avant les types de travaux expertisés suivant trois catégories de travaux :

- les travaux d'évaluation directement réalisés par des bureaux d'étude,
- les synthèses ou méta-évaluations,
- les travaux de recherche.

Tableau 23 : Types de travaux expertisés

	Types de travaux	Evaluation par bureaux d'étude ou autres	Méta-évaluation ou synthèse	Travaux de recherche
ICHN	N°1, Cuchot	1	0	0
	N°2, Tercia ICHN	1	0	0
	N°3, IEEP	0	1	0
MAE	N°4, Tercia PHAE	1	0	0
	N°5, OREADE France	1	0	0
	N°6, OREADE Poitou-charentes	1	0	0
	N°7, KVL	1	0	0
	N°8, Triesdof	1	0	0
	N°9, Bernard-Brunet	1	0	0
	N°10, AscA 2003	0	1	0
	N°11, Amon	1	0	0
	N°12 ISARA	0	1	0
	N°13 AgraCEAS	0	1	0
MAE hors bureaux d'étude	N°14, Veron, art 19	0	0	1
	N°15, Finn	0	0	1
	N°16, Kleijn 2004	0	0	1
	N°17, Primdahl 2003	0	0	1
	N°18, Kleijn 2006	0	0	1
	N°19, Verhulst 2007	0	0	1
	N°20, Bro 2004	0	0	1
Total		9	4	7

L'analyse des tableaux 23 et 24 montre que ces vingt documents n'ont pas le même **statut**.

- Les treize premiers travaux (N° 1 à 13) sont des rapports officiels d'évaluation commandités à des bureaux d'étude par le Ministère chargé de l'Agriculture (études 1, 2, 4, 9, 10, 11 et 12) ou la Commission Européenne (études 3, 5, 6, 7, 8 et 13) dans le cadre des différents programmes d'évaluation des politiques publiques agro-environnementales qui ont bénéficié d'un soutien communautaire depuis la mise en place de l'article 19.
- Les sept autres documents correspondent à des travaux de recherche : ils ne répondent pas en tant que tels à une commande officielle (du moins pas de la même nature) et ne doivent pas suivre un cahier des charges préalablement défini par le maître d'ouvrage (sauf dans le cas de l'étude 14).

Les vingt travaux ne peuvent pas être placés sur le même plan d'analyse car ils n'avaient pas le même objectif initial. L'analyse met en évidence trois types de travaux :

- les évaluations qui prennent la forme de travaux d'étude pour une région donnée, un pays, ou un dispositif : il s'agit des travaux (tableau 23) qui ont été réalisés par des bureaux d'étude ou des universités pour répondre à une question formulée par un commanditaire public dans le cadre de l'évaluation de la politique communautaire (MAE, ICHN, PHAE);
- les synthèses de travaux d'évaluation ou méta-évaluation conduits par des bureaux d'études, à des niveaux différents d'échelles géographiques (les états membres dans les études 3, 10 et 13 et certaines régions françaises dans l'étude 12). Ces travaux sont parfois complétés par des entretiens ou travaux propres plus ou moins importants. Ils peuvent aussi être assimilés à des méta-analyses car ils visent explicitement à identifier des invariants dans les méthodes, les résultats, etc.
- des travaux de Centres de recherche qui mettent en avant des protocoles, dispositifs de surveillance et résultats pour certaines MAE (essentiellement article 19 et biodiversité). Il s'agit des travaux N°14 à 20.

4. Résultats de l'analyse des documents

Les documents sont analysés à partir de la grille d'expertise présentée ci-dessus. Chaque rapport expertisé a fait l'objet d'une expertise dont le résultat est rapporté sous forme d'une grille individuelle complétée. Les vingt grilles complétées sont présentées dans le rapport annexe 2 (tiré à part), intitulé «*Présentation des grilles de lecture individuelle complétées pour chacun des vingt travaux d'évaluation pour une analyse des méthodologies d'évaluation* ».

4.1. Résultats généraux quantitatifs et points pertinents qualitatifs

Le tableau de synthèse présenté en annexe 6 permet une lecture quantitative comparée des réponses à la grille d'analyse.

4.2. La définition et la mesure des indicateurs

Les résultats sont différents suivant la nature des travaux expertisés (études officielles ou travaux de recherche).

L'expertise des travaux 1 à 13 a conduit aux remarques suivantes :

- la presque totalité des indicateurs utilisés sont des indicateurs de suivi ou de réalisation du dispositif,
- il n'est fait appel aux indicateurs d'état que dans l'étude d'évaluation de la PMSEE (étude 9) ;
- les indicateurs utilisés sont essentiellement issus de l'analyse bibliographique ou bien du cadre de référence imposé par l'évaluateur.
- Un travail d'adaptation des indicateurs du cadre communautaire de référence a été réalisé pour les rendre plus pertinents par rapport aux mesures à évaluer, impliquant ainsi la conception d'une typologie de mesures selon leur efficacité supposée (qualification en effet *fort* ou *faible*).
- Les indicateurs les plus spécifiques ont été développés pour les évaluations des dispositifs ICHN (effectif des OTEX élevages viande en montagne et polyculture-élevage - évolution de la STH, évolution comparée de la SAU - chargement moyen / médiane de la plage optimale de chargement - nombre d'exploitations en agriculture biologique - nombre de bénéficiaires avec plus de 2 UGB/ha - surfaces en maïs) ou de la PHAE (Evolution Prairies Temporaires/SFP; chargement; taux de présence des mesures 19 et 20).
- Les méthodes d'agrégation des résultats ne sont presque jamais présentées (à l'exception de celles cumulant des surfaces contractualisées).
- L'utilisation de modèles environnementaux n'apparaît que dans l'étude 7 pour estimer les pertes par lessivage à partir d'un modèle hydrologique (Agence de l'Eau Artois Picardie).
- Les diagnostics environnementaux régionaux, départementaux ou infra départementaux censés établir un état des lieux initial ne sont ni recensés, ni analysés par enjeu pour servir de support à l'analyse de la pertinence territoriale des mesures. Signalons néanmoins dans l'étude n°6 la présence d'une analyse succincte des zonages prioritaires existants pour chaque enjeu à l'échelle régionale.
- Les diagnostics socio-économiques et environnementaux individuels d'exploitation préalables à la contractualisation ne sont ni inventoriés, ni analysés au regard des enjeux environnementaux de territoires identifiés. Ces documents, lorsqu'ils existent, sont pourtant disponibles dans les dossiers administratifs et leur existence et leurs caractéristiques peuvent être liées à un critère d'éligibilité spécifique prévu ou non dans les contrats type (ce peut être une condition d'accès au contrat) ou en lien avec le domaine d'expertise de l'élaborateur ou des élaborateurs du contrat (CA, ADASEA, association de protection de la nature ou autre opérateur tel que les GAB).

- Les DOCOBs ou diagnostics de territoire ressource ne sont pas analysés ou mobilisés et il n'existe pas à notre lecture de retour sur leur existence, leur opérationnalité, les indicateurs mobilisés dans les actions de suivi locales.
- Il ressort un manque de suivi et de données de bases organisées en ce qui concerne les mesures de biodiversité et d'habitats, ces données de bases étant précisément disponibles dans les DOCOB et suivies au travers de l'évaluation environnementale réalisée tous les six ans par le MEDAD.
- Concernant l'étude 3 (*Institute for European Environmental Policy*, 2006), il s'agit en fait d'une comparaison des modalités d'application des aides aux zones défavorisées dans les différents Etats-membres et d'une mise en regard d'évaluations déjà réalisées, avec des compléments sous forme d'enquêtes auprès d'acteurs institutionnels locaux dans quelques zones. Il n'y a donc pas d'analyse statistique à un échelon européen ou sur des zones représentatives à partir d'indicateurs homogènes en matière d'impacts environnementaux.
- Pour l'enjeu « biodiversité remarquable » le recensement des DOCOBs opérationnels détenus par les services forestiers des DDAF (SFE) n'apparaît dans aucun document d'évaluation, les bureaux d'étude ne recensant que les données des Services d'Economie Agricole (SEA) des DDAF. Ces documents sont pourtant téléchargeables en ligne sur les sites des DIREN et consultables en service forestier des DDAF (SFE) ou en préfecture. D'autres documents de planification peuvent également présenter un intérêt pour d'autres enjeux territorialisés (SAGE, SDAGE diagnostics ressources ou agence de l'eau pour l'eau).
- L'analyse des méthodes de diagnostics environnementaux individuels (pour les CTE) disponibles dans certains départements n'est pas ressortie comme un outil d'analyse de la cohérence entre la mesure contractualisée et la situation de l'exploitation.

L'originalité des travaux de recherche repose sur le dispositif mis en place pour l'évaluation des mesures biodiversité. L'étude de Véron *et al.* (étude 14), portant sur les MAE, peut être considérée à part des autres : elle porte sur plusieurs années, à partir de sites pilotes, et sur des résultats environnementaux sur des exploitations avant et pendant leur mise sous contrat agro-environnemental. Les indicateurs utilisés sont essentiellement des indicateurs d'état dans les travaux de recherche sur la biodiversité. L'analyse des résultats de ces travaux est détaillée dans ce qui suit.

4.3. La définition et la mesure de l'effet propre de la politique

Parmi les documents étudiés, seuls les cinq articles de recherche (16 à 20) définissent clairement l'effet propre des mesures comme la différence entre les pratiques observées chez les agriculteurs bénéficiaires et les pratiques qu'on aurait observées chez ces mêmes agriculteurs en l'absence de mesure. Dans ces travaux, les méthodes d'évaluation de l'effet propre de la mesure sont essentiellement de trois types : la régression linéaire, le *matching*, la double-différence (cf. partie 3 pour une description de ces méthodes). La régression linéaire et le *matching* reposent essentiellement sur la prise en compte des caractéristiques, autres que la contractualisation, susceptibles d'influencer les pratiques agricoles (caractéristiques de l'agriculteur notamment). Pour cette raison, la qualité des résultats obtenus par ce type de méthode est nécessairement meilleure que celle des méthodes traditionnelles. Toutefois, certaines caractéristiques pouvant distinguer les bénéficiaires des non-bénéficiaires restent inobservables (le dynamisme ou l'habileté managériale par exemple). Par conséquent, l'estimation de l'effet propre est encore susceptible d'être biaisée. A cet égard, les analyses basées sur la double-différence (ou méthodes des effets fixes) apparaissent plus pertinentes, principalement parce qu'elles permettent de tenir compte des caractéristiques inobservables *invariantes dans le temps* (ce qui peut être le cas du dynamisme ou de l'habileté managériale entre 2000 et 2006). L'application de ce type de méthodes exige toutefois de disposer de bases de données individuelles sur plusieurs années (au moins deux). Ces travaux mettent d'ailleurs en évidence un biais de sélection important dû à des caractéristiques inobservées des agriculteurs ou des parcelles soumises à des MAE. Les méthodes prenant en compte les phénomènes de sélection dans le dispositif sur la base de caractéristiques inobservables sont donc à conseiller.

Kleijn et van Zuijlen (2004) montrent notamment que la comparaison de la densité d'espèces d'oiseaux sur des parcelles soumises à des MAE à la densité observée sur des parcelles ayant des caractéristiques observées identiques (proximité des parcelles bénéficiaires, altitude, taille, agriculteurs gestionnaires identiques) conduit à surestimer l'impact des MAE. Les auteurs montrent en effet que les parcelles contractualisées en MAE étaient initialement (avant la mise en place de la MAE) plus densément peuplées d'oiseaux que les parcelles non contractualisées. Cet effet de sélection est corrigé par les méthodes de double-différence. La prise en compte de la différence initiale de densité de peuplement entre parcelles contractualisées et non contractualisées par les méthodes de double différence amène les auteurs à conclure à l'absence d'un impact détectable des MAE sur la densité des oiseaux. Les auteurs identifient en outre la variable inobservée qui biaise l'analyse : les parcelles contractualisées sont moins drainées que les parcelles non contractualisées. De l'eau superficielle est donc présente de manière plus importante sur les parcelles contractualisées. Les auteurs montrent qu'il existe un lien positif entre la présence d'eau superficielle et la densité des espèces d'oiseaux. La présence d'eau superficielle, lorsqu'elle n'est pas observée, agit comme un facteur de confusion dans l'étude de l'effet propre de la MAE : les parcelles contractualisées sont par nature plus favorables à la présence d'une forte densité d'espèces d'oiseaux. Ne pas observer ce facteur de confusion entraîne un biais de sélection lorsque l'on compare la densité d'oiseaux sur les parcelles contractualisées à celle qui est observée sur les parcelles non contractualisées après la mise en place de la MAE. Les méthodes de double-différence permettent de corriger ce biais de sélection, non pas en mesurant le facteur de confusion, mais en mesurant son effet sur la différence de densité d'oiseaux avant la contractualisation entre parcelles contractualisées et non contractualisées.

Dans les travaux menés par les bureaux d'étude, la situation contrefactuelle fait souvent implicitement référence aux non-bénéficiaires ou aux zones non-défavorisées (études 1, 2, 3, 4). Ce choix de la « comparaison avec/sans » est problématique, notamment parce que de nombreuses caractéristiques autres que la contractualisation de mesures sont généralement susceptibles d'expliquer la différence de pratiques entre bénéficiaires et non-bénéficiaires (le niveau de formation agricole par exemple). De la même manière, un meilleur état de l'environnement dans les zones défavorisées peut également être dû aux caractéristiques de ces zones. La « comparaison avec/sans » ne permet donc pas d'estimer l'effet propre des mesures. Elle ne permet d'obtenir qu'un effet biaisé – un effet surestimé dans le cas où les bénéficiaires présenteraient des caractéristiques favorables à l'amélioration des pratiques par exemple.

Dans les travaux menés par les bureaux d'étude, la situation contrefactuelle fait également souvent référence à la situation *avant* la contractualisation des mesures (études 4, 6 par exemple). Là encore, le choix de la méthode de « comparaison avant/après », bien qu'intuitif, conduit généralement à l'estimation d'un effet biaisé des mesures. En effet, un changement dans les pratiques peut être induit par de nombreux facteurs autres que la contractualisation de mesures. Ainsi, une hausse du prix de l'engrais peut-elle expliquer une baisse de l'utilisation d'engrais chez les agriculteurs bénéficiaires. Par conséquent, il est important de déterminer dans quelle mesure la politique est bien à l'origine d'un changement dans les pratiques agricoles.

Enfin, quelques travaux des bureaux reposent implicitement sur une situation contrefactuelle définie par une valeur de référence fixée *a priori* (études 4, 8, 6 par exemple). Il s'agit, entre autres, d'un taux de contractualisation à atteindre. Ce type d'analyse renseigne sur l'adhésion des agriculteurs à la politique. Cependant, un taux de contractualisation ne permet pas d'évaluer l'effet propre des mesures contractualisées sur les pratiques agricoles, notamment parce que rien ne permet de dire *a priori* que les bénéficiaires modifieront leurs pratiques suite à la contractualisation ou qu'ils le feront uniquement en raison de la contractualisation. De la même manière, une situation contrefactuelle faisant référence à un niveau d'engrais fixé ne permet pas d'estimer l'effet propre de la politique. En effet, l'utilisation d'engrais chez les bénéficiaires peut atteindre la valeur de référence fixée, sans qu'il soit possible

d'affirmer si la politique est à l'origine de cette amélioration. En particulier, il apparaît raisonnable de penser que les agriculteurs qui ont contractualisé les mesures relatives à la réduction d'engrais sont également ceux dont l'utilisation d'engrais est déjà proche de la valeur de référence, comme peuvent le laisser penser un certain nombre de travaux déjà réalisés à ce sujet (Dupraz 2002 ; Dupraz et al. 2002 ; Ducos et Dupraz, 2006). Cet effet de sélection est susceptible de biaiser le résultat de l'estimation. Pour cette raison, la qualité des études basées sur ce type de méthodes apparaît relativement faible.

Les études réalisées par des bureaux d'étude reposent presque toujours sur des analyses qualitatives. Il n'y a cependant pas de présentation de grille d'entretien systématique et de cadre analytique théorique particulier, sauf dans Tercia (2003), qui utilise le graphe d'objectifs, la méthode des points forts et points faibles, etc. et dans Asca (2003), qui mobilise des approches de sociologie organisationnelle.

4.4. Les questions transversales

La majorité des documents étudiés se basent sur l'exploitation agricole pour leur évaluation. Les travaux réalisés par les bureaux d'étude reposent essentiellement sur l'analyse des taux de contractualisation. Il peut s'agir du nombre de mesures contractualisées ou encore des surfaces contractualisées. Les articles de recherche qui analysent l'impact des mesures sur la biodiversité se basent plus généralement sur la parcelle comme unité de base de l'analyse, ce qui ne pose pas de problème tant que les parcelles « témoins » sont choisies de manière à ce que la contractualisation sur une parcelle ne modifie pas les pratiques sur les autres parcelles. Lorsque les paires de parcelles ont été choisies de manière à ce qu'elles soient « proches » tout aussi bien du point de vue de leurs caractéristiques agro-écologiques que de la simple distance spatiale, il est malheureusement possible que les pratiques sur les parcelles « témoins » soient affectées par l'existence d'une mesure agro-environnementale sur des parcelles voisines (études 16 et 19).

La taille des échantillons varie considérablement d'une étude à l'autre. Pour les études basées sur l'analyse des taux de contractualisation, il est possible de disposer de l'ensemble de l'information concernant la population cible, il n'y a donc pas d'échantillonnage à réaliser. Les bases de données en question sont importantes. Pour les articles scientifiques visant à estimer un effet propre des mesures, il est en revanche nécessaire de constituer un échantillon. Dans ce cas, le tirage aléatoire (qui garantit la représentativité de l'échantillon) n'est pas toujours utilisé. La taille de l'échantillon est raisonnablement supérieure à 100. Mais il arrive que les parcelles retenues pour l'analyse soient directement choisies pour leurs caractéristiques communes (dans le cas des analyses de *matching* notamment), ce qui ne permet pas de généraliser les résultats obtenus à l'ensemble des parcelles de la région, puisque les parcelles n'ont pas été choisies de manière aléatoire. Dans ces études de cas, très spécifiques parce que contraintes par des caractéristiques géographiques et biologiques, le nombre de parcelles retenues pour l'analyse est très petit.

Dans les documents analysés, les données sont souvent issues des bases administratives officielles (12 études sur 20) ou collectées par des organismes statistiques (8 études sur 20). Cependant, le plus souvent, les études se basent principalement sur des données collectées par les évaluateurs eux-mêmes (15 études sur 20), ce qui souligne une forte tendance à une sous-utilisation de la statistique publique.

5. La prise en compte des particularités des dispositifs dans l'analyse

Les documents étudiés permettent de préciser ou de mettre en valeur plusieurs points sur lesquels une évaluation de MAE doit spécifiquement s'attarder :

- La vérification par des travaux spécifiques du lien postulé entre pratiques et état de l'environnement,

- La prise en compte de l'environnement institutionnel dans la conception et la mise en œuvre des MAE, ainsi qu'une analyse des déterminants de la participation des agriculteurs à ces mesures.
- La prise en compte de l'impact des mesures sur des dimensions non directement environnementales, comme le développement rural.

5.1. Le lien entre pratiques et état de l'environnement

Trois études (Kleijn, 2004; Verhulst, 2007; Bro, 2004, soit les études 16, 19 et 20) sont riches d'enseignement sur la difficulté d'établir des liens sans équivoque entre pratique agricole et état des écosystèmes. Elles posent aussi la question du dispositif de suivi et du protocole les plus adaptés. S'il apparaît clairement que les MAE « biodiversité » ont eu un effet bénéfique sur les espèces les plus communes, il est en effet plus difficile de démontrer leur influence sur la dynamiques d'espèces plus rares ou menacées. Pour des MAE mises en œuvre au niveau parcellaire, avec des objectifs qui sont liés à d'autres enjeux -tels que la protection des paysages et des ressources naturelles-, il est alors nécessaire de prendre en compte la multiplicité des causalités, les possibles rétroactions, le décalage entre l'échelle de la mise en œuvre de la MAE et les échelles de fonctionnement des populations visées.

Ces particularités peuvent en effet aboutir à des conclusions peu intuitives. Il apparaît ainsi que pour des MAE destinées à soutenir des populations d'oiseaux nicheurs aux Pays-Bas, c'est la combinaison de deux modes de compensation basés sur des indicateurs d'état et de pression (*état* : présence de nids / *pression* : pratique de fauchage tardif) qui aboutit à de meilleurs résultats que tous les autres en terme de succès reproductif. La tendance est la même avec un mode de compensation basé sur le seul indicateur d'état (paiements par nombre de nids) mais les conclusions des auteurs sont extrêmement prudentes, en raison de la fragilité de leur modèle statistique.

La question du zonage, qui a été une des principales difficultés des MAE, est également posée par ces analyses : à coût total égal, il est probable que les bénéfiques environnementaux d'un programme de MAE aient été globalement plus faibles en proposant des objectifs peu contraignants à une population large d'agriculteurs, plutôt qu'en se focalisant sur des changements de pratiques plus exigeants. Pour certaines MAE auxquelles il a été assigné des objectifs multiples à la suite de compromis sociopolitiques, et pour lesquels le processus de suivi-évaluation a pu être négligé, il est ainsi probable que les objectifs environnementaux initiaux proprement dits n'aient pas été atteints.

Ce que résume bien l'avis de (Kleijn, 2003: 949, *notre traduction*) :

[Pour des exploitations agricoles extensives, la participation à un programme agro-environnemental est associée à des coûts relativement bas d'adaptation. Peu de changements sont nécessaires afin de satisfaire aux exigences des plans. De ce fait, lorsque des subventions uniformes à l'hectare (en moyenne) sont distribuées sur la base du volontariat, les soutiens publics devraient être affectés de manière préférentielle dans les zones les moins favorisées. Le même mécanisme explique probablement pourquoi dans la plupart des pays (mais surtout en France et en Autriche) ce sont les mesures de type « impact faible/ subvention faible » qui représentent la plus grande partie des fonds distribués.

Du point de vue de l'évaluation, on peut retenir deux points de ce débat scientifique **sur les MAE « biodiversité »** :

- La supériorité des modes de compensation basés sur des indicateurs d'état (utilisés seuls ou non) n'a pas été définitivement montrée, mais cette question mériterait des investigations plus approfondies à partir de protocoles d'évaluation spécifiques sur cette question.
- L'intérêt (en terme de conservation) de soutenir sur de petites zones des actions plus exigeantes en termes de pratiques (et comparativement plus efficaces) a été démontré. Cela ne plaide pas pour l'abandon des MAE à large spectre et effet faible, mais plutôt sur leur bonne articulation, à l'instar du système anglais tel que présenté dans Potts *et al.* (2006). Ce

dernier se base sur des aides cumulables selon deux niveaux d'exigence environnementale. A un premier niveau –un guichet relativement généraliste - se rajoute en effet un dispositif plus sélectif, qui est assorti d'objectifs précis de conservation. Il peut donc être intéressant d'identifier si le dispositif agro-environnemental français a pu aboutir localement à certaines configurations de ce type. Le questionnement se porte alors sur le schéma organisationnel de la mise en œuvre régionalisée des MAE : a-t-il abouti dans certaines régions à des zonages justifiés sur des critères scientifiques, qu'il s'agisse d'une territorialisation forte de certaines MAE ou d'une articulation explicite réussie avec le réseau d'aires protégées (allant de la ZPS Natura 2000 au parc national) ?

5.2. La prise en compte du rôle du contexte institutionnel et économique dans la mise en œuvre des MAE

Les documents que nous avons étudiés ne se penchent que rarement sur l'analyse de la mise en œuvre des MAE. Le rôle des structures institutionnelles locales dans la conception des cahiers des charges et la diffusion des MAE n'est que peu étudié. Seule l'évaluation Asca (2003) fait un point précis sur l'historique de la conception des MAE, des synthèses régionales et des déclinaisons départementales de la mise en œuvre. Cette analyse n'est cependant pas sous-tendue par un cadre d'analyse théorique permettant d'explicitier les déterminants majeurs de la variété des réalisations observées, tant en terme de cahiers des charges que de taux de contractualisation.

Par ailleurs, le contexte économique de l'exploitation est sans doute déterminant dans l'engagement dans une MAE : niveau de rémunération de la MAE par rapport au manque à gagner, MAE incluse dans un contrat plus global (incluant des aides à l'investissement par exemple comme dans les CTE), poids des aides dans le revenu de l'exploitation. Cet aspect a aussi été peu traité par les évaluations que nous avons étudiées.

5.3. La prise en compte de l'effet des mesures sur le développement rural

Les mesures en faveur de l'agroenvironnement sont intégrées dans des programmes publics, dont la conception peut être variable. Reprenant les distinctions opérées par Perrier-Cornet (2005), on peut repérer trois catégories de programmes au sein desquels l'agroenvironnement occupe une place très différente :

- Le développement agricole élargi : la préoccupation agro-environnementale reste relativement limitée par rapport aux enjeux sectoriels agricoles.
- Le développement d'espaces naturels : à l'opposé, la préservation de l'environnement est centrale par rapport à d'autres enjeux, le développement économique devenant dépendant de celui de la protection de l'environnement.
- Le développement rural intégré : ce sont les synergies et complémentarités entre secteurs qui sont visées dans le cadre d'un projet de territoire.

Les mesures agro-environnementales intégrées dans chacun de ces types de programmes font donc appel à des théories d'action différentes, que l'évaluateur devrait avoir à cœur de mettre en évidence, en particulier pour rechercher les relations de cause à effets effectivement attendues. Or, force est de constater la grande variabilité dans l'adaptation des démarches évaluatives par rapport à leur objet. La synthèse des évaluations chemin-faisant des politiques de développement rural (AgraCEAS Consulting, 2005 ; étude N°13), relevant d'un développement rural intégré, est effectivement attentive à analyser les interactions entre l'agroenvironnement, l'agriculture et les autres secteurs (y compris en recourant simultanément à des méthodes quantitatives comme la méthode d'évaluation contingente et des méthodes plus qualitatives visant à expliciter les enjeux institutionnels).

En ce qui concerne les dispositifs a priori plus proches d'un développement agricole élargi tels que la PHAE ou les ICHN, on est frappé par la grande diversité des démarches. Alors que certains travaux

d'évaluation tentent d'intégrer une vision plus élargie (par exemple en proposant une estimation des effets dans un cadre territorial comme chez Cuchot, 2001 ou Tercia, 2003, soit les études n°1 & 2), d'autres restent centrés sur la question agricole (étude nationale allemande, 2005 – étude n°8). On regrettera enfin que l'évaluation des MAE centrées sur la préservation de l'environnement (biodiversité animale notamment) (voir par exemple Primdahl, 2003 – étude 17) reste centrée sur leur objet environnemental, sans analyse des liens possibles avec les processus de développement (c'est-à-dire en adoptant une conception de l'agroenvironnement centrée sur la préservation des espaces naturels, sans véritable perspective d'un développement rural intégré permettant d'envisager des synergies entre la préservation de l'environnement, les activités économiques et le projet de territoire).

6. Recommandations

6.1. La dimension agro-territoriale : indicateurs et protocoles de mesure

Au plan opérationnel, nous sommes amenés à conclure qu'il n'est pas possible d'utiliser les indicateurs développés dans ces précédents travaux officiels comme support méthodologique pour construire une méthode rigoureuse d'évaluation des effets propres (telle qu'elle est proposée dans la tâche 3). Les raisons de cette impossibilité sont bien connues mais il n'est pas inutile de les rappeler :

- absence de définition et du choix des indicateurs de pression dès le début du programme,
- absence de description de la situation au départ de la mesure,
- absence d'une collecte institutionnalisée de données permettant le calcul des indicateurs sur les exploitants ayant contractualisé et sur la situation contrefactuelle.

Cette difficulté nous amène à formuler les propositions suivantes pour la prochaine période de programmation :

- Recenser et expertiser les dispositifs de formation, démonstration, sensibilisation existants en préalable de la contractualisation et la façon dont ils sont intégrés aux contrats type en condition d'accès obligatoire ou facultative.
- Réaliser un diagnostic agro-environnemental pour chaque exploitation dès la contractualisation à partir de méthodes agro-environnementales stabilisées (INDIGO, IDEA, CORPEN, DIALECTE, DAE-G, PLANETE, etc.);
- Définir dès le début de la période de programmation les indicateurs qui serviront de cadre de référence à l'évaluation *ex post* ;
- Identifier les données nécessaires à leur calcul et imposer la collecte des données chez les exploitants qui contractualisent et dans des enquêtes *ad hoc* du SCEES pour construire la situation contrefactuelle.

Quant à la question du choix des indicateurs pertinents pour l'évaluation de l'enjeu biodiversité, notre analyse montre le caractère nécessaire mais pas toujours suffisant de l'utilisation d'indicateurs de pression liés aux pratiques agricoles. L'analyse du bilan des jachères dites « environnement et faune sauvage » (Bro, 2004) est ainsi l'exemple parfait¹⁵ d'une mesure qualifiée *a priori* à « effet fort » par la

¹⁵ Pas moins de 37000 Ha de jachères « Environnement et Faune Sauvage » ont été subventionnées en France entre 1993 et 2003, couvrant de 2 à 4% des surfaces annuelles en jachère. Les mesures impliquaient de manière générale la mise en œuvre de bandes rectilignes semées en maïs/sorgho/mil (assurant une protection contre les rapaces après les récoltes) ou choux (source de vers pour les oisillons). L'étude menée consiste en un suivi sur 6 ans de jachères destinées à soutenir les populations de perdrix grises (*Perdrix perdrix*) sur des sites en Beauce et en Champagne Berrichonne. Si effectivement les bandes s'avèrent être des refuges intéressants pour l'avifaune des milieux agricoles (et en particulier les perdrix), elles conduisent par contre à une plus forte prédation des oiseaux au cours de l'hiver : rapaces (Busard saint-martin) et renards identifient en effet facilement la rectitude de ces structures paysagères et adaptent leur comportement de chasse en conséquence. Il semblerait de plus que le couvert assuré par les céréales ne soit pas suffisant pour cacher les perdrix. En étant induites à y chercher un refuge, elles adopteraient ainsi une stratégie de survie beaucoup moins efficace que le comportement de camouflage qu'elles adoptent usuellement en milieu ouvert. Les auteurs soutiennent que d'autres types de jachères

totalité des acteurs (administration, agriculteurs, chasseurs, ONCFS) alors que les impacts environnementaux (soutien des populations de perdrix grise) ont été très peu probants. Malgré des effets que l'on aurait pu croire potentiellement bénéfiques (augmentation des longueurs de lisière, diversification du couvert végétal) et pour lesquels des calculs d'indicateurs seraient tentants, la MAE s'est en effet révélée d'une efficacité quasi-nulle dans le contexte étudié par les auteurs (Bro et al., 2004, étude n°20).

Un tel constat a son importance : il apparaît opportun pour la suite, et ceci particulièrement pour les mesures dont les effets sur l'environnement sont jugés *a priori* positifs, mais sont en fait particulièrement complexes au plan éco-systémique, de les associer dès le départ à un dispositif rigoureux de suivi pluriannuel sur le terrain. Une telle démarche, loin d'être antinomique avec une évaluation *ex-post* basée sur la mise en évidence de l'effet propre des politiques, aurait l'avantage de fédérer et dynamiser les efforts de collecte de données de terrain, ainsi que de contrôler de manière rigoureuse les effets des variabilités spatiales et temporelles sur les populations et écosystèmes étudiés.

La question de l'analyse de la cohérence du cahier des charges des actions contractualisées avec les enjeux du territoire est quasiment absente. Ce cahier des charges permet-il de répondre aux enjeux identifiés sur le territoire cible et aux objectifs de la politique ? Les références bibliographiques biotechniques disponibles dans l'étude d'Oréade-Brèche (n° 5) correspondant à la pertinence du cahier des charges mériteraient d'être mobilisées (voir complétées) par tous les bureaux d'étude dans les prochaines évaluations.

6.2. Les méthodes de mesure des effets propres

Les études analysées reposent généralement sur des méthodes intuitives, sujettes à des biais importants. Plus précisément, les études qui visent à évaluer les politiques en se basant essentiellement sur les taux de contractualisation observés ne renseignent pas sur l'effet propre des mesures mais uniquement sur l'adhésion des agriculteurs à la politique. De fait, les indicateurs de suivi ne permettent pas d'affirmer si les agriculteurs bénéficiaires des mesures ont effectivement modifié leurs pratiques. Si tel est le cas, aucun élément ne permet d'apprécier si le changement de pratiques est attribuable, en totalité ou pour partie, à la signature du contrat.

Il est difficile de savoir *a priori* dans quelle mesure un changement dans les pratiques agricoles est susceptible d'améliorer l'état de l'environnement. Cependant, une importante littérature scientifique permet déjà d'établir l'existence d'un lien causal entre pratiques agricoles et état de l'environnement. Par conséquent, l'analyse du lien entre mesures et pratiques doit être menée de manière rigoureuse. Plusieurs méthodes sont envisageables (elles font l'objet de la Tâche 3). Au vu des résultats scientifiques, il semble que les méthodes contrôlant uniquement les caractéristiques mesurées (type *matching* ou régression linéaire) ne sont pas satisfaisantes : elles ne parviennent généralement pas à éliminer le biais dû à des caractéristiques difficilement mesurables, comme la conscience environnementale de l'agriculteur, son dynamisme, son habileté managériale.

6.3. Les questions transversales

Les études qui visent à mettre en évidence un effet propre des politiques sur les pratiques agricoles se heurtent nécessairement à la faible disponibilité des données administratives officielles. Le plus souvent, les évaluateurs recourent à l'utilisation de données qu'ils collectent eux-mêmes. Ce type d'échantillon est alors de petite taille et les résultats obtenus ne sont pas toujours généralisables. Dans le cadre de l'évaluation du PDRN, il est nécessaire d'estimer les effets propres de la politique pour la France entière, par régions ou sur certaines zones à enjeu. Par conséquent, il apparaît

pourraient avoir un impact positif. Mais non basées sur le maïs, privilégiant des formes en îlots et des implantations plus durables (haies courtes), elles risquent d'être beaucoup moins acceptables par les agriculteurs de la Beauce céréalière.

important d'envisager l'appariement des bases de données existantes relatives aux caractéristiques des agriculteurs bénéficiaires et non-bénéficiaires et à leurs pratiques (bases de données SCEES et CNASEA).

6.4. La prise en compte de la dimension spatiale des enjeux environnementaux dans l'analyse

Un diagnostic territorial et une définition du territoire d'application de la MAE sont des préalables indispensables lorsque la politique à évaluer est territorialisée. L'évaluation de la politique ne peut se faire que par rapport à cet état des lieux de départ à différentes échelles : celle du territoire à enjeu et celle de l'exploitation.

C'est pourquoi, il serait utile de retenir dans les évaluations à venir les points suivants :

- L'analyse des enjeux environnementaux affichés au niveau régional et des zonages correspondants déclinés au niveau des départements et à des échelles infra départementales
- L'analyse des DOCOBS et des Diagnostics territoriaux (SDAGE, Ressources autres) existants, qui devrait permettre de dresser et suivre l'Etat du milieu sur certaines zones, de s'assurer de l'opérationnalité des mesures préconisées et de leur efficience ou pertinence en lien avec la bibliographie biotechnique existante sur les milieux concernés.
- **L'analyse de la structure des contrats types territoriaux des CTE et plus récemment les diagnostics territoriaux établis pour la définition des CAD** (documents établis par les DDAF) devrait permettre d'évaluer la cohérence des mesures agro-environnementales proposées par rapport aux enjeux du territoire identifiés dans les DOCOBS ou les diagnostics eau par zonage prioritaire.
- L'analyse des diagnostics individuels environnementaux de l'exploitation permettant de dresser un inventaire des pratiques de l'agriculteur et de justifier la prescription de certaines MAE en cohérence avec les enjeux du territoire et le contrat type concerné et de localiser pertinemment la MAE à la parcelle.
- **L'analyse spatiale de la répartition des MAE** contractualisées par rapport aux territoires à enjeux mériterait d'être renforcée à partir de ce type de questionnement :
 - les MAE contractualisées sont elles effectivement situées et localisées sur ces zones à enjeux ?
 - Avec quel taux de contractualisation par zone cible?
 - Comment expliquer le taux de contractualisation atteint (relais d'information, sensibilité des exploitants à l'enjeu, coûts d'adoption...)?
 - En termes d'efficacité de la politique, y a-t-il des périmètres de captage à enjeu sur ce territoire (bassins versants, bassins d'alimentation en eau potable, ZNIEFF, ZPS ou autres habitats prioritaires sur le territoire) ?

7. Conclusion de la tâche 2

Cette expertise avait pour but de fournir des éléments utiles aux bureaux d'études pour établir leur offre, d'aider à la sélection du prestataire et au pilotage des travaux d'évaluation (choix des études de cas, conduites des enquêtes, formation du jugement, etc.).

Notre expertise montre que ces vingt travaux ne permettent pas de mettre en avant d'éléments méthodologiques suffisamment explicites pour être conseillés comme la seule base de référence d'un cadre méthodologique d'évaluation.

Les recommandations que nous proposons pourront par contre se révéler utiles tant pour les évaluateurs que pour les commanditaires (Ministères, Union européenne) pour développer un véritable cadre méthodologique formalisé et adapté aux enjeux et spécificités de l'agroenvironnement.

PARTIE 5 : TACHE 3 « METHODE D'ESTIMATION DES EFFETS PROPRES »

1. Objectifs de la tâche 3

L'évaluation des mesures agro-environnementales telle que conçue dans ce rapport est composée de deux étapes. Dans une première étape, qui fait l'objet de la Tâche 1, on sélectionne des indicateurs mesurant la qualité de l'environnement (indicateurs d'état), mesurant les pratiques agricoles influençant la qualité de l'environnement (indicateurs de pression) ou mesurant l'adhésion des agriculteurs à la politique (indicateurs de suivi).

Au cours d'une seconde étape, on détermine l'effet propre des mesures évaluées sur les indicateurs pertinents. Cet effet propre est défini comme la différence entre le niveau de l'indicateur observé en présence de la politique et le niveau de l'indicateur que l'on aurait observé en l'absence de la politique (appelé contrefactuel). Cette différence mesure bien ce qui est dû, dans le niveau observé de l'indicateur en présence de la politique, uniquement au rôle qu'a joué la politique. L'indicateur dont on observe le niveau peut être un indicateur d'état mais le plus souvent, il s'agira d'un indicateur de pression. Le niveau contrefactuel de l'indicateur en l'absence de la politique est inobservé. Il doit être construit à partir des données observées.

La revue de la littérature proposée dans la Tâche 2 a mis en évidence les limites des méthodes intuitives retenues pour l'estimation de l'effet propre de la politique sur les pratiques agricoles. La Tâche 3 vise à proposer des méthodes d'estimation plus rigoureuses et plus robustes, récemment développées dans la littérature économique, applicables au cas des MAE et de l'ICHN. En raison de la faible disponibilité des indicateurs d'état et de la complexité de la relation entre pratiques agricoles et environnement, la Tâche 3 se focalise sur l'étude de l'effet propre des MAE sur les pratiques agricoles mesurées par des indicateurs de pression.

Dans la partie 2 de ce rapport, nous définissons l'effet propre d'une MAE sur un indicateur de pression. Nous montrons comment cet effet propre peut être décomposé en l'effet propre des mesures sur les pratiques des bénéficiaires multiplié par le taux de contractualisation (indicateur de suivi). Nous montrons que les méthodes intuitives consistant à comparer les pratiques des bénéficiaires à celles des non bénéficiaires, ou à celles des bénéficiaires avant la mise en place de la politique, offrent une estimation biaisée de l'effet propre des mesures. Nous passons ensuite en revue les méthodes mobilisables pour estimer rigoureusement l'effet propre des mesures sur les bénéficiaires.

Dans la partie 3, nous étudions lesquelles de ces méthodes sont utilisables pour évaluer l'impact des MAE et de l'ICHN, au vu des données disponibles. Pour les méthodes finalement retenues, nous présentons en pratique comment elles peuvent être mise en œuvre. Nous étudions ensuite la possibilité d'appliquer les méthodes retenues pour réaliser une évaluation des effets propres des MAE et de l'ICHN au niveau régional. Une expertise des problèmes soulevés par une évaluation régionale est conduite sur deux régions (Auvergne et Poitou-Charentes).

2. Evaluation des effets propres des MAE et de l'ICHN : définitions, problèmes et méthodes

2.1. Définition de l'impact de la politique

2.1.1 De l'indicateur à l'effet propre de la politique

L'effet propre d'une politique est défini comme la différence entre la situation en présence de la politique et la situation qui aurait prévalu en son absence. Dans le cas d'évaluations *ex post*, la situation en présence de la politique est observée. Il nous faut alors déterminer ce qu'il serait advenu en l'absence de la politique. Cette dernière situation, hypothétique et inobservée, est appelée **situation contrefactuelle, contrefactuel ou antimonde**. L'évaluateur, suivant les demandes des décideurs, ou selon son interprétation des objectifs de la politique, sélectionne un ou des indicateurs¹⁶ susceptibles d'être affectées par la politique en question. C'est la différence entre le niveau de cet indicateur en présence de la politique et son niveau en l'absence de la politique qui constitue l'impact de la politique. On parle **d'effet propre de la politique**, c'est-à-dire du changement du niveau de l'indicateur uniquement dû à l'effet de la politique (cf. Encadré 1).

L'effet propre de la politique est généralement mesuré à partir d'un indicateur. Il peut s'agir, par exemple, du nombre d'unités d'azote épandues par hectare (ha) en France (mais l'évaluateur peut également souhaiter connaître l'impact de la politique en zone vulnérable ou en zone non vulnérable). Dans ce cas, l'effet de la politique recherché est mesuré par la différence entre le niveau d'azote épandu par ha observé en 2006 (noté I) et le niveau que l'on aurait observé en 2006 en l'absence de politique (noté I^*). Dans cet exemple, l'indicateur I est simplement égal au rapport de la quantité totale d'azote épandue en France (N) et de la surface agricole utile totale ($Stot$) :

$$I = \frac{N}{Stot}$$

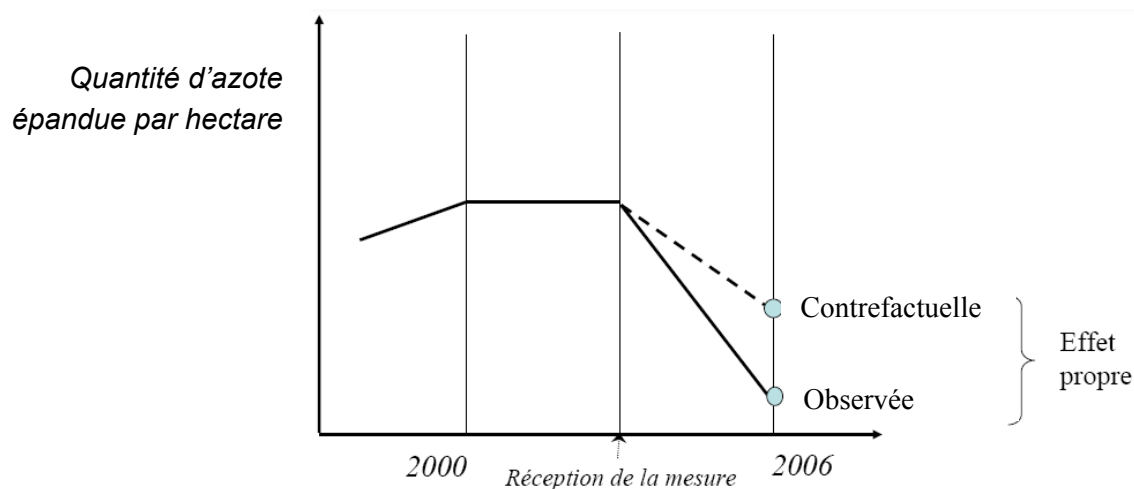
L'effet propre recherché est donc égal à la différence entre I et I^* :

$$I - I^* = \frac{N}{Stot} - \frac{N^*}{Stot}$$

Avec N^* le nombre d'unités d'azote épandues en France en l'absence de la politique évaluée.

¹⁶ Le terme « indicateur » fait habituellement référence à un niveau agrégé – le niveau national par exemple. Dans les cas où les pratiques agricoles sont mesurées au niveau de la parcelle ou de l'exploitation, on emploie le terme de « variable de résultat ». Cette dernière est utilisée comme outil dans l'évaluation de l'effet propre.

Encadré n° 1 : Définition de l'effet propre



L'indicateur de pression peut être, par exemple, la quantité d'azote éendue par hectare. Sur ce graphique, la politique a eu un effet favorable sur la pratique en question puisque la quantité éendue en présence de la politique apparaît plus faible que la quantité qui aurait été éendue en l'absence de politique (la quantité contrefactuelle). Par ailleurs, il convient de souligner que même en l'absence de politique, les quantités éendues auraient diminué, mais dans une moindre proportion.

2.1.2 Effet propre et agrégation

Les méthodes statistiques qui permettent de mesurer l'effet propre défini ci-dessus reposent sur l'utilisation de données collectées au niveau de l'exploitation ou de la parcelle. En conséquence, les enquêtes statistiques qui peuvent être mobilisées pour évaluer l'effet propre doivent fournir des données relatives à l'exploitation ou à la parcelle (cf. enquête sur les Pratiques Culturelles notamment).

Ainsi, à partir des enquêtes statistiques, on dispose par exemple du nombre d'unités d'azote éendues par hectare sur la parcelle i (Y_i),¹⁷ c'est-à-dire le rapport de la quantité d'azote éendue et

de la surface de la parcelle ($\frac{N_i}{S_i}$). L'objectif est d'adopter une stratégie d'agrégation des données

disponibles permettant de retrouver le niveau de l'indicateur global I à partir des variables de résultat Y_i mesurées au niveau de la parcelle i . Il s'agira par exemple d'agréger les quantités d'azote par hectare par parcelle de la manière suivante :

$$I = \frac{N}{Stot} = \frac{\sum_i \frac{N_i}{S_i} \cdot S_i}{\sum_i S_i} = \sum_i \frac{N_i}{S_i} \cdot w_i = \sum_i Y_i \cdot w_i \quad \text{avec} \quad w_i = \frac{S_i}{\sum_i S_i}$$

¹⁷ Par convention, les unités observées dans les enquêtes sont indicées par i , qu'il s'agisse d'exploitations ou de parcelles.

Il apparaît ainsi que l'indicateur I peut être obtenu par la somme des Y_i (les quantités d'azote épandues par hectare sur chaque parcelle) pondérés par le poids de la surface de chaque parcelle dans la surface totale en France. La pondération joue un rôle central dans l'interprétation des résultats obtenus à partir des données relatives à la parcelle. En effet, une réduction d'azote par ha joue d'autant plus sur l'effet moyen qu'elle est réalisée sur une parcelle de grande taille.

Dès lors, l'effet propre recherché peut être réécrit de la manière suivante :

$$I - I^* = \sum_i Y_i \cdot w_i - \sum_i Y_i^* \cdot w_i$$

2.1.3 De l'effet propre agrégé à l'effet propre sur les bénéficiaires

La variable de résultat Y_i peut être écrite comme la réalisation d'un résultat potentiel parmi deux :

- Y_i^1 , le niveau de pratiques lorsque l'agriculteur qui détient la parcelle i bénéficie d'une mesure,
- Y_i^0 , le niveau de pratiques lorsque le même agriculteur qui détient la parcelle i ne bénéficie pas de la mesure.

L'effet propre de la politique évaluée sur la pratique Y_i sur la parcelle i est la différence entre ces deux résultats potentiels :

$$\Delta Y_i = Y_i^1 - Y_i^0$$

Les deux résultats potentiels ne peuvent être observés simultanément : seul un des résultats potentiels est observé, l'autre reste inobservé. Le résultat potentiel observé dépend de la participation de l'agriculteur propriétaire de la parcelle i à la politique évaluée. Si l'on définit D_i comme une variable binaire prenant la valeur 1 si l'agriculteur qui détient la parcelle i a bénéficié d'une MAE et 0 sinon, le niveau de pratique que l'on observe chez l'agriculteur peut être exprimé comme une combinaison des deux résultats potentiels, selon que l'agriculteur a participé ou non :

$$Y_i = D_i Y_i^1 + (1 - D_i) Y_i^0$$

Par la suite, il est possible de montrer que, si les pratiques des agriculteurs ne bénéficiant pas des mesures ont les mêmes pratiques en l'absence de mesure (cf. Encadré 2), alors l'effet propre total recherché ($I - I^*$) peut être exprimé comme le produit de deux éléments : l'effet moyen sur les pratiques des agriculteurs bénéficiaires et la probabilité d'être bénéficiaire, qui peut être mesurée comme le taux de contractualisation en termes de surface par exemple (cf. Encadré 3) :

$$I - I^* = (I_B - I_B^*) \cdot \frac{Stot_B}{Stot} = \sum_{i \in B} \frac{S_i}{Stot_B} (Y_i^1 - Y_i^0) \frac{Stot_B}{Stot}$$

avec $(I_B - I_B^*)$ l'effet moyen de la politique sur les bénéficiaires, B le groupe des parcelles appartenant à des bénéficiaires et $\frac{Stot_B}{Stot}$ le taux de contractualisation en termes de surface, c'est-à-dire le rapport entre le total des surfaces contractualisées et le total des surfaces.

**Encadré n° 2 : De l'effet propre sur les pratiques des agriculteurs
à l'effet propre sur les pratiques des bénéficiaires**

Dans la littérature statistique initiée par Rubin (1978), l'hypothèse selon laquelle les pratiques des non bénéficiaires de la politique étudiée ne sont pas influencées par l'existence de cette politique est appelée SUTVA (*Stable Unit Treatment Value Assumption*). Selon cette hypothèse, le niveau de pratique observé chez les non bénéficiaires est le même en présence comme en l'absence de politique. Cette hypothèse exclu l'existence d'effets d'imitation : les choix de pratiques par les non bénéficiaires ne peuvent être influencés par les choix des bénéficiaires. De même, tout effet des politiques sur le prix des intrants (terre, engrais) ou des productions est exclu par cette hypothèse, puisque ces modifications de prix influencerait les choix de pratiques des non bénéficiaires. L'hypothèse SUTVA est vraisemblable si le taux de contractualisation reste faible. Lorsque l'hypothèse SUTVA est vérifiée, mesurer l'effet propre de la politique sur les agriculteurs revient donc à mesurer l'effet propre de la politique sur les bénéficiaires.

Soient deux agriculteurs dont on observe les pratiques sur des parcelles de surface identique. L'un est bénéficiaire de la politique et l'autre pas.

La quantité d'azote épandue sur la parcelle du bénéficiaire est égale à 170 unités par ha en présence de la politique et à 200 unités par ha en l'absence de politique.

La quantité d'azote épandue sur la parcelle du non bénéficiaire est égale à 210 unités par ha en présence de la politique comme en l'absence de politique (hypothèse SUTVA).

Le tableau ci-dessous récapitule ces informations :

	Bénéficiaire (D=1)	Non bénéficiaire (D=0)
Quantité épandue en l'absence de politique (Y*)	$Y^0 = 200 \text{ uN/ha}$	$Y^0 = 210 \text{ uN/ha}$
Quantité épandue en présence de politique (Y)	$Y^1 = 170 \text{ uN/ha}$	$Y^1 = 210 \text{ uN/ha}$

L'effet propre de la politique sur les agriculteurs est alors égal à :

$$I - I^* = \sum Y \cdot w - \sum Y^* \cdot w = 0,5 \cdot (170 + 210) - 0,5 \cdot (200 + 210) = 0,5 \cdot (170 - 200) = -15$$

L'effet propre sur les agriculteurs est donc égal à l'effet propre sur le bénéficiaire multiplié par la probabilité d'être bénéficiaire, puisque les pratiques du non bénéficiaire n'ont pas changé. C'est une réduction de 15 unités d'azote par ha.

Encadré n° 3 : Interprétation des effets propres mesurables

L'expression générale de l'effet propre total ($I - I^*$) est décomposable en deux éléments : l'effet pondéré de la politique sur les parcelles des agriculteurs bénéficiaires et le taux de contractualisation en termes de surface. L'exemple numérique présenté ci-dessous permet d'illustrer les différences fondamentales entre ces différents effets.

Soient 4 parcelles a, b, c et d, dont deux sont contractualisées (a et b). Les caractéristiques (S, surface en ha et N, quantité d'azote épandue en kg) sont récapitulées dans le tableau suivant :

parcelle	S	D	N^1/S	N^0/S	$S/Stot$	$S_B/Stot_B$
a	30	1	100	110	0,43	0,75
b	10	1	160	180	0,14	0,25
c	20	0	220	220	0,29	0
d	10	0	100	100	0,14	0

Avec $Stot = 70$ ha

S : surface de la parcelle en ha

D : contractualisation de la parcelle (oui=1, non=0)

N^1/S : quantité épandue en présence de la politique (en uN/ha)

N^0/S : quantité épandue en l'absence de la politique (en uN/ha)

$S/Stot$: surface de la parcelle rapportée à la surface totale des parcelles

$S_B/Stot_B$: surface de la parcelle bénéficiaire rapportée à la surface totale des parcelles bénéficiaires

L'effet propre total se mesure sur l'ensemble des parcelles. Il se calcule de la manière suivante :

$$I - I^* = \sum Y^1 \cdot w - \sum Y^0 \cdot w \text{ avec } w = \frac{S}{Stot}$$

$$I - I^* = \frac{N_a^1}{S} \cdot w_a - \frac{N_a^0}{S} \cdot w_a + \frac{N_b^1}{S} \cdot w_b - \frac{N_b^0}{S} \cdot w_b + \frac{N_c^1}{S} \cdot w_c - \frac{N_c^0}{S} \cdot w_c + \frac{N_d^1}{S} \cdot w_d - \frac{N_d^0}{S} \cdot w_d$$

$$I - I^* = 100 * 0,43 - 110 * 0,43 + 160 * 0,14 - 180 * 0,14$$

$$I - I^* = -7,1$$

C'est une économie de 7,1 uN/ha sur l'ensemble des parcelles. Cet effet peut être retrouvé à partir de l'effet pondéré de la politique sur les parcelles bénéficiaires, en faisant apparaître la part de l'effet total qui est dû à l'effet sur les parcelles traitées et la part de l'effet total qui est dû au taux de contractualisation de la politique. Cette décomposition est la suivante :

$$I - I^* = (I_B - I_B^*) \cdot \frac{Stot_B}{Stot}$$

L'effet pondéré de la politique se mesure uniquement sur les parcelles des bénéficiaires (a et b). il est calculé de la manière suivante :

$$I_B - I_B^* = \sum Y_B^1 \cdot w_B - \sum Y_B^0 \cdot w_B \text{ avec } w_B = \frac{S_B}{Stot_B}$$

$$\begin{aligned}
I_B - I_B^* &= \frac{N_a^1}{S_a} \cdot W_B^a + \frac{N_b^1}{S_b} \cdot W_B^b - \frac{N_a^0}{S_a} \cdot W_B^a - \frac{N_b^0}{S_b} \cdot W_B^b \\
&= 100 * 0,75 + 160 * 0,25 - 110 * 0,75 - 180 * 0,25 \\
&= -12,5
\end{aligned}$$

C'est une économie d'azote de 12,5 u N/ha sur les parcelles des bénéficiaires.

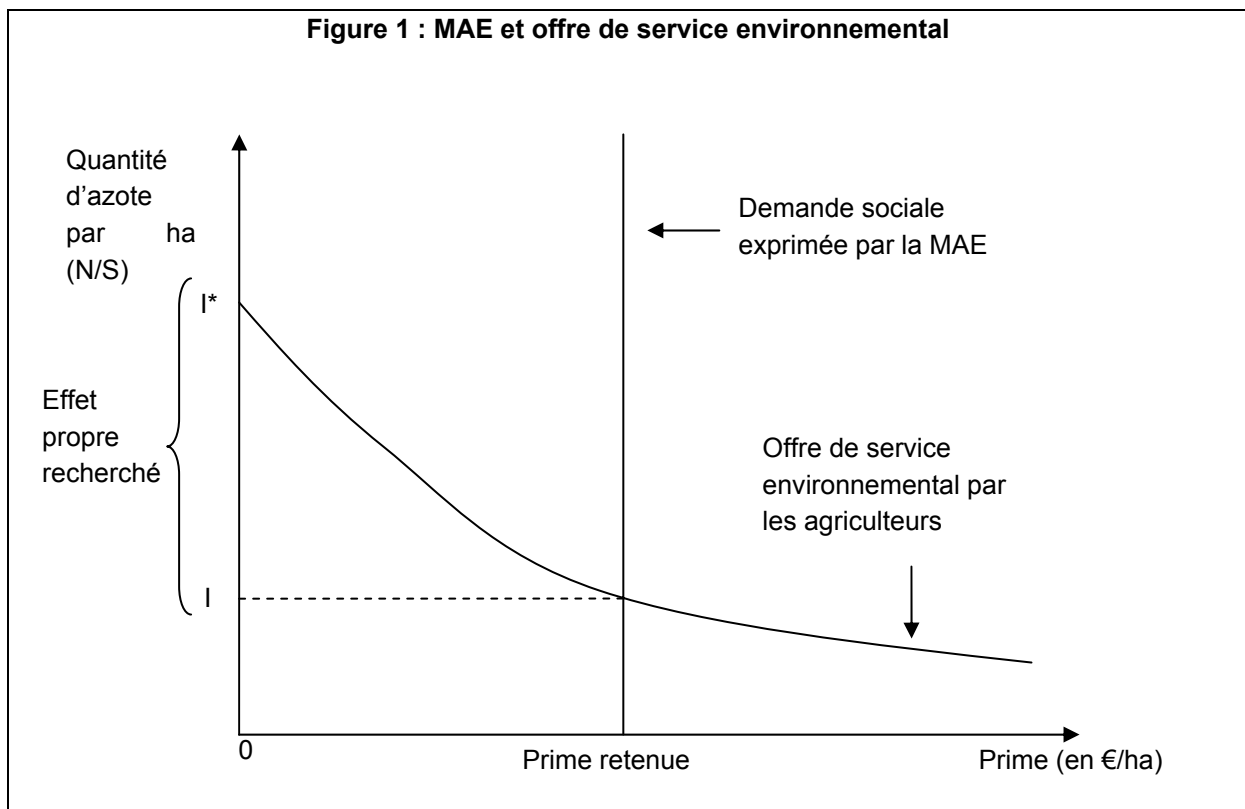
Au final, l'effet propre total est donc inférieur à l'effet propre sur les parcelles des bénéficiaires, puisque la politique n'a pas affecté les pratiques sur les parcelles des non bénéficiaires. C'est ce qu'exprime la formule liant l'effet propre total à l'effet propre sur les bénéficiaires. Le taux de contractualisation étant

de $\frac{Stot_B}{Stot} = \frac{30 + 10}{70} = 57\%$, l'effet total est bien le produit de l'effet sur les parcelles et du taux de contractualisation :

$$\begin{aligned}
I - I^* &= (I_B - I_B^*) \cdot \frac{Stot_B}{Stot} \\
&= -12,5 * 0,57 \\
&= -7,1
\end{aligned}$$

2.1.4 La mesure des effets propres et la théorie de l'économie de l'environnement

Le problème d'évaluation peut être illustré concrètement à partir de l'économie de l'environnement. Pour une population d'agriculteurs, sur un territoire donné, il existe une fonction d'offre de service environnemental (quantité offerte en fonction du prix payé par la société), issue de la répartition des coûts marginaux de l'offre de ce service dans la population des agriculteurs. Ce service peut être une offre de mètres linéaires de haies ou encore la proportion d'agriculteurs choisissant une date et une stratégie de fauche respectant les espèces protégées. Ce service peut aussi consister en une externalité négative (quantité d'azote et de produits phytosanitaires épandus). Dans ce schéma, une MAE peut être représentée par une courbe de demande sociale du service ayant un prix constant (cf. Figure 1). Le croisement de ces deux courbes détermine la quantité de service offerte à l'équilibre. L'impact de la MAE est défini en référence à la situation où la courbe de demande sociale se fixe au prix nul. La quantité de service offerte dans cette situation contrefactuelle où la compensation est nulle est la quantité contrefactuelle que l'on cherche à déterminer.



La quantité de service environnemental offerte en l'absence de la MAE n'est pas nulle, et n'est pas évidente à déterminer priori. Il est par exemple probable que les bénéficiaires de CTE qui modifient leur date de fauche auraient, en l'absence de CTE, de toute façon choisi des dates de fauche différentes de celles des non bénéficiaires. Le coût d'adoption de cette contrainte est plus faible pour ceux qui l'ont acceptée. De même, les quantités d'intrants que les bénéficiaires auraient utilisées en l'absence des MAE sont sans doute plus faibles que celles des non bénéficiaires. C'est d'ailleurs pour cela qu'ils ont choisi de contractualiser cette mesure : le coût d'adoption de la mesure est plus faible pour eux que pour les non bénéficiaires.

2.2. Le problème de l'évaluation et les biais des méthodes intuitives d'estimation des effets propres

L'objectif de l'évaluateur est d'estimer l'effet propre moyen de la politique, ce qui implique de déterminer la situation contrefactuelle inobservée à partir des données observées. Il fait face à ce que l'on appelle un problème d'identification de l'effet propre. Les sections qui suivent montrent que les méthodes intuitives habituellement retenues dans la littérature sur l'évaluation des politiques agro-environnementales ne répondent pas à la question de l'identification. Plus précisément, en choisissant de comparer les pratiques des bénéficiaires aux pratiques des non bénéficiaires, l'évaluateur est susceptible d'introduire un biais dans son estimation de l'effet propre recherché – **un biais de sélection**. En outre, en choisissant de comparer les pratiques des bénéficiaires après la contractualisation à leurs pratiques avant la contractualisation, l'évaluateur est confronté à **un biais de tendance temporelle**.

2.2.1 La comparaison « avec-sans » : le biais de sélection

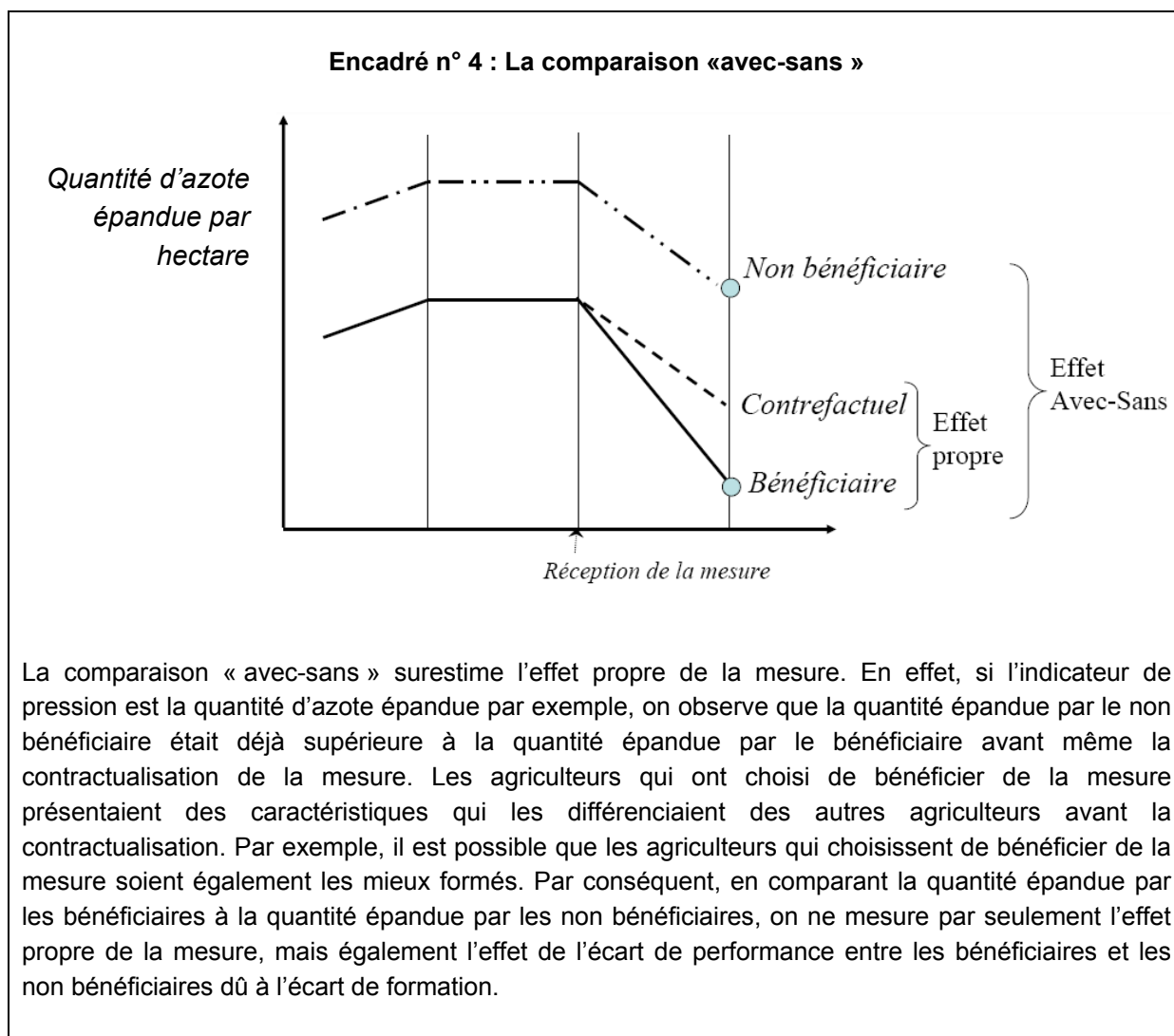
Au niveau de la parcelle ou de l'exploitation, la différence $\Delta Y_i = Y_i^1 - Y_i^0$, c'est-à-dire la différence entre la quantité d'azote épanchée en présence de mesure et la quantité d'azote épanchée en l'absence de mesure, n'est pas observable, un individu ne pouvant se trouver simultanément dans deux états à la fois. Cette évidence fait l'objet des travaux déjà anciens de Neyman (1923) et de Fisher (1926) sur les expériences agronomiques. Une plante ou une parcelle ne peuvent se trouver simultanément traitées (recevant une dose d'engrais, par exemple) et non traitées (ne recevant pas la dose). L'impact de la dose d'engrais sur le rendement sur la parcelle n'est donc pas observable (ou identifié) à partir de l'observation du niveau de rendement réalisé sur la parcelle.

Ce problème de données manquantes au niveau individuel induit un problème de biais de sélection au niveau moyen. L'impact d'une dose d'azote sur le rendement moyen d'une culture par exemple ne peut être identifié par la simple comparaison des rendements sur les parcelles traitées et non traitées. Le rendement moyen sur les parcelles traitées en l'absence de traitement n'est pas observé. Il n'est par ailleurs pas forcément égal au rendement moyen observé sur les parcelles non traitées. En effet, les traitements azotés ne sont pas distribués de manière aléatoire. Plus précisément, les parcelles traitées peuvent présenter des caractéristiques particulières qui justifient le traitement (qualité de la terre, niveau de pluviométrie, présence d'adventices, etc.). Par conséquent, la différence de rendement entre parcelles traitées et non traitées n'est pas uniquement due à la dose d'engrais. Elle peut également être expliquée par d'autres caractéristiques des parcelles qui ont déterminé le choix du traitement appliqué. Ainsi, l'impact de la dose d'engrais sur le rendement ne peut être estimé par une simple comparaison entre parcelles traitées et non traitées. En particulier, si les parcelles traitées présentent certaines caractéristiques qui les rendent plus fertiles même en l'absence d'engrais, on surestime l'effet de l'engrais, en les comparant aux parcelles non traitées initialement moins fertiles.

De manière analogue, la comparaison des pratiques moyennes entre les agriculteurs ayant bénéficié de MAE et ceux n'en ayant pas bénéficié ne donne pas une bonne mesure de l'effet propre moyen des MAE sur les pratiques. Une partie de la différence de pratiques observée entre bénéficiaires et non bénéficiaires peut être due au fait que les bénéficiaires ont des caractéristiques différentes de celles des non bénéficiaires. Par exemple, les bénéficiaires peuvent avoir un niveau de formation plus élevé, une plus grande habileté managériale, un cahier des charges orienté vers une production de meilleure qualité ou des terres plus favorables, qui les conduisent à adopter, même en l'absence des MAE, des pratiques plus respectueuses de l'environnement (cf. Encadré 4). Par conséquent, ces agriculteurs sont plus enclins à contractualiser des MAE puisque le coût d'adoption de ces mesures est plus faible pour eux. Ces agriculteurs ayant contractualisé une MAE auraient, en l'absence de

mesure, de toute façon adopté des pratiques différentes de celles des non bénéficiaires. Le processus de contractualisation a donc sans doute sélectionné des agriculteurs dont les caractéristiques déterminent un niveau de pratiques Y_i^0 en l'absence de contractualisation différent en moyenne du niveau de pratique des non contractants. La différence de pratiques entre les bénéficiaires et les non bénéficiaires n'est donc pas égale à l'impact recherché ($I_B - I_B^*$). La simple comparaison des niveaux moyens de la variable Y_i entre les participants et les non participants conduit à une mesure biaisée de l'impact moyen de la MAE sur Y_i . Ce biais correspond à la différence entre le niveau moyen des pratiques qu'auraient adoptées les bénéficiaires en l'absence de la politique et le niveau moyen des pratiques adoptées par les non bénéficiaires.

Rien ne permet de dire que ce biais est nul, c'est-à-dire qu'en l'absence de MAE, les bénéficiaires se seraient comportés de manière identique aux non bénéficiaires. Au contraire, il est probable que les agriculteurs qui choisissent de contractualiser une MAE auraient de toute façon adopté des pratiques plus favorables à l'environnement en l'absence de MAE. Le biais est donc négatif. Autrement dit, la comparaison entre participants et non participants, dans ce cas, surestime l'impact de la politique, en lui attribuant ce qui est en fait dû au mode de sélection des bénéficiaires. Pour cette raison, on parle de « biais de sélection » (cf. Annexe 7 pour l'expression du biais de sélection).

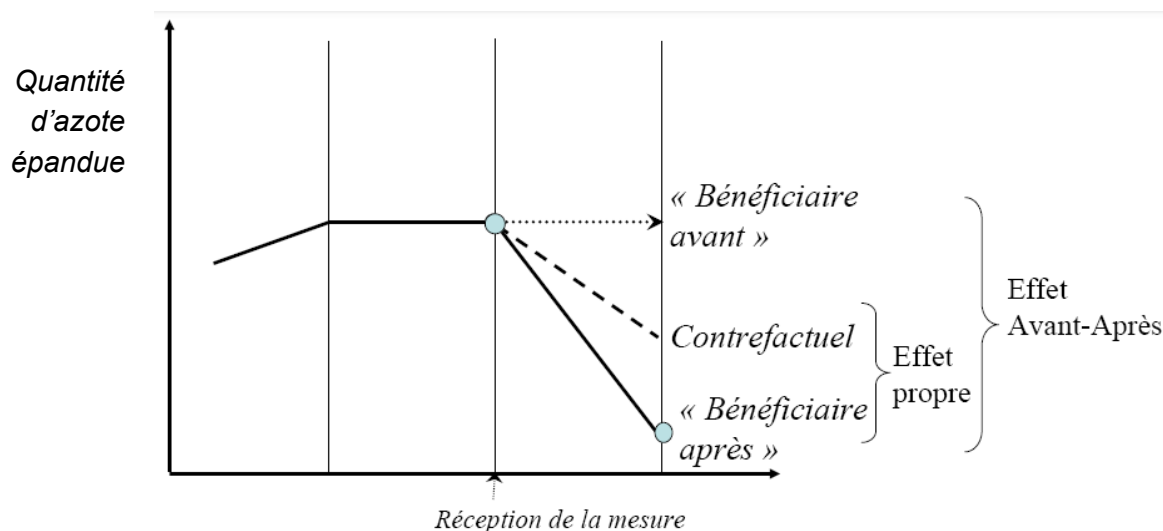


La comparaison « avec-sans » surestime l'effet propre de la mesure. En effet, si l'indicateur de pression est la quantité d'azote épanchée par exemple, on observe que la quantité épanchée par le non bénéficiaire était déjà supérieure à la quantité épanchée par le bénéficiaire avant même la contractualisation de la mesure. Les agriculteurs qui ont choisi de bénéficier de la mesure présentaient des caractéristiques qui les différençaient des autres agriculteurs avant la contractualisation. Par exemple, il est possible que les agriculteurs qui choisissent de bénéficier de la mesure soient également les mieux formés. Par conséquent, en comparant la quantité épanchée par les bénéficiaires à la quantité épanchée par les non bénéficiaires, on ne mesure pas seulement l'effet propre de la mesure, mais également l'effet de l'écart de performance entre les bénéficiaires et les non bénéficiaires dû à l'écart de formation.

2.2.2 La comparaison « avant-après » : le biais de tendance temporelle

Une autre méthode intuitive pour mesurer l'impact d'une MAE sur les pratiques agricoles est la comparaison « avant-après » : on compare le niveau moyen de pratiques des bénéficiaires après la contractualisation (en t=2006, par exemple) au niveau moyen de leurs pratiques avant la contractualisation (en t=2000, par exemple). Cette méthode est susceptible de conduire, là encore, à une estimation biaisée de l'effet recherché. En effet, le changement de pratique observé chez les bénéficiaires peut n'être dû qu'en partie à la MAE. Les changements du contexte dans lequel évoluent les exploitations notamment (mise en place de la conditionnalité des aides du premier pilier, augmentation de la participation à des cahiers des charges de bonnes pratiques, variation des prix des intrants et des productions, etc.) peuvent aussi être à l'origine d'un changement dans les pratiques agricoles. En comparant directement les pratiques des bénéficiaires avant la contractualisation des mesures aux pratiques adoptées après, il est impossible de faire la part, dans le changement de pratiques observé, de ce qui est dû aux variations du contexte et de l'effet propre de la mesure (cf. Encadré 5).

Encadré n° 5 : La comparaison « avant-après »



L'indicateur de pression est la quantité d'azote épandue. On observe que la quantité épandue par les bénéficiaires aurait diminué même en l'absence de mesure. La comparaison « avant-après » surestime donc l'effet propre de la mesure. Le contexte dans lequel ont évolué les agriculteurs a été favorable à l'environnement (une augmentation des prix de l'engrais par exemple). Par conséquent, en comparant la quantité épandue avant la contractualisation à la quantité épandue après la contractualisation, on ne mesure pas seulement l'effet propre de la mesure, mais également l'effet de la baisse des prix de l'engrais.

La différence entre les pratiques des bénéficiaires avant la contractualisation et les pratiques adoptées après, n'est donc pas égale à l'impact recherché ($I_B - I_B^*$). La simple comparaison des niveaux moyens de la variable Y avant et après la mise en œuvre de la politique conduit à une mesure biaisée de l'impact moyen de la MAE sur Y. Ce biais correspond à l'ensemble des changements de pratiques qui auraient eu lieu entre 2000 et 2006 chez les bénéficiaires en l'absence des MAE. Pour cette raison, on parle de « biais de tendance temporelle » (cf. Annexe 7 pour l'expression du biais de tendance temporelle).

2.3. Les méthodes de résolution du problème de l'évaluation

L'objectif est de parvenir à un estimateur sans biais de l'effet moyen des mesures sur les bénéficiaires ($I_B - I_B^*$). Il s'agit de recréer la situation contrefactuelle inobservée à partir des données observées. Les méthodes présentées ci-dessous sont résumées par Magnac (2000) et Brodaty, Crépon et Fougère (2007).

La revue des méthodes disponibles pour évaluer l'impact des politiques publiques réalisée dans cette section présente trois grandes familles de méthodes :

- Les méthodes expérimentales, basées sur une sélection aléatoire des bénéficiaires de la politique parmi les candidats, qui garantissent l'absence de biais de sélection. C'est la méthode la plus robuste, et pour laquelle les outils statistiques mobilisés pour l'analyse des résultats sont les plus simples (comparaison de moyennes avec/sans).
- Les méthodes économétriques corrigeant le biais de sélection en cas d'une participation non aléatoire à la politique – ce qui est le cas des politiques agro-environnementales en cours. Ces méthodes permettent d'estimer l'effet propre de la politique à partir des données observées. On distingue les méthodes basées sur l'hypothèse que le biais de sélection n'est dû qu'à des variables observées des méthodes permettant de relâcher cette hypothèse.
- Les méthodes structurelles, qui peuvent être utilisées indifféremment pour une évaluation *ex ante* ou *ex post*. Elles reconstruisent la situation contrefactuelle à l'aide de simulations d'un modèle décrivant le comportement des agents, dont les paramètres ont été estimés ou calibrés.

2.3.1 L'approche expérimentale

Le principe de l'approche expérimentale : la sélection aléatoire des bénéficiaires de la politique.

Depuis les travaux de Fisher (1926), la solution expérimentale classique est de tirer au sort les bénéficiaires parmi les candidats. On constitue ainsi un groupe de candidats ne bénéficiant pas de la politique. Le niveau moyen de pratiques dans ce groupe est égal au niveau contrefactuel : il mesure bien le niveau de pratiques des bénéficiaires en l'absence du traitement. La procédure d'attribution aléatoire de la politique parmi les candidats garantit que l'on observera la situation contrefactuelle : le niveau de pratiques qu'auraient adopté les bénéficiaires en l'absence de mesure est celui que l'on observe chez les candidats qui n'ont pas été tirés au sort. En effet, la procédure d'attribution aléatoire garantit que les deux groupes ont en moyenne les mêmes caractéristiques observées et inobservées (il n'y a donc pas de biais de sélection possible). L'impact moyen de la MAE sur les bénéficiaires ($I_B - I_B^*$) peut donc être estimé sans biais en comparant simplement les pratiques des bénéficiaires à ceux des non bénéficiaires.

Naturellement, l'approche expérimentale n'est pas possible *ex-post*. Il faut la mettre en place lors du démarrage de la politique et s'assurer que les bénéficiaires ont bien été choisis au hasard. Cette approche a été mise en place depuis de nombreuses années aux Etats-Unis (Moffitt, 2003) et dans d'autres pays européens (Maurin, 2004) pour évaluer les politiques de l'éducation, de l'emploi et de la santé.

L'approche expérimentale en pratique

L'approche expérimentale n'est bien sûr pas sans poser certains problèmes éthiques, ou d'acceptation par les bénéficiaires potentiels ou par les autorités administratives chargées de gérer la politique (Burtless, 1995, Heckman et Smith, 1995). L'expérimentation implique en effet de refuser le bénéfice du programme à des individus qui souhaiteraient en bénéficier. C'est pour prendre en compte ce problème que plusieurs aménagements de la procédure de sélection aléatoire des bénéficiaires de la politique ont été proposés (Duflo, et al., 2007).

Par exemple, il est possible de ne rendre aléatoire que la proposition de participer à un programme. Le candidat contacté est alors libre de refuser de participer. Cette approche a notamment été adoptée dans le cadre de trois évaluations des politiques de l'emploi actuellement en cours en France.¹⁸ A notre connaissance, le principal programme évalué actuellement de manière expérimentale en France est le programme d'aide au retour à l'emploi des chômeurs de longue durée. L'Agence Nationale Pour l'Emploi (ANPE) a mis en place en janvier 2007 un programme de conseil spécifique pour ces populations (Cap Vers l'Entreprise (CVE)). L'Union Nationale interprofessionnelle pour l'Emploi Dans l'Industrie et le Commerce (UNEDIC) a de son côté contractualisé avec des opérateurs privés de placement (OPP) pour mettre en place son propre programme. Les deux programmes cumulés offrent 80 000 places. Les bénéficiaires potentiels sont 450 000 environ. Parmi ces 450 000 bénéficiaires potentiels, 80 000 choisis aléatoirement sont contactés pour bénéficier du programme CVE et 80 000 choisis aléatoirement sont contactés pour entrer dans un programme géré par un OPP. La moitié environ des personnes contactées accepte de bénéficier du programme. En comparant les taux d'emploi des individus auxquels un programme CVE a été proposé à celui des individus auxquels un stage avec un OPP a été proposé, on peut mesurer sans biais l'effet propre de la privatisation du système d'aide retour à l'emploi sur le taux d'emploi. En effet, les individus pouvant bénéficier de l'un ou de l'autre programme ont des caractéristiques observées et inobservées identiques, grâce à la distribution aléatoire des propositions. De même, la comparaison du taux d'emploi dans chacun de ces groupes avec le taux d'emploi dans la population n'ayant bénéficié d'aucune proposition spécifique permet de mesurer sans biais l'effet propre de chacun des programmes (CVE et OPP) par rapport au programme normal de suivi des chômeurs.

Les méthodes expérimentales sont aussi plus aisées à justifier dans le cas de l'évaluation d'un programme dont la mise en place se fait progressivement. La montée en puissance du programme implique que seule une partie des bénéficiaires potentiels pourra accéder au programme la première année de sa mise en place, et que son extension sera progressive. Dans ce cas, plutôt que de réguler l'accès au programme selon la formule « premier arrivé, premier servi », qui induit un biais de sélection, et n'est pas particulièrement équitable, il apparaît judicieux de sélectionner aléatoirement parmi les candidats ceux qui auront accès à la politique la première année, puis la seconde, puis la troisième. Ainsi, à l'orée de la troisième année, les résultats de ceux qui ont bénéficié de la politique la première année pourront être comparés sans biais à ceux qui n'en bénéficieront que la troisième année.

Le Revenu de Solidarité Active¹⁹ (RSA), offrant la possibilité de cumuler des revenus de l'assistance (Revenu Minimum d'Insertion (RMI)) et des revenus du travail, dans l'objectif d'augmenter les incitations à la reprise d'un emploi, est actuellement évalué selon ce principe. Le budget alloué ne permettant pas de faire bénéficier l'ensemble des personnes éligibles, le dispositif du RSA monte progressivement en puissance sur le territoire. Des départements se sont portés volontaires pour le mettre en application dès 2007. A l'intérieur de chaque département, les cantons où le RSA est disponible ont été sélectionnés parmi l'ensemble des cantons. Ces cantons n'ont pas été sélectionnés au hasard. L'évaluation n'est donc pas strictement expérimentale. Néanmoins, les restrictions budgétaires ont obligé les responsables du programme à exclure de l'accès au RSA certains cantons similaires aux cantons bénéficiaires. C'est dans ces zones que seront recherchés les non bénéficiaires auxquels seront comparés les bénéficiaires. Les méthodes utilisées relèvent plutôt du

¹⁸ Ces expérimentations sont décrites sur le site de Bruno Crépon, directeur du département de la recherche du Centre de Recherche et Economie et Statistique (CREST) <http://www.crest.fr/pageperso/crepon/crepon.htm>.

¹⁹ Le site du Haut Commissaire aux solidarités actives détaille la procédure d'évaluation du RSA : http://www.ministre.gouv.fr/information/les_dossiers_actualites_19/haut_commissaire_solidarites_actives_920/experimentations_924/revenu_solidarite_active_925/mise_oeuvre_57766.html

matching, présenté dans la section suivante. Le RSA montre par ailleurs que la loi autorise en France des entorses au principe d'égalité de traitement des individus dans l'objectif de réaliser l'expérimentation d'une politique.

Utiliser l'approche expérimentale pour évaluer les MAE

Dans le cas des MAE, l'approche expérimentale ne peut être appliquée au PDRN, puisqu'il faut intervenir en amont de la politique. Les méthodes expérimentales sont plus aisées à justifier dans le cas de l'évaluation d'un programme pilote, ou de la comparaison d'une innovation à une politique « classique ». Dans le cas d'une MAE de réduction des apports d'azote, l'expérimentation pourrait permettre de comparer l'impact d'une MAE classique (réduction de 20% des apports par rapport à une référence), proposée sur l'ensemble des zones à enjeux françaises, à une MAE plus ambitieuse (réduction et paiements plus élevés). Cette MAE ambitieuse pourrait être proposée dans un premier temps sur une partie seulement des zones à enjeux. Ces zones devraient être sélectionnées au hasard parmi l'ensemble des zones à enjeux. Une enquête de type PK mesurant les doses d'azote apportées par les agriculteurs, devrait être réalisée deux à trois ans après la mise en place de la mesure. La comparaison des doses d'azote épandues par hectare sur les zones à enjeux pouvant bénéficier de la mesure aux doses épandues par hectare dans les zones à enjeux non sélectionnées permet de mesurer l'effet propre supplémentaire apporté par la mesure plus ambitieuse. Le même type d'approche pourrait être mis en place pour évaluer des variantes de la PHAE.

Enfin, les méthodes expérimentales offrent également l'avantage appréciable de permettre de mesurer l'effet propre des MAE directement sur l'état de l'environnement, et non pas uniquement sur les pratiques (comme cela a été souligné dans la Tâche 2 du rapport). La comparaison de la qualité de l'eau (taux de nitrates) ou du niveau de biodiversité entre des zones à enjeux ayant bénéficié d'une mesure ambitieuse et des zones bénéficiant d'une mesure classique permet de mesurer sans biais l'effet propre de la MAE ambitieuse, dès lors que les zones qui en bénéficient ont été sélectionnées au hasard. La difficulté de faire le lien entre politique, pratiques et état de l'environnement est levée grâce aux méthodes expérimentales : en moyenne, l'état de l'environnement en l'absence de la politique est identique dans les zones sélectionnées et dans les zones non sélectionnées. Toute différence entre ces zones observée après la mise en place de la politique plus ambitieuse ne peut être qu'attribuée à cette mesure.

2.3.2 Les méthodes économétriques reposant sur l'hypothèse de sélection sur les caractéristiques observables

Le biais de sélection qui apparaît dans l'estimation de l'impact ($I_B - I_B^*$) par les méthodes traditionnelles est dû aux caractéristiques qui différencient les bénéficiaires des non bénéficiaires. Il s'agit des caractéristiques de l'agriculteur (âge, formation agricole, etc.) et des caractéristiques de l'exploitation (OTEX, superficie, etc.). Plusieurs méthodes ont été développées dans le but de tenir compte de ces caractéristiques. Si l'on suppose que les différences de pratiques entre les bénéficiaires et les non bénéficiaires sont uniquement dues à des caractéristiques observables (c'est-à-dire mesurables), il est possible d'utiliser les méthodes reposant sur le *matching* ou la régression linéaire. Dans ce qui suit, les caractéristiques observables de l'agriculteur (et de son exploitation) sont mesurées par des variables dites « variables de contrôle », notées X . Le niveau de pratique agricole observé est mesuré par des variables dites « variables de résultat », notées Y . La participation de l'agriculteur à la politique est mesurée par une variable appelée « variable de participation », notée D , prenant la valeur 1 lorsque l'agriculteur participe et zéro sinon.

La méthode du matching

Les caractéristiques X qui déterminent le niveau des pratiques de l'agriculteur déterminent aussi le plus souvent sa participation aux mesures. S'il apparaît que la probabilité de participer aux mesures dans le groupe des bénéficiaires est différente de celle observée dans le groupe des non bénéficiaires, cela signifie que le niveau moyen des variables X est différent dans chaque groupe. Autrement dit, les deux groupes ne présentent pas les mêmes caractéristiques. Par conséquent, il existe un biais de sélection : les agriculteurs qui ont contractualisé la mesure l'ont fait en raison de leurs caractéristiques propres avant la mise en œuvre de la politique (ils sont mieux formés, mieux informés, etc.). La probabilité de participer aux mesures dans les deux groupes est différente pour deux niveaux distincts des variables X .

Si l'on peut faire l'hypothèse que les caractéristiques qui rendent les pratiques des bénéficiaires différentes de celles des non bénéficiaires sont observables et observées, alors on dit que **la sélection s'est effectuée sur les observables** (Heckman et Robb, 1986) ou que l'hypothèse **d'ignorabilité** est vérifiée (Rosenbaum et Rubin, 1983). Selon cette hypothèse, en l'absence de politique, le niveau moyen de pratiques qu'on aurait observé chez les bénéficiaires présentant les caractéristiques X est égal au niveau moyen des pratiques chez les non bénéficiaires présentant les mêmes caractéristiques.

Lorsque cette hypothèse est vérifiée, on se trouve dans une situation quasi expérimentale. Il suffit alors de mesurer la différence de pratiques entre bénéficiaires et non bénéficiaires ayant les mêmes caractéristiques observées pour obtenir une estimation sans biais de l'impact des MAE sur les pratiques des bénéficiaires ($I_B - I_B^*$).

Par exemple, s'il s'avère que les bénéficiaires sont les exploitants avec les surfaces les plus étendues et le niveau de formation le plus élevé, on comparera les niveaux moyens de pratiques entre agriculteurs bénéficiaires et non bénéficiaires ayant les mêmes surfaces et les mêmes niveaux de formation. Sous l'hypothèse (simpliste mais illustrative) que ces deux variables sont les seules qui expliquent la différence de pratiques entre bénéficiaires et non bénéficiaires en l'absence de mesure, on obtient un estimateur non biaisé de l'impact des MAE sur les pratiques. Les méthodes d'estimation d'impact utilisées dans ce cas sont dites de *matching*. Par exemple, Crépon et Desplatz (2001) les ont utilisées pour estimer l'impact des baisses de charges sur la demande de travail des entreprises. Elles

consistent à rechercher dans la base de données sur les caractéristiques des exploitants des paires de « jumeaux » dont l'un est bénéficiaire et l'autre pas.

La méthode du propensity score matching

Lorsque le nombre de variables X est important, les groupes de bénéficiaires et de non bénéficiaires ayant les mêmes caractéristiques deviennent très petits. Pour éviter les problèmes posés par un échantillon de trop petite taille, on se tourne habituellement vers la méthode du *propensity score matching* (ou appariement sur le score de propension). Le *propensity score* désigne la probabilité, pour un agriculteur aux caractéristiques données, d'être bénéficiaire de la MAE étudiée. La méthode consiste à élaborer deux groupes d'agriculteurs comparables par appariement sur les scores de propension : chaque agriculteur bénéficiaire est apparié à l'agriculteur non-bénéficiaire ayant le score le plus proche, à condition que la différence entre les deux scores ne soit pas trop élevée. Rosenbaum et Rubin (1983) ont en effet montré que, selon l'hypothèse d'ignorabilité (cf. section précédente), en l'absence de politique, le niveau moyen de pratiques que l'on aurait observé chez les bénéficiaires ayant un certain score de propension, est égal au niveau moyen des pratiques chez les non bénéficiaires ayant le même score. Le score de propension est estimé dans une première étape, le plus souvent à partir des prédictions d'un modèle logit ou probit (cf. Annexe 8).

La régression linéaire

Sous certaines conditions, il est possible d'estimer l'effet propre de la mesure en régressant simplement le niveau de pratique observé Y sur les caractéristiques X de l'agriculteur et la variable de participation D . La validité de cette méthode repose sur l'hypothèse (forte) selon laquelle le niveau de pratique observé Y peut être exprimé comme une combinaison linéaire des caractéristiques X et de la participation D . L'équation obtenue peut alors être estimée par régression linéaire. Le coefficient de la variable de participation est un estimateur sans biais de l'effet propre de la politique sur les bénéficiaires ($I_B - I_B^*$) que l'on recherche (cf. Annexe 8).

Conclusion sur les méthodes utilisant l'hypothèse de sélection sur les observables

Toute la difficulté des méthodes basées sur la sélection sur les observables est de pouvoir justifier que l'on a observé l'ensemble des caractéristiques X qui déterminent simultanément la participation à une MAE et les pratiques adoptées. Lorsque ce n'est pas le cas (les agriculteurs qui choisissent de participer sont plus habiles que les autres par exemple et il n'est pas possible de mesurer cette habileté), il faut se tourner vers des méthodes qui tiennent compte de la sélection des bénéficiaires qui s'effectue aussi en fonction des caractéristiques inobservables.

Dans le cas des MAE, il y a de fortes chances que des caractéristiques inobservées déterminent à la fois la participation des agriculteurs à la politique et leurs pratiques. L'efficacité technique des agriculteurs, par exemple, n'est pas observable. Certains facteurs l'influençant le sont (niveau d'éducation, d'expérience...) mais les composantes de l'efficacité technique dues au dynamisme de l'agriculteur, à son habileté propre, ne sont pas mesurées. Or, un niveau d'habileté ou de dynamisme élevé conduit l'agriculteur à plus probablement contractualiser une MAE. En effet, cet agriculteur aura, par rapport à un agriculteur moins habile, non seulement une perte de profit plus faible en s'engageant à respecter les contraintes agro-environnementales, mais aussi des coûts d'établissement du contrat moins élevés (coûts de constitution du dossier, de démarches administratives, etc.).

2.3.3 Les méthodes économétriques valables lorsque la sélection se fait sur les caractéristiques inobservables

Les caractéristiques non observables sont susceptibles d'engendrer un biais dans l'estimation de l'effet propre de la politique, mais celui-ci peut être très faible, soit parce que les caractéristiques non observables qui conduisent à une sélection non aléatoire des agriculteurs ne sont pas quantitativement importants dans la participation aux mesures, soit parce que ces caractéristiques sont des facteurs quantitativement importants mais ne sont pas liés au niveau de pratique agricole. Cependant, dans le cas des MAE, le biais de sélection peut être important. Deux types de méthodes peuvent alors être mobilisés. On distingue les méthodes basées sur l'hypothèse selon laquelle les variables inobservées sont fixes dans le temps (comme l'habileté managériale de l'agriculteur à court terme par exemple), des méthodes basées sur l'hypothèse selon laquelle ces variables varient dans le temps.

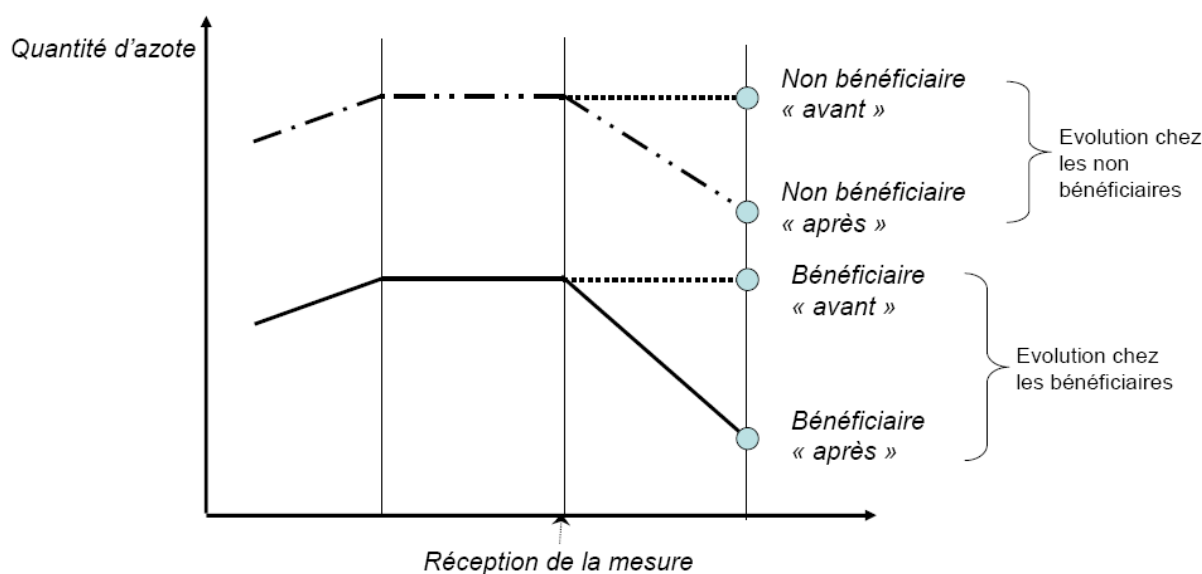
La double-différence

La méthode de la double-différence requiert au moins une observation antérieure à la contractualisation et une observation postérieure à la contractualisation, tant sur les bénéficiaires que sur les non bénéficiaires. On détermine alors la différence de pratiques « avant-après » pour chacun des bénéficiaires puis pour chacun des non-bénéficiaires. L'effet propre de la mesure est la différence de ces deux différences de moyennes. Dans le cas de l'effet de la politique sur la quantité d'engrais utilisée, il s'agit par exemple de la différence entre la baisse (ou la hausse) observée en moyenne chez les bénéficiaires et la baisse (ou la hausse) observée en moyenne chez les non-bénéficiaires.

Comme cela a déjà été souligné, la simple comparaison des pratiques des bénéficiaires avant et après la contractualisation des MAE peut conduire à une estimation biaisée de l'effet propre de la politique sur les bénéficiaires. Le contexte général peut en effet avoir évolué simultanément et influencé les pratiques des agriculteurs. Autrement dit, en l'absence du programme, leurs pratiques auraient de toute façon évolué (sous l'effet de la pression sociale, la réglementation, la demande, etc.). La méthode de la double-différence utilise l'évolution des pratiques des non bénéficiaires pour estimer l'influence de ces facteurs extérieurs. L'évolution du niveau moyen de pratique observé chez les bénéficiaires est corrigée par l'évolution du niveau moyen de pratique observé chez les non bénéficiaires. L'hypothèse centrale de cette méthode est que la différence de pratiques entre bénéficiaires et non bénéficiaires en l'absence des mesures est constante dans le temps. Autrement dit, en l'absence de mesure, les variations des pratiques entre 2000 et 2006 auraient été les mêmes dans les deux groupes (cf. Encadré 6).

Lorsque l'on dispose de données de panel (les agriculteurs observés en 2000 le sont aussi en 2006), il est possible d'augmenter la précision de l'estimateur de double différence en utilisant un estimateur d'« effets fixes » (Sevestre, 2002).

Encadré n° 6 : La méthode de la double-différence



L'effet de la politique recherché ($I_B - I_B^*$) est égal à la différence entre l'évolution chez les bénéficiaires et l'évolution chez les non bénéficiaires. Cette mesure est valide tant que l'écart observé entre les bénéficiaires et les non bénéficiaires avant la mise en œuvre de la politique est constant dans le temps.

L'utilisation des discontinuités dans l'attribution de la politique

Il est parfois possible d'utiliser l'existence de discontinuités (ou seuils) dans l'attribution des contrats pour identifier l'impact des mesures. Par exemple, dans le cas de l'ICHN ou de la PHAE, l'agriculteur perçoit l'indemnité si son chargement ne dépasse pas un certain seuil. Soit S_i la variable mesurant le chargement de l'exploitation i . La règle d'attribution de l'indemnité peut être écrite de la manière suivante :

$$D_i = 1 \text{ si } S_i \leq s$$

$$D_i = 0 \text{ si } S_i > s$$

Dans ce cas, il est raisonnable de penser que les exploitants situés juste en dessous du seuil s (les bénéficiaires) auraient, en l'absence d'indemnité, adopté les mêmes pratiques que les exploitants situés juste au dessus du seuil s (les non bénéficiaires). Autrement dit, aux alentours du seuil, il n'y a pas de différence de pratiques en moyenne entre les bénéficiaires en l'absence d'ICHN (ou de PHAE) et les non bénéficiaires. Si cette hypothèse est vérifiée, l'effet propre moyen de la politique recherché peut être calculé comme la différence de pratiques entre bénéficiaires et non bénéficiaires aux alentours du seuil.

Toutefois, il ne sera pas judicieux d'utiliser cet estimateur de l'effet propre recherché si, par exemple, des MAE (type CTE ou CAD) ont été distribuées aux agriculteurs situés au dessus du seuil s pour compenser le fait qu'ils ne pouvaient recevoir l'ICHN (ou la PHAE). Par contre, la méthode continue

d'être valide, à une hypothèse supplémentaire près, si le seuil n'est pas parfaitement respecté (Angrist et Lavy, 1999).

La méthode des variables instrumentales

La méthode instrumentale est requise lorsque l'on suppose que certaines caractéristiques inobservables, variant dans le temps, sont susceptibles d'expliquer à la fois le choix des agriculteurs de participer aux mesures et leur niveau de pratique. Supposons par exemple que l'habileté managériale de l'agriculteur soit une caractéristique non observable qui s'améliore avec le temps. L'estimation de l'effet de la politique sur les pratiques des bénéficiaires de mesures doit tenir compte du fait que les bénéficiaires se distinguent probablement des non bénéficiaires par une plus grande habileté managériale. Le coût d'adoption de la mesure est donc plus faible pour eux que pour les non bénéficiaires, ce qui explique qu'ils soient bénéficiaires de la mesure en question. Si on ne tient pas compte de cette différence de caractéristique entre les deux groupes d'agriculteurs, on obtient une estimation biaisée de l'effet propre de la politique sur les pratiques. Dans la mesure où cette caractéristique varie dans le temps, il n'est pas possible de recourir à la méthode de la double-différence. En revanche, il est parfois possible d'appliquer la méthode des variables instrumentales.

La méthode des variables instrumentales consiste à trouver un « instrument » de la variable de participation, c'est-à-dire une variable qui soit très liée au choix de participer de l'agriculteur mais pas liée directement au niveau de la pratique agricole observé. Par exemple, l'habileté managériale qui caractérise les bénéficiaires explique à la fois leur choix de participer aux mesures et leur niveau de pratique, ce qui introduit un biais dans l'estimation de l'effet de la politique. Il convient donc de trouver une variable très liée au choix de participer mais pas au niveau de pratique (et donc pas au niveau d'habileté managériale). Supposons que l'on dispose d'une variable mesurant la présence d'un animateur dans le département dont la mission est d'encourager les agriculteurs à participer aux mesures. Cette variable est susceptible d'être utilisée comme instrument : elle explique le choix de participation des agriculteurs mais pas leur niveau de pratique (ni leur niveau d'habileté). En « substituant » cette variable à la variable de participation, il est donc possible d'estimer l'effet de la politique de manière non biaisée.

Dans la pratique, la distinction entre variable de contrôle et variable instrumentale n'est pas toujours évidente. Les variables de contrôle déterminent à la fois la participation de l'agriculteur à une MAE et leur niveau de la pratique. Il peut s'agir par exemple des caractéristiques de l'exploitation (surface, OTEX, etc.) et de l'exploitant (âge, formation, expérience, etc.). Les variables instrumentales déterminent la participation à une MAE, mais n'expliquent pas directement les choix de pratiques. Dans l'exemple de la variable indiquant la présence d'un animateur dont la mission est d'inciter les agriculteurs à adopter une MAE sur un territoire donné, il est clair que la présence d'un animateur augmente la probabilité de contractualiser de l'agriculteur. Mais il est difficile de savoir si cette variable « animateur » est bien une variable instrumentale, ou bien si c'est une variable de contrôle ou encore aucune des deux. En effet, si l'animateur n'a fait que remplir sa mission, qu'il n'a pas directement incité les agriculteurs à modifier leurs pratiques, et qu'il n'a pas été placé dans une zone où les pratiques des agriculteurs étaient déjà meilleures, alors la variable « animateur » est bien une variable instrumentale. Si en revanche, l'animateur a pour deuxième mission d'inciter directement, par de l'information et du conseil, les agriculteurs à faire évoluer leurs pratiques, sans forcément qu'ils souscrivent de MAE, la variable « animateur » n'est plus une variable instrumentale valable. Dès lors que cette variable est susceptible d'influencer à la fois la participation des agriculteurs et leurs pratiques, elle ne peut être considérée comme un instrument mais doit être utilisée comme variable de contrôle.

Enfin, s'il s'avère que la présence d'un animateur sur un territoire donné n'est pas un hasard, que l'animateur a été envoyé sur les territoires où les agriculteurs sont particulièrement favorables à ce type d'initiative, alors la variable « animateur » est corrélée à certaines caractéristiques inobservées des agriculteurs (leur sensibilité écologique par exemple). Dans ce cas, elle ne peut être utilisée ni comme instrument ni comme variable de contrôle.

La recherche de variables instrumentales est basée sur une bonne connaissance des mécanismes qui conduisent un agriculteur à participer aux MAE. La distance entre le domicile de l'agriculteur et le lieu où se tiennent des réunions d'information (sur l'existence de la politique et des démarches à effectuer pour en bénéficier) est susceptible d'être utilisée comme une variable instrumentale. En effet, cette distance peut déterminer la participation de l'agriculteur (les agriculteurs situés à une plus grande distance des lieux de réunion ont, toutes choses égales par ailleurs, moins de chances de participer aux réunions, ils sont donc moins informés et donc moins enclins à contractualiser). En outre, cette distance n'est pas liée aux pratiques agricoles. De manière générale, toute variable influençant les coûts de constitution d'un dossier est susceptible d'être utilisée comme instrument.

D'autres méthodes de correction du biais de sélection existent. Heckman et Robb (1986) proposent notamment une méthode utilisant des fonctions de contrôle. La forme la plus connue de cette approche est celle développée par Heckman (1979). Cette méthode peut fonctionner en l'absence d'une variable instrumentale. Mais il est aujourd'hui admis que la source de l'identification dans ce cas est très discutable.

2.3.4 Les méthodes structurelles

Il est possible d'aborder l'évaluation *ex post* de manière identique à l'évaluation *ex ante*. Dans cette perspective, pour estimer l'impact d'une mesure, on peut construire un modèle expliquant le niveau des variables d'intérêt (ici, le choix des pratiques), puis simuler les conséquences de la politique sur les choix des agriculteurs. Cette approche est essentielle lorsque l'on peut difficilement faire le lien entre la variable d'intérêt et la variable de politique. Par exemple, les indicateurs de qualité environnementale sont difficiles à relier statistiquement aux politiques dont ont bénéficié les agriculteurs. Il est alors nécessaire d'estimer (ou de paramétrer) un modèle expliquant les choix des agriculteurs en fonction des subventions qu'ils reçoivent, puis de développer des modules intégrant les conséquences de ces décisions au niveau d'un bassin versant par exemple. En ce sens, l'approche structurelle est identique à une approche *ex ante*.

On distingue deux types d'approches structurelles faisant appel à des modèles. Celles qui estiment les paramètres du modèle sur la base de données d'observation des choix de pratique, et celles qui choisissent les paramètres de manière à reproduire une situation de référence. La première approche utilise des modèles estimés, la seconde des modèles calibrés (Hansen et Heckman, 1996).

Les modèles estimés

Cette approche a été adoptée notamment par Wu et al. (2004) pour évaluer l'impact de paiements sur l'adoption de certaines pratiques de travail du sol et sur le niveau d'érosion et de pollution par les nitrates dans le bassin du Mississippi. Ils estiment pour cela un modèle prédisant les choix de culture et de pratiques culturales des agriculteurs en fonction des marges brutes et des coûts de production, et simulent l'impact d'un paiement à l'hectare sur l'adoption des pratiques. Les conséquences des pratiques en termes de pollution sont issues de modèles liant les pratiques agricoles aux émissions polluantes dans un système spatialisé.

Les modèles calibrés

Le projet européen *Seamless*, par exemple, développe un ensemble de modèles décrivant les choix des agriculteurs au niveau de leur exploitation, puis les conséquences de ces choix sur le prix des biens produits. Les paramètres de choix sont calibrés pour représenter l'état des choix dans une situation de référence.

2.3.5 Les méthodes d'estimation des effets propres retenues

Dans la suite du rapport, nous nous penchons sur l'application des méthodes économétriques à l'évaluation des MAE et de l'ICHN. En effet, les méthodes expérimentales sont inapplicables à l'évaluation de mesures déjà contractualisées. En revanche, il est important de penser à les utiliser lors de la mise en place de la prochaine période de programmation de MAE (PDRH). Par ailleurs, l'utilisation des méthodes structurelles n'est pas explorée plus avant. En effet, ces modèles sont surtout utilisés pour des évaluations *ex ante*. Les hypothèses utilisées pour identifier l'impact des politiques sont moins bien décrites que dans les méthodes économétriques (notamment si les paramètres sont calibrés, ou issus de la littérature) : il est donc difficile, avec ces méthodes, de comprendre sur quelles hypothèses repose l'effet propre mesuré, et dans quel sens il varierait si elles s'avéraient fausses.

Parmi les méthodes économétriques, si l'hypothèse de sélection sur les observables peut permettre d'obtenir des estimations de manière simple, elle ne semble pas réaliste dans le cas des MAE : l'habileté technique et les préférences environnementales inobservées jouent sans doute un rôle important dans la décision de contractualiser une MAE et dans le choix des pratiques. Il est donc important d'étudier la possibilité d'application de méthodes basées sur une hypothèse moins restrictive, comme l'existence de variables inobservées constantes dans le temps déterminant la participation à la politique et le choix des pratiques. C'est ce que nous faisons dans la suite en étudiant l'application de la méthode de double-différence. L'application des autres méthodes économétriques basées sur l'hypothèse de sélection sur les inobservables ne peut pas être étudiée sans un accès direct aux données.

Les méthodes basées sur la sélection sur les observables ainsi que la méthode de double-différence peuvent rencontrer des problèmes dans l'évaluation de la PHAE et de l'ICHN :

- Le taux de contractualisation de la PHAE et des mesures CTE et CAD comparables étant important parmi les éleveurs, il est possible que pour certains des bénéficiaires de ces mesures des « jumeaux » n'existent pas. L'étendue de ce problème ne peut être vérifiée qu'empiriquement.
- L'existence de la PMSEE et de l'ICHN en 2000 et auparavant pose un problème pour la méthode de double-différence : l'identification de la différence entre bénéficiaires et non bénéficiaires est compliquée par le fait que de nombreux bénéficiaires disposaient déjà des politiques évaluées (ou de politiques comparables) en 2000. Il faudrait alors se limiter aux individus qui ne disposaient pas en 2000 de la PMSEE et de l'ICHN mais qui en ont bénéficié ensuite (ce qui réduit l'échantillon disponible) ou ne comparer que les individus bénéficiaires et non bénéficiaires de la PHAE parmi ceux qui bénéficiaient de la PMSEE en 2000. Il faut pour cela vérifier qu'un nombre suffisant de bénéficiaires de la PMSEE n'a pas contractualisé de PHAE.

3. Faisabilité des méthodes d'évaluation des effets propres

3.1. Faisabilité de l'application des méthodes et disponibilité des données

Les méthodes d'évaluation d'impact développées dans la section précédente ne sont pas toutes directement applicables au cas des mesures agro-environnementales. Au moins cinq bases de données officielles sont mobilisables pour évaluer les mesures agro-environnementales. Elles mesurent les pratiques agricoles, les caractéristiques des exploitants et des exploitations et les politiques contractualisées. Il s'agit du Recensement Agricole de 2000, de l'Enquête sur la Structure des Exploitations Agricoles réalisée en 2003, 2005 et 2007, de l'Enquête sur les Pratiques Culturelles réalisée en 2001 et 2006, du Réseau d'Information Comptable Agricole (RICA) disponible chaque année et de la base de données relatives à la signature des CTE et des CAD collectées par le Centre National pour l'Aménagement des Structures des Exploitations Agricoles (CNASEA) depuis 2000.

Les sources de données

Comme cela est souligné dans la partie 2, les méthodes d'analyse d'impact reposent généralement sur la mobilisation de trois types de variables : les variables mesurant une pratique agricole particulière de l'exploitant (variables de résultat), la variable mesurant la participation ou la non-participation de l'exploitant à la (ou les) mesure agro-environnementale supposée influencer la pratique agricole en question (la variable de participation) et plusieurs variables mesurant les caractéristiques observables de l'exploitant et de l'exploitation supposées influencer également la pratique agricole étudiée (les variables de contrôle). Dans ce qui suit, chaque type de variable est examiné au regard de la disponibilité des données.

Les variables de résultat

La tâche 1 de ce rapport a permis de sélectionner 39 indicateurs de pression calculables à partir des bases de données du SCEES. Dans cette section, 11 indicateurs parmi ces 39 sont examinés plus en détail au regard de l'application des méthodes d'évaluation des effets propres (cf. tableau 24). Ces 11 indicateurs offrent l'avantage d'être facilement calculables à partir des données brutes (ils ne requièrent pas l'utilisation de coefficients techniques, par exemple), ce qui rend notamment la procédure d'agrégation et le calcul de l'incertitude liée aux estimateurs plus simples. Toutefois, les méthodes développées dans cette section sont également applicables aux 28 autres indicateurs.

Comme cela a déjà été souligné précédemment, la variable de résultat se distingue de l'indicateur car elle fait référence à l'échelon d'analyse le plus désagrégé (la parcelle ou l'exploitation). Les variables de résultat doivent être examinées au regard de l'enjeu auquel elles peuvent être associées. Celles qui peuvent être construites à partir des données issues des enquêtes statistiques sont retenues pour l'évaluation. Elles sont répertoriées dans le tableau 25.

Tableau 24 : Les indicateurs de pression retenus (cadre commun et hors cadre commun)

Libellé du cadre commun	Enjeux	N°indicateur	Intitulé indicateur
Indicateurs cadre commun			
V.4.1-1	AD2	1	Agriculture biologique
VI.1.B-1.2	EAUn1 et EAUn2	20	Quantité d'intrants utilisés (par an ou par campagne)
VI.1.C-1.3	EAUq1 et EAUq2	31	Quantité d'eau utilisée à des fins d'irrigation
VI.1.C-1.4	EAUq1 et EAUq2	32	Quantité de culture produite par unité d'eau
VI.2.A-1.2	BIOc1, BIOR1 et BIOR2	38	Quantité d'intrants utilisés (par an ou par campagne)
Indicateurs hors cadre commun			
VI.1.B-2	EAUn2 et SOL2	y1	Implantation d'un piège à nitrate
VI.1.A-1	SOL1	y2	Interventions mécaniques
VI.2.A-2	BIOc	y3	Superficie toujours en herbe
VI.2.A-2	BIOc	y4	Diversité de l'assolement
VI.2.A-2	EAUq	y5	Superficie drainée
VI.4.A-1	BIOc	y6	Niveau de chargement

L'enquête sur les Pratiques Culturelles permet de connaître **l'apport de fumure minérale** sur la parcelle enquêtée (quantité d'engrais à l'ha), avec pour chaque type d'engrais, l'équivalence en éléments fertilisants par ha (N, P, K). Il est donc possible de construire une ou plusieurs variables reflétant une pratique agricole liée à l'enjeu environnemental que représente la préservation de la qualité des eaux (cf. indicateurs 20 et 38). Le RICA donne également la charge réelle que représente l'achat d'engrais pour l'exploitation.

Le RICA fournit des données concernant les produits de défense des végétaux (la charge réelle). Une variable mesurant l'utilisation de produits phytosanitaires (l'impact défavorable sur la qualité des eaux) peut donc être construite à partir de ce type de données (cf. indicateurs 20 et 38). Par ailleurs, l'enquête sur les Pratiques Culturelles permet de connaître **les doses de phytosanitaires** utilisées sur la parcelle enquêtée. Cependant, cette variable doit idéalement tenir compte de la toxicité de chaque produit utilisé (via l'application d'une pondération par exemple).

Une variable relative à la **pratique du drainage** peut être mesurée par le rapport de la superficie drainée et de la SAU. Cette information apparaît dans le Recensement Agricole. La limitation du drainage renvoie notamment à l'enjeu environnemental que représente la maîtrise de la gestion quantitative des eaux (cf. indicateur Y5), mais aussi à l'enjeu de préservation de la biodiversité commune.

Une variable relative à la **pratique de l'irrigation** peut être calculée par la superficie irriguée rapportée à la SAU (cf. indicateurs 31 et 32). Cette information – "superficie irriguée au moins une fois l'année de l'enquête" – est fournie par le Recensement Agricole et par l'enquête sur la Structure des Exploitations Agricoles. Par ailleurs, l'enquête sur les Pratiques Culturelles renseigne sur l'apport total en mm sur la parcelle enquêtée, ce qui constitue une information plus précise concernant les pratiques agricoles liées à la gestion de l'eau.

La couverture du sol est une pratique directement liée aux enjeux environnementaux que représentent la réduction des apports et des transferts en nitrate dans les rivières et les nappes et la réduction de l'érosion. L'enquête sur les Pratiques Culturelles (2001 et 2006) fournit des données exploitables sur cette pratique. Il est ainsi possible de construire une variable prenant la valeur 1 lorsque l'exploitant déclare avoir pratiqué une culture intermédiaire « piège à nitrates » (CIPAN) ou un engrais vert entre le précédent cultural et la culture en cours et zéro sinon. Il est également possible de mesurer la variable Couverture du sol par la surface de couvert végétal implanté rapporté à la SAU. Cette information est disponible dans le Recensement Agricole et l'Enquête sur la Structure des Exploitations Agricoles. L'enquête sur les Pratiques Culturelles permet également de savoir si l'exploitant a réalisé une couverture du sol par repousse du précédent (cf. indicateur y1). Cependant, cette information n'est utilisable que dans la mesure où le type de culture réalisée est connu (le blé d'hiver par exemple ne correspond pas à une pratique visant directement à piéger les nitrates).

L'enquête sur les Pratiques Culturelles fournit également des données sur les pratiques directement liées à l'enjeu environnemental que représente **la maîtrise de l'érosion du sol**. Il est ainsi possible de construire une variable prenant la valeur 1 lorsque le type d'interventions mécaniques réalisées sur la parcelle enquêtée correspond à du semi direct et zéro sinon (cf. indicateur y2).

Une variable mesurant la **diversité de l'assolement** peut être calculée, par exemple, par le pourcentage de la SAU affectée à la culture la plus répandue sur l'exploitation à partir des données issues des Enquêtes Structure (cf. indicateur y4). A partir des données issues des Enquêtes Pratiques, il est également possible de mesurer la fréquence de la culture la plus représentée (cf. indicateur y4). Dans les deux cas, un indicateur peu élevé indique que l'exploitant a adopté une pratique agricole en accord avec les enjeux environnementaux de préservation de la biodiversité commune et de diversité paysagère.

Une variable mesurant **le ratio de la STH dans la SAU** peut être construite à partir des données du Recensement Agricole et l'Enquête sur la Structure des Exploitations Agricoles (cf. indicateur y3). Cette pratique agricole renvoie notamment aux enjeux environnementaux de la préservation des paysages et de la biodiversité commune. Dans le cadre des pratiques liées à la gestion des prairies, il est également possible de construire une variable relative au chargement, puisque celui-ci est lié à la biodiversité commune notamment (cf. indicateur y6). Le Recensement Agricole et l'Enquête sur la Structure des Exploitations permettent en effet de connaître le rapport du total de bovins rapporté à la SAU.

Enfin, il existe plusieurs informations concernant la pratique de **l'agriculture biologique** (cf. indicateur 1). Le Recensement Agricole permet de savoir si l'exploitant pratique ce type d'agriculture ou non, ou s'il est en conversion. L'Enquête sur la Structure des Exploitations donne également la surface cultivée en agriculture biologique (qu'il convient de rapporter à la SAU pour une mesure pertinente de la variable). Enfin, l'enquête sur les Pratiques Culturelles permet également de dire si la parcelle enquêtée est conduite ou non selon le cahier des charges de l'agriculture biologique (ce qui peut se traduire par la construction d'une variable prenant la valeur 1 dans les cas d'agriculture biologique et zéro sinon).

Tableau 25 : Variables de résultat et sources de données disponibles

Indicateurs		Variables de résultat			
N°		Recensement Agricole	Enquête Structure	RICA	Pratiques Culturelles
01	Agriculture bio		Exploitation conduite selon un cahier des charges de l'agriculture biologique (oui=1, non=0)		Parcelle conduite selon un cahier des charges de l'agriculture biologique (oui=1, non=0)
31	Quantité d'eau utilisée à des fins d'irrigation	Superficie irriguée au moins une fois dans l'année en ha rapportée à la SAU	Superficie irriguée au moins une fois dans l'année en ha rapportée à la SAU		Apport total d'eau (en mm)
32	Quantité de culture produite par unité d'eau (qx/m3)				10*(Rendement des cultures sur la zone irriguée en qx/ha)/ (Apport total d'eau en mm)
20a	Quantités de produits phytosanitaires utilisées (par an ou par campagne)			Dépenses en produits phytosanitaires rapportée à la SAU (euros/ha)	Quantité de produits phytosanitaires (doses/ha)
20b	Quantité d'engrais minéral épandu			Dépenses en engrais minéral rapportée à la SAU (euros/ha)	Quantité N minéral, Quantité P minéral, Quantité K minéral (Kg/ha)
20c	Quantité d'engrais organique épandu	Effluents d'origine animale, boues de station d'épuration, boues industrielle, autres effluents (en ha).			Quantité d'engrais organique épandu (kg/ha)
y1	Implantation d'un piège à nitrates	Couvert végétal implanté pour piéger les nitrates (en ha) rapporté à la SAU	Couvert végétal implanté pour piéger les nitrates (en ha) rapporté à la SAU		Réalisation d'une couverture du sol par repousse du précédent et de pièges à nitrates (oui=1, non=0)
y2	Interventions mécaniques				Réalisation d'un semi direct (oui=1, non=0)

N°	Indicateurs	Variables de résultat			
		Recensement Agricole	Enquête Structure	RICA	Pratiques Culturelles
y3	Superficie toujours en herbe	Superficie toujours en herbe rapportée à la SAU	Superficie toujours en herbe rapportée à la SAU		
y4	Diversité assolement	Surface affectée à chaque type de culture	Surface affectée à chaque type de culture		Historique des cultures réalisées sur la parcelle au cours des 6 dernières années
y5	Superficie drainée	Superficie drainée ou assainie par un réseau de drains enterrés rapportée à la SAU			Drainage de la parcelle (oui=1, non=0)
y6	Niveau de chargement	Total cheptel (UGB) rapporté à la SAU	Total cheptel (UGB) rapporté à la SAU	UBG herbivores/Surface fourragère principale	

Les variables de contrôle

Les variables de contrôle permettent de capter l'effet sur la variable de résultat de certaines caractéristiques de l'exploitant et de l'exploitation (prévalant avant la mise en œuvre de la politique). Les caractéristiques qui déterminent les pratiques de l'exploitant déterminent par là-même son utilité. Par ailleurs, ce même exploitant décidera d'adopter une mesure agro-environnementale s'il pense que la différence d'utilité due à la mesure est avantageuse. Par conséquent, le plus souvent, les variables qui influencent les pratiques agricoles de l'exploitant sont également celles qui influencent sa participation à une ou plusieurs mesures.

L'analyse des méthodes d'évaluation d'impact présentée dans la partie précédente a montré l'importance de pouvoir observer l'ensemble des caractéristiques susceptibles d'influencer les pratiques agricoles de l'exploitant. Dans la méthode de *matching* par exemple, les variables de contrôle permettent d'identifier des paires d'individus ayant les mêmes caractéristiques (la variable de contrôle mesurant l'expérience, par exemple, prend la même valeur chez les deux individus). Il est ainsi possible de comparer les pratiques de l'individu bénéficiaire à celles de l'individu non-bénéficiaire.

Les déterminants de la participation des exploitants aux mesures agro-environnementales font l'objet de nombreux travaux empiriques (Bonnieux, et al., 1998, Ducos et Dupraz, 2006, Dupraz, 2002, Dupraz, et al., 2002, Vanslebrouck, et al., 2002, Wilson, 1997). Les variables généralement utilisées dans ce type d'étude sont présentées ci-dessous. La source des données permettant de construire ces variables est également précisée. Le tableau 26 récapitule les variables susceptibles d'être utilisées dans l'application des méthodes d'évaluation d'impact, c'est-à-dire pour lesquelles des données sont disponibles.

L'âge de l'exploitant est une variable très souvent retenue dans la littérature sur les déterminants de la participation des agriculteurs aux mesures agro-environnementales. Les agriculteurs bénéficiaires de mesures sont en moyenne plus jeunes que les agriculteurs non-bénéficiaires, principalement parce que les exploitants proches de la retraite sont peu enclins à s'engager dans des démarches administratives de long terme et sont moins sensibilisés aux questions environnementales. En outre, les exploitants les plus jeunes sont plus enclins à investir, ce qui peut les encourager à contractualiser une MAE (dont la prime associée permet de desserrer la contrainte de liquidité).

La formation générale et agricole du chef d'exploitation est également souvent prise en compte dans les modèles de participation aux MAE. Les bénéficiaires apparaissent généralement mieux formés que les non-bénéficiaires. En effet, les agriculteurs les mieux formés sont également souvent les plus productifs, de sorte que leur coût d'adoption d'une MAE est plus faible.

Le mode de faire-valoir de la SAU peut influencer la décision de participation des agriculteurs aux MAE dans le sens où un propriétaire se sentira davantage concerné par le développement futur et la maximisation du profit de l'exploitation. Ainsi, les exploitants propriétaires seront plus enclins à faire les démarches nécessaires pour bénéficier des mesures.

Les exploitants qui ont des **perspectives de succession** sont également plus enclins à contractualiser une MAE, notamment s'ils envisagent la subvention comme un revenu futur certain. De ce point de vue, l'existence d'autres sources de revenus est aussi un facteur important de la participation des agriculteurs aux MAE, mais son effet supposé est ambigu. En effet, les agriculteurs qui ne dépendent pas exclusivement de leur activité agricole seront peu encouragés à faire les démarches nécessaires pour obtenir une prime. En revanche, il est également possible qu'au-delà

d'un certain nombre d'heures passées en dehors de l'exploitation, l'agriculteur fasse le choix d'une production moins intensive et réduise ses quantités d'inputs. Les agriculteurs présentant cette caractéristique seront plus enclins à adopter une MAE (Phimister et Roberts, 2006).

La taille de l'exploitation est également liée à la participation des agriculteurs puisque les exploitations plus importantes adoptent plus facilement les contrats agro-environnementaux.

Enfin, les exploitations relativement plus **extensives** contractualisent plus de mesures agro-environnementales. La distinction entre exploitations extensives et intensives peut être reflétée par la part de la SAU toujours en herbe, le chargement, le nombre d'employés ou le capital physique.

Il convient de souligner que toutes les caractéristiques individuelles susceptibles d'influencer le choix des pratiques agricoles ne sont pas toujours observables et encore moins observées. Par exemple, il est naturel de considérer que les agriculteurs dont les préférences écologiques rejoignent les objectifs de la politique environnementale seront plus prompts à s'engager dans des MAE. En outre, les agriculteurs ayant adopté des pratiques agricoles respectueuses de l'environnement avant la contractualisation des mesures auront tout à gagner à participer, puisque cela leur permettrait de toucher une prime sans modifier profondément leurs pratiques. Dès lors que la différence de pratique entre les participants et les non-participants s'explique par une caractéristique inobservable telle que les préférences écologiques ou l'habileté managériale par exemple, l'application de méthodes basées sur la sélection par les observables, conduit à un résultat biaisé. Pour vérifier que ce n'est pas le cas, il suffit de comparer les résultats obtenus par les méthodes basées sur l'hypothèse de sélection sur les observables aux résultats obtenus par les méthodes ne faisant pas cette hypothèse.

Tableau 26 : Variables de contrôle : sources des données disponibles

Variable de contrôle	Recensement Agricole	Structure	Pratiques Culturelles	RICA	Effet supposé sur les pratiques et la participation à la politique
Âge	Année de naissance du chef de l'exploitation	Année de naissance du chef de l'exploitation	Année de naissance du chef de l'exploitation		négatif
Autre source de revenus	activité secondaire (oui=1, non=0)	activité secondaire (oui=1, non=0)			ambigu
Capital physique	Superficie occupée par les bâtiments, machines			Constructions, installations, outillage	négatif
Formation agricole	Formation initiale et continue agricole	Formation initiale et continue agricole			positif
Formation générale	Formation initiale générale	Formation initiale générale			positif
Mode de faire-valoir	Superficies faire valoir direct et fermage	Superficies faire valoir direct et fermage		Superficies faire valoir direct et fermage	positif
Nombre d'employés	Nombre total de salariés de l'exploitation	Nombre total de salariés de l'exploitation		Rémunérations du personnel	négatif
Perspectives de succession	Perspectives de succession (oui=1, non=0)	Perspectives de succession (oui=1, non=0)			positif
Surface toujours en herbe/SAU	STH/SAU	STH/SAU			positif
Taille de l'exploitation	SAU	SAU	SAU		positif
Chargement	Total cheptel (UGB) rapporté à la SAU	Total cheptel (UGB) rapporté à la SAU		UBG herbivores/Surface fourragère principale	positif

La variable de participation

La variable de participation permet de mesurer l'adoption par l'exploitant d'une ou plusieurs mesures agro-environnementales. Il s'agit d'une variable binaire prenant la valeur 1 si l'exploitant a adopté la mesure et zéro sinon. Il convient de savoir quel est le type de mesure contractualisée, à quelle date la mesure a été contractualisée et selon quel contrat (montant de la prime, importance de l'effort demandé). Ce type de données est produit par le CNASEA et peut être apparié aux données statistiques SCEES sur la base du numéro SIRET et du numéro PACAGE. On distingue 25 MAE principales visant chacune un enjeu agro-environnemental particulier. Chacune de ces 25 mesures est décomposée en plusieurs sous-mesures, chacune caractérisée par un cahier des charges et une prime spécifiques à l'objectif visé en termes de pratique agricole. Par exemple, la mesure 0901 (« Réduction des apports azotés par rapport à la référence locale ») et la mesure 0902 (« Remplacement d'une fertilisation minérale par une fertilisation organique ») sont deux déclinaisons de la mesure globale 09 visant à modifier la fertilisation.

Au regard de la structure du dispositif MAE, deux types d'analyse peuvent être envisagés. D'une part, il est possible d'estimer l'effet propre des MAE du PDRN dans leur ensemble, c'est-à-dire l'effet « toutes mesures confondues ». L'analyse consiste alors à estimer l'effet de l'adoption d'une mesure, quelle qu'elle soit, sur la variable de résultat retenue. La variable de participation est alors une variable binaire qui prend la valeur 1 si l'exploitant a adopté une MAE et zéro sinon. Cet effet propre « toutes mesures confondues » peut être mesuré sur autant de pratiques qu'il existe de variables de résultat mesurables. Il permet de se prononcer sur l'effet global de la politique mais pas sur les mérites respectifs des différentes mesures.

D'autre part, il est possible d'estimer l'effet propre d'une mesure particulière sur la variable de résultat retenue, si la taille de l'échantillon le permet. En outre, dans la mesure où, pour une même mesure, la prime et le cahier des charges associés varient entre les régions, l'effet propre devra être estimé à l'échelon régional. Toutefois, ce type d'analyse peut conduire à utiliser des échantillons de très petite taille, ce qui a pour conséquence de réduire la puissance des tests (voir encadré 7).

3.1.1 Construction de la base de données

Expertise des données nécessaires à l'application de chaque méthode

L'application des méthodes reposant sur la « sélection par les observables » (le *matching*, le *propensity score matching* et la régression linéaire) requiert l'utilisation de données transversales. Plus précisément, l'échantillon doit compter des agriculteurs, bénéficiaires et non-bénéficiaires, dont on connaît les pratiques agricoles (la variable de résultat) pour une année postérieure à la contractualisation de la mesure (la variable de participation). La variable de résultat peut être issue de l'enquête Pratiques Culturelles 2006 ou de l'enquête Structure 2005. La variable de participation sera une variable dichotomique prenant la valeur 1 si l'agriculteur a contractualisé la mesure entre 2000 et 2006 (et zéro sinon). Cette information est recensée de manière exhaustive dans les bases du CNASEA. Enfin, les variables de contrôle doivent nécessairement refléter les caractéristiques des agriculteurs (bénéficiaires et non-bénéficiaires) avant la contractualisation des mesures. En effet, les caractéristiques des agriculteurs peuvent varier dans le temps et il est important qu'elles ne soient pas influencées par la variable de participation pour que l'estimation de l'effet propre ne soit pas biaisée.

Encadré n° 7 : Effet propre minimum détectable

La puissance de l'estimation de l'effet propre est la probabilité de rejeter l'hypothèse selon laquelle l'effet propre est nul, compte tenu de la taille de l'effet et du degré de significativité statistique du test. La taille de l'échantillon, entre autres, influence la puissance de l'estimation.

Supposons que la méthode utilisée pour estimer l'effet sur la variable de résultat Y de la participation à la mesure D est la régression linéaire. On cherchera à estimer le modèle suivant (les variables de contrôle ne sont pas représentées) :

$$Y_i = \mu + \delta D_i + \varepsilon_i$$

L'effet propre de la mesure D est mesuré par le coefficient δ .

Le degré de significativité est la probabilité de conclure que l'effet n'est pas nul alors qu'il l'est en réalité. On conclut qu'un effet est nul si on a :

$$|\hat{\delta}| > t_\alpha \cdot SE(\hat{\delta})$$

où $SE_{\hat{\beta}}$ est l'écart-type du coefficient estimé $\hat{\delta}$ et t_α est issu de la distribution de Student et dépend du degré de significativité (sa valeur est donnée par la table de Student).

La puissance du test est la probabilité de conclure avec raison que l'effet n'est pas nul. La puissance k du test est donné par :

$$\delta > (t_{1-k} + t_\alpha) SE(\hat{\delta})$$

où t_{1-k} est là encore issu de la distribution de Student et peut être donné par une table.

En choisissant arbitrairement le degré de significativité (5% par exemple) et la puissance du test (80% par exemple) voulus et en tenant compte de la taille de l'échantillon N , de la proportion d'individus bénéficiaires P et de la variance σ^2 de la variable Y , il est possible de calculer l'effet minimum détectable, c'est-à-dire la valeur du coefficient β pour laquelle il sera possible de conclure que β est significativement différent de zéro :

$$EMD = (t_{1-k} + t_\alpha) \cdot \sqrt{\frac{1}{P(1-P)}} \sqrt{\frac{\sigma^2}{N}}$$

Le tableau suivant donne un exemple numérique d'application du calcul d'un effet minimum détectable. Celui-ci varie en fonction de la taille de l'échantillon disponible. Nous avons retenu les échantillons PK France, Auvergne et Poitou-Charentes pour l'ensemble des cultures. L'effet minimum détectable dépend aussi de l'écart-type de la variable de résultat. Ici, nous avons choisi l'apport d'azote par hectare, dont la moyenne postulée se situe aux environs de 150 unités d'azote par hectare. L'écart-type de cette variable n'est pas connu. Nous postulons deux valeurs possibles de 50 et 100. Enfin, nous faisons varier la proportion de bénéficiaires dans l'échantillon entre 5 % et 10 %.

	Puissance	0,8	Nombre d'observations		
	Taille	0,05			
	Proportion traités	Ecart-type	Auvergne	Poitou-Charentes	France
			557	1603	18458
Cas 1	0,1	50	20	12	3
Cas 2	0,1	100	40	23	7
Cas 3	0,05	50	27	16	5

Dans le cas 1, l'effet minimum détectable au niveau national est une réduction de 3 unités d'azote par hectare. Cela signifie qu'une variation inférieure à 3 unités d'azote n'est pas détectable pour ces paramètres. Si l'on souhaite régionaliser la mesure de l'effet propre, l'effet minimum détectable en Auvergne est de 20 unités d'azote et en Poitou-Charentes de 12. Un effet inférieur ne sera pas détecté.

Dans le cas 2, l'écart-type de la variable de résultat est plus élevé (100 au lieu de 50). L'effet minimum détectable augmente. On ne pourra détecter au niveau national qu'un effet minimum de 7 unités d'azote par hectare, et de 40 en Auvergne et de 23 en Poitou-Charentes.

Enfin, la baisse de la proportion de traités diminue aussi la précision des estimations. La division par deux de la proportion de bénéficiaires (passage du cas 1 au cas 3) conduit à une hausse de l'effet minimum détectable.

Par conséquent, les variables de contrôle doivent nécessairement être issues d'une enquête antérieure à la date de contractualisation. Dans la pratique, seul le Recensement Agricole 2000 fournit des caractéristiques détaillées pour l'ensemble des agriculteurs bénéficiaires et non-bénéficiaires. Dans la mesure où très peu de mesures ont été contractualisées cette année-là, le risque de biais dans l'estimation apparaît très faible²⁰.

L'application des méthodes basées sur la « sélection par les inobservables », telles que la méthode de la « double-différence », requièrent des données temporelles permettant de mesurer les pratiques avant et après le début de la contractualisation des mesures²¹. L'enquête Pratiques Culturelles, qui est susceptible de fournir plusieurs variables de résultat, est disponible pour les années 2001 et 2006. La mise en œuvre de cette méthode est donc envisageable. Il convient de souligner que les échantillons des enquêtes Pratiques Culturelles ne sont pas identiques d'une année sur l'autre. Ceci n'empêche cependant pas la mise en œuvre de la méthode.

La méthode des « effets fixes » requiert au contraire des données de panel, c'est-à-dire un même échantillon d'individus observés à plusieurs dates (au moins deux). A cet égard, le RICA peut fournir des données utilisables pour la mise en œuvre de la méthode, puisque cette enquête est réalisée chaque année auprès de l'ensemble des exploitants : dépense en produits de défense des végétaux et en engrais, chargement, ratio de la STH et de la SAU, diversité de l'assolement.

Types de données requises pour les estimations

Pour la mise en œuvre des méthodes développées, les données suivantes devront être collectées.

a/ Les données relatives aux pratiques agricoles après 2003

Ces données permettent d'observer le niveau des pratiques des agriculteurs ayant bénéficié des MAE et des agriculteurs n'en ayant pas bénéficié sur la même période. Les enquêtes Structure (STRU) 2003 et 2005 et Pratiques Culturelles (PK) 2006 contiennent des informations pertinentes pour évaluer l'impact des MAE. Elles permettent en effet de mesurer certaines pratiques des agriculteurs ayant un effet sur l'environnement : utilisation d'intrants (engrais, produits phytosanitaires), chargement, raisonnement des pratiques, diversité de l'assolement, irrigation, agriculture biologique, etc. Une limite importante de l'enquête PK est qu'elle concerne uniquement une dizaine de cultures, ce qui est susceptible d'introduire un biais dans les estimations (cf. Encadré 8).

Les données issues de STRU 2003 permettent de tester l'hypothèse selon laquelle les caractéristiques inobservables des agriculteurs sont invariantes dans le temps. Il s'agit de comparer l'évolution entre 2000 et 2003 des pratiques et des caractéristiques des exploitations qui ont bénéficié d'une MAE après 2003 par rapport à celles qui n'en ont pas bénéficié. Si leurs pratiques et caractéristiques suivent une même tendance entre ces deux années, l'hypothèse sur laquelle reposent les méthodes basées sur la « sélection sur les inobservables » est vérifiée.

²⁰ Ce risque de biais peut être testé. S'il l'on choisit de retirer de l'échantillon les agriculteurs ayant contractualisé en 2000 et que ces derniers sont en moyenne plus dynamiques (c'est d'ailleurs pour cette raison qu'ils ont contractualisé les premiers), alors on introduit un biais dans l'estimation : l'effet propre sera sous-estimé. Si au contraire, on choisit de garder dans l'échantillon les agriculteurs ayant contractualisé en 2000 (dont les caractéristiques observées en 2000 sont susceptibles d'être modifiées par la contractualisation la même année), alors l'effet propre sera probablement surestimé. Par conséquent, il conviendra d'estimer l'effet propre biaisé dans les deux cas, de manière à déterminer l'intervalle auquel appartient l'effet propre non-biaisé, ce qui permettra de conclure.

²¹ Les données relatives aux caractéristiques des agriculteurs de l'échantillon ne sont en outre requises que pour une date antérieure à la mise en œuvre de la politique.

Enfin, les pratiques agricoles sont également mesurées à travers les données issues du RICA entre 2000 et 2006 (achat de produits phytosanitaires, engrais, chargement, etc.). Cette enquête est moins riche que PK mais elle offre la possibilité de construire un panel cylindré 2000-2006, ce qui contribue à renforcer la précision des estimations.

b/ Les données relatives aux pratiques des agriculteurs en 2001

Les méthodes utilisant les caractéristiques des individus avant la mise en place de la politique peuvent s'avérer insuffisantes. Elles reposent en effet sur l'hypothèse que toutes les caractéristiques mesurées dans le RA 2000 suffisent à rendre compte des différences de pratiques observées entre les bénéficiaires et les non bénéficiaires. Comme cela a déjà été souligné, il est toutefois raisonnable de penser que certaines caractéristiques non mesurables, telles que l'efficacité technique ou la conscience environnementale de certains agriculteurs les conduisent naturellement à participer à des MAE et à adopter des pratiques respectueuses de l'environnement. Ces caractéristiques non mesurées sont potentiellement source de biais. Les méthodes qui permettent de tenir compte de ce biais se basent sur l'observation des pratiques des bénéficiaires et de celles des non bénéficiaires avant la mise en place des mesures. Ces méthodes peuvent être mises à œuvre à l'aide des données issues de l'enquête PK 2001.

c/ Les données relatives aux pratiques des agriculteurs avant 2000

Les méthodes basées sur l'observation des pratiques avant la mise en place de la politique reposent sur l'hypothèse que les caractéristiques non observables qui différencient bénéficiaires et non bénéficiaires sont constantes dans le temps. Pour tester cette hypothèse, il est nécessaire d'observer l'évolution des pratiques des bénéficiaires et non bénéficiaires pour au moins deux années avant la mise en place de la politique. L'application du test implique donc l'utilisation de données issues de RICA sur la période 1994-2000. De fait, la puissance de ces tests (et la précision de estimateurs présentés dans la partie précédente) peut être améliorée si l'on dispose de données partiellement cylindrées ayant une profondeur temporelle importante.

d/ Les données relatives aux caractéristiques des agriculteurs en 2000

La comparaison directe des pratiques des bénéficiaires à celles des non bénéficiaires de MAE ne permet pas d'obtenir une estimation sans biais de l'effet propre des mesures. Il est donc nécessaire de rendre bénéficiaires et non bénéficiaires comparables. Pour cela, il convient de pouvoir observer leurs caractéristiques avant la mise en place de la politique (2000). Le Recensement Agricole, décrivant les caractéristiques de l'ensemble des exploitations agricoles pour la campagne 1999/2000, fournit les données indispensables à l'étude. Le RA 2000 peut donc être utilisé pour enrichir les enquêtes PK 2001 et 2006, les enquêtes STRU 2003 et 2005 et enfin les RICA entre 1994 et 2006 (la procédure d'appariement est décrite dans ce qui suit).

e/ Les données relatives à l'identification des bénéficiaires des MAE entre 2000 et 2006

L'ensemble des méthodes présentées ci-dessus reposent naturellement sur la possibilité de distinguer les bénéficiaires des non bénéficiaires dans chacune des enquêtes. Il est notamment indispensable de pouvoir identifier les individus du RA 2000 qui ont bénéficié d'une MAE entre 2000 et 2006. Ces données sont produites par le CNASEA/ONIGC et ont été transmises au SCEES. Elles appartiennent au SISA (Système d'Information sur les Sources Administratives).

Elaboration de la base de données

Deux types d'appariement sont à envisager.

a/ Enrichissement des enquêtes STRU et PK par le RA 2000

Dans la mesure où la pertinence des méthodes développées repose sur la prise en compte des caractéristiques des agriculteurs (bénéficiaires et non bénéficiaires) avant la mise en œuvre de la politique agro-environnementale, il sera nécessaire d'apparier chaque enquête susceptible de renseigner sur les pratiques agricoles entre 2000 et 2006 au RA 2000. Les enquêtes STRU 2003 et 2005, PK 2001 et 2006 et RICA peuvent être appariées au RA 2000 sur la base du numéro SIRET et/ou du numéro d'identification RA. Ces enquêtes étant basées sur des échantillons différents, chaque appariement au RA 2000 correspondra à un échantillon différent. Chaque échantillon ainsi obtenu aura la taille de l'enquête à partir de laquelle l'appariement aura été réalisé. Cet appariement correspond à un enrichissement des enquêtes post 2000 par les données RA2000.

La totalité des données issues des enquêtes STRU et RICA peuvent être appariées au RA 2000. Dans le cas des enquêtes PK, le taux d'appariement n'est pas de 100% mais reste toutefois très élevé (cf. tableaux 27 et 28).

Tableau 27 : Taux d'appariement de PK 2006 à RA 2000

Culture	questionnaires PK avec SIREN	questionnaires PK avec SIREN + identifiant RA	nombre total de questionnaires PK	taux d'appariement sur la base du SIREN
blé tendre	402	2993	3859	88%
blé dur	53	600	667	98%
orge-esc.	311	1718	2240	91%
maïs grain	112	1689	1932	93%
colza	127	1378	1660	91%
tournesol	75	1008	1162	93%
pois	54	430	536	90%
maïs fourrage	136	1060	1625	74%
betterave	147	374	582	90%
pomme de terre	110	130	262	92%
prairies temp.	157	1957	2433	87%
prairies perm.	145	517	1091	61%

Source : SCEES

Tableau 28 : Taux d'appariement de PK 2001 à RA 2000

culture	questionnaires PK avec SIREN	questionnaires PK avec identifiant RA	nombre total de questionnaires PK	taux d'appariement sur la base du SIREN
blé tendre	3557	4195	4195	85%
blé dur	482	543	543	89%
orge-esc.	2282	2546	2546	90%
maïs grain	1897	2320	2320	82%
colza	1651	1800	1800	92%
tournesol	763	1023	1023	75%
pois	798	835	835	96%
maïs fourrage	1365	1622	1622	84%
betterave	503	539	539	93%
pomme de terre	244	254	254	96%
prairies temp.	2096	2500	2500	84%
prairies perm	773	1085	1085	71%

Source : SCEES

b/ Enrichissement des enquêtes SCEES par le fichier SISA (CNASEA/ONIGC)

L'application des méthodes développées n'a de sens que si les agriculteurs bénéficiaires de MAE peuvent être identifiés dans les bases de données élaborées. Les exploitations dans le fichier SISA sont identifiées par le numéro PACAGE. Il existe une correspondance entre le numéro PACAGE et le numéro SIRET. Le fichier SISA doit donc d'abord être « SIRETisé » sur la base de cette correspondance, puis apparié à chacune des bases élaborées dans l'étape précédente sur la base du numéro SIRET. Il convient de souligner qu'il ne sera pas possible de retrouver dans le RA 2000 les agriculteurs ayant changé de SIRET après avoir contractualisé. Toutefois, il est raisonnable de penser que ces agriculteurs seront peu nombreux dans la mesure où les agriculteurs qui s'engagent pour cinq ans ne prévoient généralement pas de céder leur exploitation avant la fin du contrat.

3.2. Les méthodes retenues et leur mise en œuvre

Au vu des données disponibles, nous avons recensé, parmi les méthodes économétriques présentées dans la deuxième partie de ce rapport, deux méthodes applicables : le *matching* et la double différence. Dans cette section, nous présentons la manière dont ces méthodes pourraient être mises en œuvre à partir de la base de données décrite dans la section précédente. Nous présentons les variantes de ces méthodes mobilisant le *propensity score*. D'autres variantes sont applicables, mais le *propensity score* offre un moyen simple de résumer la similarité des individus selon leurs caractéristiques observables. Dans un premier temps, nous décrivons la manière dont le *propensity score* est estimé pour chaque observation. Dans un second temps, nous présentons la manière dont il est utilisé pour formuler une estimation de l'effet propre de la politique par la méthode du *matching*, puis par la méthode de double-différence.

3.2.1 L'estimation du *propensity score*

Le *propensity score* mesure la probabilité qu'a chaque individu i de bénéficier de la politique, connaissant ses caractéristiques observées X_i . Ces caractéristiques X_i ne doivent pas être influencées par la politique évaluée : c'est pourquoi nous avons choisi de n'utiliser que les caractéristiques présentes dans le RA2000. Les principales caractéristiques des agriculteurs mesurées lors du RA2000 et influençant leur décision de contractualiser une MAE sont décrites dans le tableau 26.

Deux informations supplémentaires sont nécessaires pour pouvoir définir et estimer le *propensity score* : une définition de la population éligible et une définition de la population des bénéficiaires (et donc de la politique évaluée).

La population éligible

En théorie, pour estimer l'effet propre des MAE du PDRN au niveau national en 2006 (2005 lorsque l'indicateur provient de l'enquête structure 2005), la population éligible à considérer est l'ensemble des exploitations agricoles en activité en 2006. Les méthodes que nous utilisons nous conduisent à légèrement modifier cette définition. En effet, les variables déterminant la participation que nous avons décidé d'utiliser pour estimer le *propensity score* sont contenues dans le RA2000. Pour être observées en 2006, elles doivent appartenir à des exploitations qui existaient déjà en 2000. La population éligible que nous considérons alors est l'ensemble des exploitations en activité en 2006 qui existaient déjà en 2000.

Les exploitations apparues entre 2000 et 2006 ne rentreront pas dans le calcul de l'effet propre estimé par les méthodes que nous proposons. Il est difficile d'imaginer une procédure d'évaluation incluant ces exploitations, puisque leur décision d'existence même a pu être influencée par l'existence des politiques évaluées. Des méthodes structurelles simulant les décisions d'installation, de participation à la politique et de choix d'intrant sont à considérer pour résoudre ce problème complexe.

La population des bénéficiaires

Dans un premier temps, on peut souhaiter évaluer le bloc complet « MAE du PDRN » : l'effet propre de la contractualisation d'une au moins des MAE du PDRN sur les indicateurs de pression recensés dans les tableaux 24 et 25. Dans ce cas, on considèrera qu'une exploitation est bénéficiaire de la politique si elle a bénéficié d'au moins une des MAE du PDRN (CTE, CAD, PHAE principalement). Dans ce cas, on définira de la manière suivante la variable D_i mesurant le bénéfice de la politique : D_i prendra la valeur 1 pour toutes les exploitations qui ont bénéficié d'au moins une des MAE du PDRN et 0 dans le cas contraire.

Dans un deuxième temps, on peut souhaiter estimer l'effet de mesures particulières du PDRN sur les indicateurs de pression recensés dans les tableaux 24 et 25. Dans ce cas, on définira la population des bénéficiaires comme l'ensemble des exploitations qui a bénéficié de cette mesure au moins. La variable mesurant le bénéfice de la mesure m D_i^m prendra la valeur 1 pour toutes les exploitations qui ont bénéficié de la mesure m au moins et zéro pour toutes les exploitations qui n'ont bénéficié d'aucune mesure. Les exploitations qui ont bénéficié de mesures autres que la mesure m seront exclues de la population éligible pour l'estimation du *propensity score*.

Ensuite, on peut aussi souhaiter comparer l'effet sur le même indicateur de la mesure m et de la mesure n . Une première manière de procéder est de comparer les estimations de l'effet propre des deux mesures obtenues lors de l'étape précédente. Il n'est pas possible avec cette procédure de procéder à un test statistique de l'égalité des deux effets propres, puisque les estimations ont été réalisées sur des populations différentes. Pour réaliser formellement le test, il faut estimer l'effet propre du passage de la mesure m à la mesure n . Pour cela, la population éligible est restreinte à l'ensemble des individus ayant bénéficié de la mesure m ou de la mesure n (mais pas des deux mesures simultanément). La variable $D_i^{n/m}$ prendra la valeur 1 si l'exploitation bénéficie de la mesure n et zéro si elle bénéficie de la mesure m .

Enfin, on peut souhaiter étudier la complémentarité entre deux mesures : la combinaison de m et n est elle plus efficace que m et n prises seules ? Pour comparer l'effet de la combinaison m et n à l'effet de m seule, par exemple, la population éligible est constituée des exploitations ayant bénéficié simultanément des mesures m et n et des exploitations ayant bénéficié de la mesure m seule. La variable D_i^{mn} prend la valeur 1 si l'exploitation a bénéficié des deux mesures et zéro si elle n'a bénéficié que de la mesure m .

Le calcul du propensity score en pratique

Une fois définie la population éligible et la variable dichotomique mesurant la participation à la politique évaluée, l'estimation du *propensity score* suit les procédures d'estimation des modèles de choix discret décrites en annexe 8 (Greene, 2000). Une procédure non paramétrique est aussi possible (Imbens, 2004).

L'intuition est simple : il s'agit d'estimer la probabilité de participer à la politique évaluée des individus ayant les caractéristiques observées X_i . L'approche non paramétrique consiste à calculer la proportion d'individus participant à la politique parmi l'ensemble des individus ayant les caractéristiques X_i . Cette proportion est une estimation du *propensity score*. La difficulté des méthodes non paramétriques réside dans le fait que certaines caractéristiques X_i sont des variables continues : il n'est pas possible d'observer un échantillon d'individus ayant les mêmes valeurs X_i , mais il est possible d'observer des individus situés dans un même voisinage.

Pour simplifier ce problème, on paramétrise la fonction de participation à la politique : on utilise un modèle de type logit ou probit (voir annexe 8). Une fois les paramètres du modèle estimé, la probabilité de bénéficier de la politique prédite par ce modèle pour des caractéristiques X_i données est une estimation du *propensity score*. Le modèle estimé permet de calculer ce score pour des exploitations situées en dehors de l'échantillon d'estimation.

Il reste à choisir l'échantillon représentant la population éligible considérée. Il serait possible de choisir le RA2000 dans son intégralité comme population éligible pour estimer le *propensity score* (dans le cas où l'on estime l'effet global des MAE du PDRN ; si l'effet de mesures particulières est étudié, il faut bien veiller à exclure les bénéficiaires des mesures non évaluées, comme précisé dans la section

précédente). Nous ne choisissons pas d'estimer le *propensity score* directement à partir du RA2000 pour trois raisons :

- Le RA2000 ne contient pas exactement la population éligible, puisqu'il contient aussi les exploitations disparues entre 2000 et 2005 ou 2006.
- L'identification des bénéficiaires de MAE directement dans le RA2000 se heurte à la faible SIRETisation de ce recensement,
- Le RA2000 pose des problèmes de temps de calcul des algorithmes d'estimation du *propensity score* à cause d'un nombre d'observations élevées.

C'est pourquoi nous préférons estimer le *propensity score* à partir de la population de l'enquête structure 2005 limitée aux exploitations qui existaient en 2000 :

- C'est réellement un échantillon représentatif de la population éligible que nous étudions,
- Le taux de SIRETisation plus élevé de cette enquête garantit que nous retrouvons quasiment la totalité des bénéficiaires. Par ailleurs, une question spécifique à l'enquête permet d'identifier les bénéficiaires sans recours aux données CNASEA.
- La taille de l'échantillon est grande sans être démesurée.

Estimer l'équation de participation à la politique de manière paramétrique offre un avantage en sus de sa simplicité : elle permet de calculer le *propensity score* pour les individus qui ne sont pas dans l'enquête structure 2005, comme par exemple les exploitations enquêtées en 2001 et 2006 dans le cadre de l'enquête sur les pratiques culturelles. Une estimation directe du *propensity score* sur l'échantillon de l'enquête sur les pratiques culturelles pourrait offrir une estimation biaisée puisque l'échantillon n'est pas représentatif de l'ensemble des exploitations.

3.2.2 L'estimation de l'effet propre par la méthode du matching

Une fois le *propensity score* estimé, le *matching* est simple à mettre en œuvre. Prenons le cas d'une variable de résultat mesurée dans l'enquête PK2006 (apports d'azote minéral, par exemple). L'intuition de la méthode est la suivante : pour chaque exploitation i bénéficiaire de la politique évaluée, on construit le niveau d'apport minéral contrefactuel grâce au *propensity score* et aux apports recensés chez les non bénéficiaires. Une technique simple, décrite dans l'annexe 8, consiste à utiliser pour cela le niveau d'apport du non bénéficiaire ayant le *propensity score* le plus proche de celui de i (en valeur absolue). C'est la méthode dite du voisin le plus proche. D'autres méthodes créent cette quantité contrefactuelle en réalisant une moyenne des apports des non bénéficiaires pondérée par leur distance au *propensity score* de l'exploitation i (Imbens, 2004). Une fois les quantités contrefactuelles déterminées pour l'ensemble des bénéficiaires, on réalise la moyenne des écarts entre apports observés et apports contrefactuels : cette moyenne est une estimation de l'effet propre de la politique évaluée sur les apports d'azote minéral.

Le choix de la pondération dans le calcul de la moyenne est important. Si les poids de chaque observation sont calculés en proportion de la population des bénéficiaires, l'effet propre estimé sera l'effet propre sur les bénéficiaires ($I_B - I_B^*$). Si les poids sont calculés en proportion de la population éligible totale (donc si les poids utilisés dans le calcul de la moyenne ne somment pas à un), l'effet propre mesuré sera l'effet propre total, prenant en compte le fait que seule une partie des exploitations éligibles a effectivement bénéficié des MAE.

3.2.3 L'estimation de l'effet propre par la méthode de double différence

La méthode de double-différence que nous présentons ici mobilise le *propensity score*. D'autres variantes peuvent être mobilisées (Todd, A paraître). L'implémentation pratique des méthodes de double-différence reprend certaines des étapes présentées ci-dessus. La différence la plus marquée provient de l'exploitation d'informations provenant d'enquêtes réalisées avant la mise en place de la

politique. Deux applications pratiques sont à distinguer selon que les observations avant la politique concernent ou non les mêmes unités que celles observées après la mise en place de la politique. Les enquêtes sur la structure des exploitations 2003 et 2005 ont été réalisées sur le même échantillon, et les variables de résultat ont aussi été mesurées en 2000, lors du recensement agricole. Les enquêtes sur les pratiques culturales, en revanche, ont été réalisées en 2001 et 2006 sur des échantillons différents²². De surcroît, les variables de résultat relevées en 2001 et 2006 n'ont pas été relevées lors du RA2000.

Pour les variables de résultat contenues dans les enquêtes sur la structure des exploitations

Pour les variables de résultat contenues dans les enquêtes structure (voir tableau 25), la procédure d'estimation de l'effet propre par double différence est simple : pour chaque observation bénéficiaire ou non on forme la différence entre la variable de résultat en 2005 et la même variable de résultat telle que mesurée lors du RA2000. On applique ensuite la procédure de *matching* présentée à la section 2.2 à cette différence (voir annexe 8).

Pour les variables de résultat contenues dans les enquêtes sur les pratiques culturales

Dans le cas des variables mesurées dans les enquêtes sur les pratiques culturales, la procédure est plus complexe : en effet, les exploitations enquêtées en 2001 ne sont pas les mêmes que les exploitations enquêtées en 2006. Il est donc impossible de former la différence d'apports d'engrais entre 2006 et 2001 pour chaque parcelle observée en 2006. La procédure à appliquer est la suivante (Blundell et Costa Dias, 2000) :

- On identifie grâce au *propensity score* pour chaque bénéficiaire i en 2006 un « jumeau » $j(i)$ parmi les futurs bénéficiaires identifiés en 2001 (les données du fichier SISA permettent d'identifier en 2001 les futurs bénéficiaires de MAE). On calcule la différence $D_i^1 = Y_i^1_{2006} - Y_{j(i)2001}^0$.
- On identifie grâce au *propensity score* pour chaque bénéficiaire en 2006 deux « jumeaux » parmi les non bénéficiaires : l'un en 2006 ($k(i)$) et l'autre en 2001 ($l(i)$). On calcule la différence $D_i^0 = Y_{k(i)2006}^0 - Y_{l(i)2001}^0$ entre ces deux jumeaux.
- On retire la différence $D_i^1 - D_i^0$ pour chaque bénéficiaire et on fait la moyenne de cette différence sur l'ensemble des bénéficiaires. C'est une estimation de l'effet propre de la politique sur l'indicateur retenu (apports d'azote minéral, par exemple).

3.2.4 L'estimation de l'écart-type de l'estimateur de l'effet propre

Les procédures présentées ici fournissent une estimation de l'effet propre de la politique sur les indicateurs retenus, mais ne fournissent pas d'intervalle de confiance permettant de mesurer la précision de ces estimations. Dans la pratique, peu de formules existent pour calculer l'écart-type d'une estimation utilisant le *propensity score* (voir malgré tout Abadie et Imbens (2006a)). Les praticiens utilisent en pratique le *bootstrap*, qui consiste à répéter un grand nombre de fois la procédure d'estimation sur un échantillon réalisé avec remplacement. La distribution obtenue est une mesure correcte de la dispersion de l'estimateur lorsque la méthode de *matching* utilisée n'est pas basée uniquement sur le voisin le plus proche. Dans ce dernier cas, le *bootstrap* peut offrir une estimation biaisée de la précision de l'estimation (Abadie et Imbens, 2006b).

²² Les échantillons des deux enquêtes sont même été tirés à partir de populations de points différents, TERUTI en 2001 et TERUTI LUCAS en 2006 ; l'univers est en revanche identique : l'ensemble des terres cultivées portant certaines cultures.

3.3. Etude de faisabilité de la mise en œuvre des méthodes dans deux régions : Auvergne et Poitou-Charentes

Cette section présente une étude de la faisabilité de la mise en œuvre des méthodes développées dans les sections précédentes dans deux régions : Auvergne et Poitou-Charentes. Dans ce qui suit, l'intérêt de l'application des méthodes à l'échelon régional est étudié au regard des spécificités de la politique. Par la suite, la faisabilité de la mise en œuvre des méthodes est analysée au regard de la disponibilité des données. Enfin, la possibilité d'enrichir l'analyse à l'aide de nouvelles enquêtes est envisagée.

3.3.1 Définition de la variable de participation et échelon régional

A l'échelon régional comme à l'échelon national, il est possible d'estimer l'effet propre du PDRN « toutes mesures confondues » sur une ou plusieurs variables de résultat. Comme cela a déjà été souligné, ce type d'analyse présente l'avantage de reposer sur un échantillon large, ce qui contribue à améliorer la puissance des résultats.

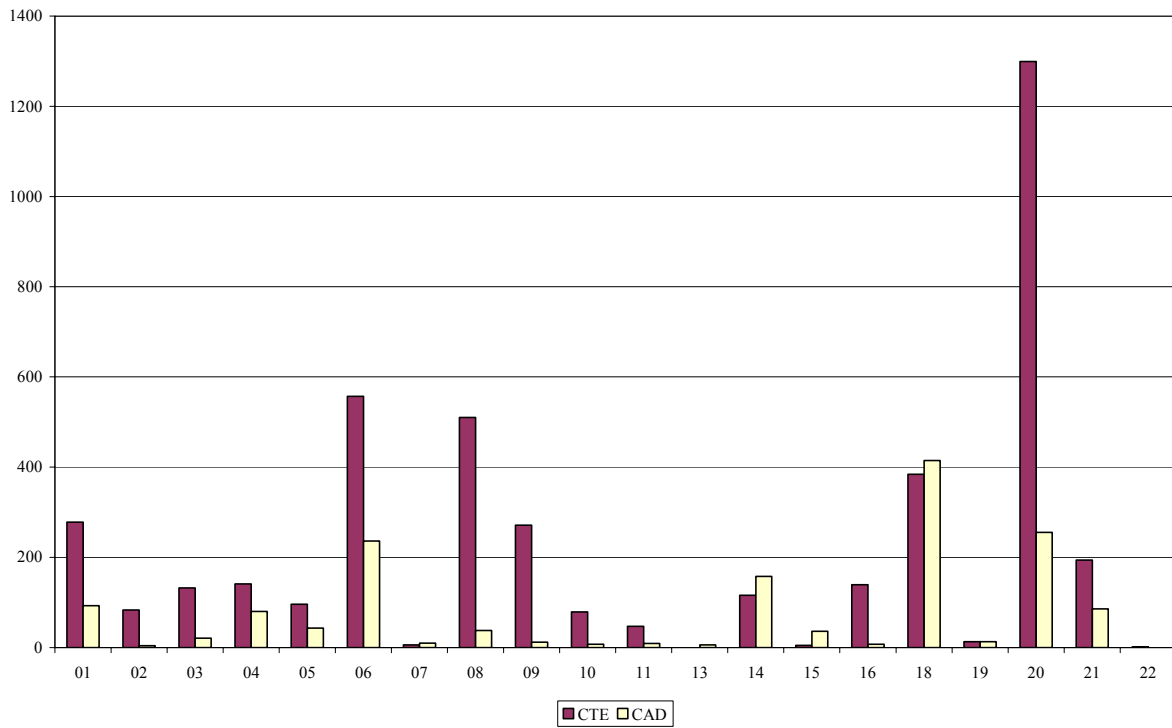
Lorsque certaines mesures apparaissent plus contractualisées que d'autres comme c'est le cas en Auvergne et Poitou-Charentes (cf. graphiques 1 et 2), il est possible de restreindre l'analyse à l'évaluation de l'impact d'une mesure particulière sur une ou plusieurs variables de résultat. Au regard des taux de contractualisation par MAE et de la disponibilité des indicateurs de pression dans les régions Auvergne et Poitou-Charentes, l'évaluateur pourra être intéressé par l'effet propre des mesures 20, 09, 08 et 10 par exemple. Les effets propres suivants pourront être testés :

- effet de la MAE 08 sur l'utilisation des produits phytosanitaires,
- effet de la MAE 09 sur l'utilisation d'engrais minéral et organique,
- effet de la MAE 10 sur la gestion des effluents,
- effet de la MAE 20 sur le maintien des exploitations.

Naturellement, ces mesures sont susceptibles d'affecter d'autres indicateurs de pratique, bien que de manière moins directe (la variable mesurant les quantités de produits phytosanitaires utilisées peut être affectée par la MAE 08 mais également par la MAE 09). Dans le cas où une même variable peut être affectée par plusieurs mesures, ces dernières doivent être introduites conjointement dans l'analyse. Il sera ainsi possible de tester l'effet sur l'indicateur de pratique retenu de la contractualisation de la mesure 08, ou de la mesure 09, ou des deux.

Tandis que les mesures visant à modifier les traitements phytosanitaires, la fertilisation ou à améliorer la gestion des effluents (mesures 08, 09 et 10) peuvent être évaluées à l'aide des méthodes de *propensity score matching* et de double-différence, la possibilité d'appliquer ces méthodes à l'évaluation de l'effet des mesures les plus largement contractualisées comme la mesure PHAE ou l'ICHN devra être étudiée en pratique (nombre d'individus bénéficiaires n'ayant pas de « jumeau », nombre de bénéficiaires ayant une mesure comparable (PMSEE) ou identique (ICHN) en 2000).

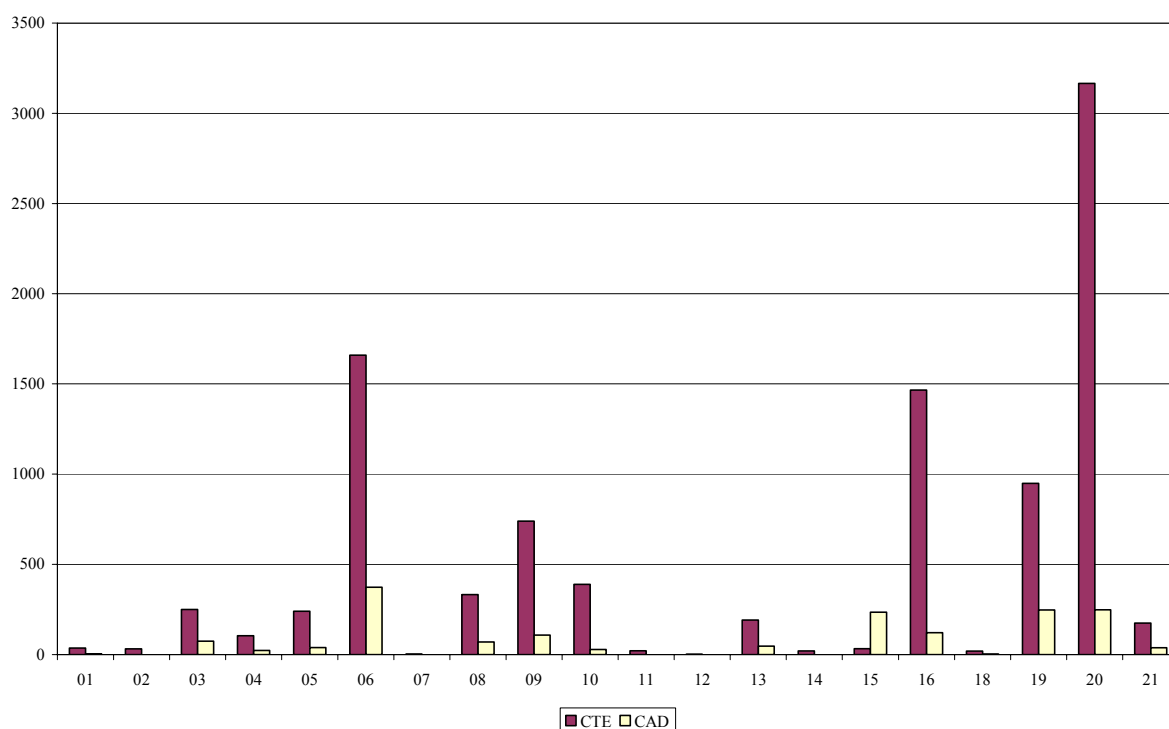
Graphique 1 : Nombre de bénéficiaires par MAE en région Poitou-Charentes



Source : Observatoire du Développement Rural

Par ailleurs, l'évaluateur doit également tenir compte du fait que primes et cahiers des charges pour une même mesure peuvent varier entre régions (cf. tableau 29). Dans ce cas, l'échelon régional apparaît approprié. Cependant, ce type d'analyse présente un risque de petit échantillon.

Graphique 2 : Nombre de bénéficiaires par MAE en région Auvergne



Source : Observatoire du Développement Rural

Tableau 29 : Exemples de disparités inter-régionales dans le dispositif MAE

MAE 0901A : Réduction de 20% des apports azotés par rapport aux références locales par culture

	Poitou-Charentes	Auvergne
Prime	Base = 63,52 euros/ha/an si CAD = 76,22 euros/ha/an	Base = entre 63,52 et 119,42 selon rotation si CAD = entre 76,22 et 143,30 selon rotation
Cahier des charges	Objectif de réduction des apports azotés blé = 34 uN colza = 34 uN orge = 20 uN	Objectif de réduction des apports azotés blé = 34 uN colza = 34 uN orge = 26 uN

MAE 0801A : Modification des techniques de lutte phytosanitaires

	Poitou-Charentes	Auvergne
Prime	Base = 45,10 euros/ha/an si CAD = 54,12 euros/ha/an NB : dégressif avec la surface	Base = 58,44/ha/an si CAD = 70,13/ha/an

Source : Synthèses agro-environnementale des régions Auvergne et Poitou-Charentes (2005)

3.3.2 Disponibilité des données à l'échelon régional

La faisabilité de l'application des méthodes d'évaluation de l'effet propre de la politique à l'échelon régional dépend avant tout de la disponibilité des données. Les variables de contrôle étant essentiellement issues du Recensement Agricole 2000, elles ne restreignent pas l'échantillon. En revanche, les variables de résultat peuvent s'avérer peu nombreuses au niveau régional. Si l'évaluateur vise à estimer l'effet des mesures sur une variable issue de l'enquête PK 2006, il doit tenir compte du fait que l'enquête à partir de laquelle est construit son échantillon est limitée à certaines cultures uniquement²³. En effet, l'estimation de l'effet propre de la politique est susceptible d'être biaisée si la participation à une MAE a conduit l'agriculteur à opter pour une culture non-enquêtée (cf. Encadré 8).

Dans le cas de l'Auvergne, l'échantillon pour l'enquête PK 2006 compte 557 observations (225 parcelles de blé tendre, 121 parcelles de maïs et 211 parcelles de prairies temporaires). L'enquête STRU 2005 compte 2981 observations (2870 en 2003). Dans le cas de la région Poitou-Charentes, l'enquête PK compte 1603 observations (261 parcelles de blé tendre, 276 parcelles d'orge, 281 parcelles de maïs, 281 parcelles de tournesol, 211 parcelles de colza et 293 parcelles de prairies temporaires). L'enquête STRU 2005 compte 3535 observations (3520 en 2003). Pour les deux régions, la taille potentielle des échantillons est donc raisonnablement élevée. Toutefois, les méthodes d'estimation des effets propres de la politique requièrent également une proportion de bénéficiaires dans l'échantillon suffisamment grande. La puissance des estimations envisagées doit alors être calculée à partir de la taille de l'échantillon et de la proportion de bénéficiaires dans l'échantillon (cf. Encadré 7).

²³ L'enquête PK concerne les 11 cultures suivantes : blé tendre, blé dur, orge-escourgeon, maïs (grain et fourrage), colza, tournesol, pois protéagineux, betterave industrielle, pomme de terre, prairies temporaires et prairies permanentes intensives.

Encadré n° 8 : Indicateurs par culture, les limites de l'enquête PK

Plusieurs indicateurs de pratique issus de l'enquête PK 2006 sont susceptibles d'être utilisés pour le calcul de variables de résultat dans l'estimation de l'effet propre de la politique, notamment sur les pratiques liées à l'utilisation d'engrais minéral et de produits phytosanitaires (cf. tableau 25). Cependant, une limite importante de l'enquête PK est qu'elle concerne uniquement une dizaine de cultures.

Les choix des agriculteurs en matière de cultures peuvent être influencés par leur participation aux mesures. Un agriculteur pourra choisir d'abandonner une culture pour une autre si cette dernière requiert moins d'engrais azoté par exemple. Si la culture choisie n'appartient pas au champ de l'enquête, alors l'estimation de l'effet de la politique sur l'utilisation d'engrais sera biaisée.

Cette limite peut être illustrée de la manière suivante. Soient quatre agriculteurs (A, B, C et D). Les agriculteurs A et B sont bénéficiaires de MAE et les agriculteurs C et D sont des non bénéficiaires dont les quantités d'azote observées peuvent être utilisées comme données contrefactuelles. Les données observées relatives aux quantités d'engrais azotés épandues par les quatre agriculteurs sur leurs exploitations respectives sont récapitulées dans le tableau suivant :

	Bénéficiaires (D=1)	Non bénéficiaires (D=0)
Quantités en présence de la politique (Y)	$Y_1^A = 100$	$Y_1^C = 200$
	$Y_1^B = 200$	$Y_1^D = 250$
Quantités en l'absence de la politique (Y*)	$Y_0^A = 200$	$Y_0^C = 200$
	$Y_0^B = 250$	$Y_0^D = 250$

Supposons que les pratiques de l'agriculteur B ne soient pas observables en raison d'un choix de culture non-enquêtée. La *faible* amélioration des pratiques de l'agriculteur B ne peut être prise en compte dans l'estimation de la politique. Seule la *forte* amélioration des pratiques de A est prise en compte. L'effet obtenu est donc biaisé vers le haut. Ce phénomène peut être illustré par le calcul de l'estimation de l'effet de la politique par le *matching* (les quantités observées chez C et D sont utilisées pour le calcul de la quantité contrefactuelle) :

Effet mesuré à partir de l'échantillon complet :

$$\text{- Comparaison de A avec ses jumeaux : } Y_1^A - \frac{1}{2}(Y_1^C + Y_1^D) = 100 - \frac{1}{2}(200 + 250) = -125$$

$$\text{- Comparaison de B avec ses jumeaux : } Y_1^B - \frac{1}{2}(Y_1^C + Y_1^D) = 200 - \frac{1}{2}(200 + 250) = -25$$

L'effet mesuré par le *matching* est donc égal à : $\frac{1}{2}(-125 - 25) = -75$

Cet effet est bien égal à celui que l'on aurait obtenu s'il avait été possible d'observer les quantités épandues par A et B en l'absence de politique :

$$\frac{1}{2}(Y_1^A + Y_1^B - Y_0^A - Y_0^B) = \frac{1}{2}(100 + 200 - 200 - 250) = -75$$

Effet mesuré à partir de l'échantillon incomplet (sans B) :

L'effet obtenu par le *matching* est l'effet sur les pratiques de A uniquement : -125.

Or, l'effet des mesures sur les pratiques de A, que l'on aurait mesuré si Y_0^A était observable, est :

$$100 - 200 = -100.$$

Conclusion : l'effet mesuré à partir de l'échantillon incomplet est biaisé vers le haut (en valeur absolue).

3.3.3 Quelles données supplémentaires à collecter pour l'évaluation ?

Au vu des données disponibles dans les statistiques publiques, l'effet propre des MAE et de l'ICHN peut être étudié sur de nombreuses variables de résultat, avec des méthodes robustes. La majorité des variables de résultat utilisées sont calculées à partir de l'enquête PK, qui offre un riche panorama des pratiques des agriculteurs sur plusieurs cultures. Mais le principal problème que pose cette enquête est l'absence de couverture des pratiques sur prairies permanentes. Cela ne pose pas un problème particulier pour l'évaluation de la PHAE ou de l'ICHN, puisque les objectifs de ces politiques peuvent être traduits en indicateurs calculables directement à partir de STRU (part de la STH dans la SAU de l'exploitation, niveau de chargement, survie de l'exploitation). En revanche, l'absence de données sur les pratiques sur prairies permanente pose un problème pour l'évaluation de mesures visant à modifier des pratiques non mesurées. Par exemple, la MAE « Retard de fauche » (MAE 16) est notamment fortement représentée en Auvergne. Or, la date de fauche n'est pas observée sur les prairies permanentes extensives auvergnates. Cette mesure n'est donc pas évaluable en Auvergne.

Si un effort spécifique de collecte de données doit être réalisé pour les besoins de l'évaluation, il semble donc important de concentrer cet effort sur la mesure des pratiques sur prairies permanentes. L'objectif serait d'étendre le questionnaire « prairies » de l'enquête PK à un échantillon de prairies permanentes. Les questions prioritaires concerneraient les pratiques de fauche (date, sens de rotation) et la gestion de l'azote (avec toutes les difficultés de la mesure des prélèvements et apports sur prairies).

L'échantillon devrait en outre être représentatif des surfaces en prairies permanentes en France (ou en Auvergne, si c'est la région test retenue). Il devrait contenir des exploitations bénéficiaires de MAE et des exploitations non bénéficiaires.

Le processus d'échantillonnage pourrait prendre l'une des deux formes suivantes :

- Soit reproduire l'approche de PK, en se limitant à un échantillon des points TERUTI-LUCAS portant une prairie permanente,
- Soit choisir un échantillon d'exploitations dans l'enquête STRU 2007 ayant une partie de la SAU en prairies permanentes.

Enfin, la taille de l'échantillon devra permettre d'obtenir un effet minimum détectable suffisant (cf. Encadré 7). L'estimation de la variance des pratiques étudiées pourra être faite à partir des résultats de l'enquête prairies 1998.

4. Conclusion de la tâche 3

La tâche 3 a permis de montrer qu'il est possible de définir rigoureusement l'effet propre d'une MAE sur une batterie d'indicateurs de pression, et qu'il était possible de mobiliser un certain nombre de méthodes économétriques pour estimer cet effet propre à partir des données statistiques et administratives disponibles. Certaines de ces méthodes (la double différence notamment) permettent de corriger les deux principales sources de biais identifiées dans le rapport : le biais de sélection et le biais temporel.

Il est apparu que la faisabilité de la mise en œuvre des méthodes répertoriées dépend essentiellement de la disponibilité des données. Ainsi, la méthode du *matching*, de la régression linéaire et de la double-différence sont susceptibles d'être directement applicables à la question des MAE, la méthode de la double-différence reposant sur des hypothèses moins fortes que celles sur lesquelles reposent le *matching* et la régression linéaire.

De plus, certains prolongements de ce travail sont envisageables. Tout d'abord, il serait intéressant d'analyser la manière dont l'effet propre de la politique est distribué spatialement. On pourra notamment vérifier dans quelle mesure l'effet propre de la politique se superpose aux zones à enjeu environnemental. Par ailleurs, il serait intéressant d'étudier l'application des méthodes présentées ici à l'évaluation de l'effet propre des MAE sur l'état de l'environnement directement plutôt que sur les pratiques agricoles. Cela nécessiterait non seulement des bases de données décrivant l'état de l'environnement, mais aussi une analyse des interactions entre pratiques et état de l'environnement.

Enfin, dans le cadre de l'évaluation des futures politiques agro-environnementales (PDRH), l'utilisation de méthodes expérimentales devrait être envisagée. Ces méthodes permettent notamment de mesurer de manière simple (comparaison de moyennes) et sans biais l'effet propre des MAE non seulement sur les pratiques agricoles, mais aussi sur l'état de l'environnement directement. Ce dernier lien causal étant très difficile à étudier, l'apport des méthodes expérimentales pourrait s'avérer déterminant.

Bibliographie

Généralités :

AScA, 2003, Evaluation à mi-parcours portant sur l'application en France du règlement CE n° 1257/1999 du Conseil, concernant le soutien au développement rural -Chapitre VI – Soutien à l'agro-environnement, étude pour le Ministère de l'agriculture et de la Pêche

Baschet Jean François, (2007), Marché n°22-07 - Evaluation ex-post portant sur l'application en France du règlement (CE) n° 1257/1999 du Conseil, concernant le soutien au développement rural, partie sur le «soutien à l'agro-environnement» (chapitre VI du RDR) 31 p.

Commission européenne (2006) Orientations indicatives sur les méthodes d'évaluation. Indicateurs pour le suivi et l'évaluation. Document de travail N°2. p. 33.

Commission européenne (1999) Evaluer les programmes socio-économiques. Choix et utilisation des indicateurs pour le suivi et l'évaluation. Office des publications officielles des communautés européennes - collection MEANS, vol. 2; 261 p.

Commission européenne (2000) Questions d'évaluation commune accompagnées de critères et d'indicateurs. évaluation des programmes de développement rural pour la période 2000-2006 soutenus par le FEOGA. Doc VI/12004/Final 56 p.

Commission européenne, Document communautaire pour l'évaluation du RDR, n° VI/12004/00 final partie A introduction partie B : Questions d'évaluatives communes accompagnées de critères et d'indicateurs, http://ec.europa.eu/agriculture/rur/eval/evalquest/b_fr.pdf

Commission européenne, Lignes directrices : Evaluation des programmes de développement rural 2000-2006. Document VI/8865/99. voir http://ec.europa.eu/agriculture/rur/eval/2000_fr.pdf

Règlement (CE) N° 1257/99 concernant le soutien au développement rural par le Fonds européen d'orientation et de garantie agricole, 41 p.

Règlement (CE) n° 817/2004 portant modalités d'application du règlement (CE) n°1257/1999 du Conseil concernant le soutien au développement rural par le Fonds européen d'orientation et de garantie agricole (FEOGA)

Plan de développement rural national Mise à jour avec les révisions 2006 approuvées par la Commission (C (2006) 5364 du 3 novembre 2006) disponible sur le site du MAP http://www.agriculture.gouv.fr/spip/IMG/pdf/pdrn_maj_061270_notif2006-11.pdf

Tâche 1

Sur les indicateurs :

Commission européenne (2006) Orientations indicatives sur les méthodes d'évaluation. Indicateurs pour le suivi et l'évaluation. Document de travail N°2. p. 33.

Commission européenne (1999) *Evaluer les programmes socio-économiques. Choix et utilisation des indicateurs pour le suivi et l'évaluation.* Office des publications officielles des communautés européennes - collection MEANS, vol. 2; 261 p.

Commission européenne (2000) *Questions d'évaluation commune accompagnées de critères et d'indicateurs. Evaluation des programmes de développement rural pour la période 2000-2006 soutenus par le FEOGA. Doc VI/12004/Final* 56 p.

Devillers J. et al. (2004) *Indicateur pour évaluer les risques liés à l'utilisation des pesticides, ouvrage collectif*. Lavoisier, Editions Tec et Doc.

Niemeijer, D. et de Groot, R.S. (2008). A conceptual framework for selecting environmental indicator sets. *Ecological Indicators*, 8, pp. 14-25.

Payraudeau, S. et Van der Werf, H.M.G. (2005) Environmental impact assessment for a farming region: a review of methods. *Agriculture, Ecosystems & Environment*, vol. 107, pp. 1-19.

Van der Werf, H.M.G. et Petit, J. (2002) Evaluation of the environmental impact of agriculture at the farm level: a comparison and analysis of 12 indicator-based methods. *Agriculture, Ecosystems & Environment*, vol. 93, n° 1-3, pp. 131-145.

Fiches détaillées d'indicateurs :

Biodiversity indicators for farm management: building on a New Zealand perspective : [http://webdomino1.oecd.org/comnet/agr/farmind.nsf/viewHtml/index/\\$FILE/DoddSession8.PDF](http://webdomino1.oecd.org/comnet/agr/farmind.nsf/viewHtml/index/$FILE/DoddSession8.PDF) In : OECD EXPERT MEETING ON FARM MANAGEMENT INDICATORS AND THE ENVIRONMENT, mars 2004, Palmerston North, New Zealand

Canadian farm environmental management indicators : [http://webdomino1.oecd.org/comnet/agr/farmind.nsf/viewHtml/index/\\$FILE/JarvisSession3.PDF](http://webdomino1.oecd.org/comnet/agr/farmind.nsf/viewHtml/index/$FILE/JarvisSession3.PDF) In : OECD EXPERT MEETING ON FARM MANAGEMENT INDICATORS AND THE ENVIRONMENT, mars 2004, Palmerston North, New Zealand

CORPEN (2003). Des indicateurs pour des actions locales de maîtrise des pollutions de l'eau d'origine agricole : éléments méthodologiques, application aux produits phytosanitaires. Comité d'Orientation pour des Pratiques agricoles respectueuses de l'Environnement, 136 p.

Devillers J., Farret R., Girardin P., Rivière J.-L., Soulas G. (2005). Indicateur pour évaluer les risques liés à l'utilisation des pesticides. Ed. TEC&DOC, 278 p.

DIALECTE : <http://www.solagro.org/site/014.html>

EEA (2005). Agriculture and environment in EU-15 - The IRENA indicator report. EEA Report, No 6/2005, 128 p. www.eea.europa.eu/projects/irena/products

EEA (2005b). IRENA Final indicator fact sheets. www.eea.europa.eu/projects/irena/products

Estimating wildlife habitat trends on agricultural ecosystems in the United States : http://www1.oecd.org/agr/biodiversity/us_brady.pdf In : OECD Expert Meeting on Agri-biodiversity Indicators – novembre 2001, Zürich, Suisse.

IRENA – European Environment Agency : <http://www.eea.europa.eu/projects/irena>

Tâche 2 :

AGRA CEAS CONSULTING (2005a) Synthesis of rural development mid-term evaluation, lot 1 (EAGGF Guarantee). Final Report. Commission Européenne, DG AGRI, Bruxelles. <http://ec.europa.eu/agriculture/eval/reports/rdmidterm/lot1/fulltext.pdf> , lot 2 (EAGGF Guidance). Final Report. Commission Européenne, DG AGRI, Bruxelles. <http://ec.europa.eu/agriculture/eval/reports/rdmidterm/lot2/fulltext.pdf>

AMON G. ; CAYLA D. ; ESTOUR E. ; POULIN N. ; CATTAN A. ; POUX X. (1997) Evaluation des mesures agro-environnementales en Auvergne. Cemagref, ENITAC, Asca. DRAF Auvergne, Clermont-Ferrand, 68 p. + annexes p.

ASCA (2004) Evaluation à mi-parcours portant sur l'application en France du règlement CE n°1257/1999 du Conseil, concernant le soutien au développement rural. Partie sur le soutien à l'agroenvironnement (chapitre VI). CNASEA. http://agriculture.gouv.fr/IMG/pdf/ch_6.pdf (synthèse du rapport d'évaluation)

BERNARD BRUNET J. ; BORNARD A. ; BRAU NOGUE C. ; COZIC P. ; DOBREMEZ L. ; ERNOULT C. ; FAVIER G. ; PAISANT J. ; THIEBAUD F. ; VERON F. ; COZIC P. ; THIEBAUD F. (1999) Évaluation des effets environnementaux de la prime au maintien des systèmes d'élevage. 238 p. <http://cemadoc.cemagref.fr/exl-doc/pub/1999/GR1999-PUB00021987.pdf>

BRO E. ; MAYOT P. ; CORDA E.V.E. ; REITZ F. (2004) Impact of habitat management on grey partridge populations: assessing wildlife cover using a multisite BACI experiment. *Journal of Applied Ecology*, vol. 41, n° 5, p. 846-857. <http://dx.doi.org/10.1111/j.0021-8901.2004.00939.x>

CUCHOT M. ; MORINEAUX J.-L. (2001) Evaluation de certaines mesures prises au titre du règlement (CE) n° 950/97 du Conseil du 20 mai 1997. Lot 2: Evaluation des aides aux zones défavorisées, Indemnités Compensatoires de Handicaps Naturels (ICHN). Rapport final. Ministère de l'Agriculture et de la Pêche. DEPSE / Sous-Direction des exploitations agricoles.

DUCOS G. et DUPRAZA P. (2006) Private provision of environmental services and transaction costs: Agro-environmental contracts in France, Document de travail INRA, Rennes.

DUPRAZ P. (2002) Mesures agro-environnementales et demande de travail agricole, présenté au colloque SFER sur la multifonctionnalité de l'activité agricole des 21 et 22 mars 2002 à Paris.

DUPRAZ P., VANSLEMBROUCK I., BONNIEUX F., VAN HUYLENBROECK G. (2002) Farmers' participation in European agri-environmental schemes, Document de travail INRA, Rennes.

FINN J.A. ; BOURKE D. ; KURZ I. ; DUNNE L., , (2007) Estimating the environmental performance of agri-environmental schemes via use of expert consultations, Deliverable n°19, Specific Targeted Research Project n°SSPE-CT-2003-502070, Integrated Tools to design and implement agro-environmental schemes (ITAES). INRA, Rennes
[.http://merlin.lusignan.inra.fr/ITAES/website/Publicdeliverables/WP5%20Final%20Report.pdf](http://merlin.lusignan.inra.fr/ITAES/website/Publicdeliverables/WP5%20Final%20Report.pdf)

FORSCHUNGSGRUPPE AGRAR- UND REGIONALENTWICKLUNG TRIESDORF (2005) Evaluation des mesures agro-environnementales. Annexe 6: étude nationale Allemagne. Commission Européenne, DG AGRI, Bruxelles. <http://ec.europa.eu/agriculture/eval/reports/measure/annex6.pdf>

INSTITUTE FOR EUROPEAN ENVIRONMENTAL POLICY (2006) An evaluation of the less favoured area measure in the 25 member states of the European union. Commission Européenne: DG Agriculture.

ISARA (1998) Evaluation des mesures agri-environnementales, Synthèse des évaluations régionales faites en 1997. 140 p.

KLEIJN D. ; BAQUERO R.A. ; CLOUGH Y. ; DIAZ M. ; ESTEBAN J. ; FERNANDEZ F. ; GABRIEL D. ; HERZOG F. ; HOLZSCHUH A. ; JOHL R. ; KNOP E. ; KRUESS A. ; MARSHALL E.J.P. ; STEFFAN-DEWENTER I. ; TSCHARNTKE T. ; VERHULST J. ; WEST T.M. ; YELA J.L. (2006) Mixed biodiversity benefits of agri-environment schemes in five European countries. *Ecology Letters*, vol. 9, n° 3, p. 243-254. <http://dx.doi.org/10.1111/j.1461-0248.2005.00869.x>

KLEIJN D. ; VAN ZUIJLEN G.J.C. (2004) The conservation effects of meadow bird agreements on farmland in Zeeland, The Netherlands, in the period 1989-1995. *Biological Conservation*, vol. 117, n° 4, p. 443-451. <http://dx.doi.org/10.1016/j.biocon.2003.08.012>

KLEIJN D.; SUTHERLAND W.J. (2003) How effective are European agri-environment schemes in conserving and promoting biodiversity? *Journal of Applied Ecology*, vol. 40, n° 6, p. 947-969. <http://dx.doi.org/10.1111/j.1365-2664.2003.00868.x>

LEGER F., URBANO G., VOLLET D., (2006), The difficult match between a territorial policy instrument and the industry-centred tradition of French agricultural policies: the case of "CTE" (Contrat Territorial d'Exploitation"), *International Review of Administrative Science*, 72 (3), pp. 377-394.

OREADE-BRECHE (2005a) Evaluation des mesures agro-environnementales. Annexe 12: étude nationale France. Commission Européenne, DG AGRI, Bruxelles. <http://ec.europa.eu/agriculture/eval/reports/measures/annex12.pdf>

OREADE-BRECHE (2005b) Evaluation des mesures agro-environnementales. Annexe 37: étude de cas Poitou-Charentes. Commission Européenne, DG AGRI, Bruxelles, 111 p. <http://ec.europa.eu/agriculture/eval/reports/measures/annex37.pdf>

PERRIER-CORNET P., 24-27 Août 2005, La politique de développement rural face aux mutations et perspectives des espaces ruraux, le cas de la France, Copenhague, XI European Association of Agricultural Economists Congress, 18 p.

POTTS S.G.; BRADBURY R.B.; MORTIMER S.R.; WOODCOCK B.A. (2006) Commentary on Kleijn & al. 2006. *Ecology Letters*, vol. 9, n° 3, p. 254-256. <http://dx.doi.org/10.1111/j.1461-0248.2006.00887.x>

PRIMDAHL J. ; PECO B. ; SCHRAMEK J. ; ANDERSEN E. ; ONATE J.J. (2003) Environmental effects of agri-environmental schemes in Western Europe. *Journal of Environmental Management*, vol. 67, n° 2, p. 129-138. [http://dx.doi.org/10.1016/S0301-4797\(02\)00192-5](http://dx.doi.org/10.1016/S0301-4797(02)00192-5)

ROYAL VETERINARY AND AGRICULTURAL UNIVERSITY ; FOREST AND LANDSCAPE DENMARK (2005) Evaluation des mesures agro-environnementales. Annexe 9: étude nationale Danemark. Commission Européenne, DG AGRI, Bruxelles. <http://ec.europa.eu/agriculture/eval/reports/measures/annex9.pdf>

TERCIA CONSULTANTS ; ACER CAMPESTRE (2006) Évaluation de la prime herbagère agroenvironnementale en France (2003-2006). Articulation avec les autres mesures

agroenvironnementales et le soutien aux zones défavorisées. Rapport d'évaluation. Ministère de l'Agriculture et de la Pêche. Direction Générale de la Forêt et des Affaires Rurales, Paris.

TERCIA CONSULTANTS ; ACER CAMPESTRE ; MCM CONSEIL (2003) Evaluation à mi-parcours portant sur l'application en France du règlement CE n°1257/1999 du Conseil, concernant le soutien au développement rural. Marché CNASEA n° 25-02. Chapitre V : « Aides aux zones défavorisées et aux zones soumises à contraintes environnementales ». Rapport d'évaluation. CNASEA / MAP, 196 p.

VERHULST J. ; KLEIJN D. ; BERENDSE F. (2007) Direct and indirect effects of the most widely implemented Dutch agri-environment schemes on breeding waders. *Journal of Applied Ecology*, vol. 44, n° 1, p. 70-80. <http://dx.doi.org/10.1111/j.1365-2664.2006.01238.x>

VERON F. ; CLAUDE BERNARD-BRUNET ; BONNARD A. ; DOBREMEZ L. ; DOREE A. ; DUPUIS M.-F. ; FISCHESSE B. ; LABONNE S. ; PERRET É. ; MATHIEU P. (1999) Suivi de l'article 19 en zones de déprise (Ariège, Jura, Lozère et Var). Rapport final. Cemagref. Département Gestion des Territoires, Grenoble. <http://cemadoc.cemagref.fr/exl-doc/pub/1999/GR1999-PUB00007164.pdf>

Tâche 3 :

Abadie, A. et G. W. Imbens (2006a) "Large Sample Properties of Matching Estimators for Average Treatment Effects" *Econometrica*, vol. 74, no. 1, pp. 235-267

Abadie, A., et G. W. Imbens (2006b) "On the Failure of the Bootstrap for Matching Estimators", National Bureau of Economic Research, Working paper n°325.

Angrist, J. D., et V. Lavy (1999) "Using Maimonides' Rule to Estimate the Effect of Class Size on Scholastic Achievement", *Quarterly Journal of Economics*, vol. 114, no. 2, pp. 533-575.

Blundell, R. et M. Costa Dias (2000) "Evaluation Methods for Non-Experimental Data", *Fiscal Studies*, vol. 21, no. 4, pp. 427-468.

Bonnieux, F., P. Rainelli, et D. Vermersch (1998) "Estimating the Supply of Environmental Benefits by Agriculture: A French Case Study", *Environmental and Resource Economics*, vol. 11, no. 2, pp. 135-153.

Brodaty, T.; Crépon, B. et D. Fougère (2007) "Les méthodes micro-économétriques d'évaluation et leurs applications aux politiques actives de l'emploi", *Economie et Prévision*, vol. 177, no. 1, pp. 93-118

Burtless, G. (1995) "The Case for Randomized Field Trials in Economic and Policy Research", *Journal of Economic Perspectives*, vol. 9, no. 2, pp. 63-84.

Crépon, B., et R. Desplatz (2001) "Une nouvelle évaluation des effets des allègements de charges sociales sur les bas salaires", *Economie et Statistique*, vol. 348, pp. 1-22.

Ducos, G., et P. Dupraz (2006) "Private Provision of Environmental Services and Transaction Costs", INRA, Rennes, France.

Duflo, E., R. Glennerster, et M. Kremer (2007) "Using Randomization in Development Economics Research: A Toolkit", C.E.P.R., Discussion Paper n°6059.

Dupraz, P. (2002) "Mesures agro-environnementales et demande de travail agricole", Colloque SFER, Paris, 21 et 22 mars.

- Dupraz, P., I. Vanslebrouck, B. F., et G. Van Huylenbroeck (2002) "Farmers' participation in european agri-environmental policies", X Congress of EAAE: Exploring diversity in the european agri-food system, Zaragoza, 2002/08/28-31.
- Fisher, R. A. (1926) "The Arrangements of Field Experiments", *Journal of the Ministry of Agriculture of Great Britain*, vol. 33, no. 2, pp. 503-513.
- Greene, W. H. *Econometric Analysis*, 4ème edition, Prentice Hall, 2000.
- Hahn, J., P. Todd, et W. Van der Klaauw (2001) "Identification and Estimation of Treatment Effects with a Regression-Discontinuity Design", *Econometrica*, vol. 69, no. 1, pp. 201-209.
- Hansen, L. P., et J. J. Heckman (1996) "The Empirical Foundations of Calibration", *Journal of Economic Perspectives*, vol. 10, no. 1, pp. 87-104.
- Heckman, J. J., R. J. LaLonde, et J. A. Smith (1999) "The Economics and Econometrics of Active Labor Market Programs", in *Handbook of Labor Economics*, vol. 3, ed. O. C. Ashenfelter, and D. Card, Elsevier, North Holland, pp. 1865-2097.
- Heckman, J. J. et R. Robb (1986) "Alternative Methods for Evaluating the Impact of Interventions" dans *Longitudinal Analysis of Labor Market Data*, ed. Par Heckman, J. J. et B. Singer, Cambridge University Press, pp. 156-245.
- Heckman, J. J., et J. Smith (1995) "Assessing the Case for Social Experiments", *Journal of Economic Perspectives*, vol. 9, no. 2, pp. 85-110.
- Hellerstein, J. K., et G. W. Imbens (1999) "Imposing Moment Restrictions from Auxiliary Data by Weighting", *The Review of Economics and Statistics*, vol. 81, no. 1, pp. 1-14.
- Imbens, G. W. (2004) "Nonparametric Estimation of Average Treatment Effects Under Exogeneity: A Review", *Review of Economics and Statistics*, vol. 86, no. 1, pp. 4-29.
- Imbens, G. W., et J. D. Angrist (1994) "Identification and Estimation of Local Average Treatment Effects", *Econometrica*, vol. 62, no. 2, pp. 467-476.
- Magnac, T. (2000) "L'apport de la microéconométrie à l'évaluation des politiques publiques", *Cahiers d'économie et de sociologie rurales*, vol. 54, pp. 90-113.
- Maurin, E. *Le ghetto français, enquête sur le séparatisme social*. La République des Idées. Paris: Le Seuil, 2004.
- Moffitt, R. A. (2003) "The Negative Income Tax and the Evolution of U.S. Welfare Policy", *Journal of Economic Perspectives*, vol. 17, no. 3, pp. 119-140.
- Neyman, J. (1923) "On the Application of Probability Theory to Agricultural Experiments. Essay on Principles. Section 9", *Statistical Science*, vol. 5, no. 4, pp. 465-472.
- Phimister, E., et D. Roberts (2006) "The Effect of Off-farm Work on the Intensity of Agricultural Production", *Environmental and Resource Economics*, vol. 34, no. 4, pp. 493-515.
- Rosenbaum, P. R., et D. B. Rubin (1983) "The Central Role of the Propensity Score in Observational Studies for Causal Effects", *Biometrika*, vol. 70, no. 1, pp. 41-55.
- Rubin, D.B. (1978) "Bayesian Inference for Causal Effects: The Role of Randomization", *The Annals of Statistics*, vol. 6, no. 1, pp. 34-58.

Sevestre, P. *Econométrie des données de panel*. Collection Eco-Sup. Paris: 2002.

Todd, P. E. (A paraître) "Evaluating Social Programs with Endogenous Program Placement and selection of the Treated", in *Handbook of Development Economics*, vol. 4, ed. R. E. Evenson, et T. P. Schultz. Amsterdam, Elsevier Science B.V.

Vanslembrouck, I., G. Van Huylenbroeck, et W. Verbeke (2002) "Determinants of the Willingness of Belgian Farmers to Participate in Agri-environmental Measures", *Journal of Agricultural Economics*, vol. 53 (3), pp. 489-511.

Wald, A. (1940) "The Fitting of Straight Lines if Both Variables are Subject to Error", *The Annals of Mathematical Statistics*, vol. 11, no. 3, pp. 284-300.

Wilson, G. A. (1997) "Factors Influencing Farmer Participation in the Environmentally Sensitive Areas Scheme", *Journal of Environmental Management*, vol. 50, pp. 67-93.

Wu, J., R. M. Adams, C. L. Kling, et K. Tanaka. (2004) "From Microlevel Decisions to Landscape Changes: An Assessment of Agricultural Conservation Policies", *American Journal of Agricultural Economics*, vol. 86, no. 1, pp. 26-41.

Yatchew, A. (1998) "Nonparametric Regression Techniques in Economics", *Journal of Economic Literature*, vol. 36, no. 2, pp. 669-721.

Liste des annexes

<i>Annexe 1 : Présentation des dispositifs étudiés.....</i>	<i>133</i>
<i>Annexe 2 : Liaison entre enjeux et dispositifs</i>	<i>139</i>
<i>Annexe 3 : Thématiques détaillées des indicateurs alternatifs pertinents.....</i>	<i>140</i>
<i>Annexe 4 : Les principales variables de la base des indicateurs agro-environnementaux (BIAE)</i>	<i>155</i>
<i>Annexe 5 : Modèle de grille d'expertise.....</i>	<i>157</i>
<i>Annexe 6 : Tableau de synthèse des études expertisées</i>	<i>165</i>
<i>Annexe 7 : Expression du biais de sélection et du biais temporel</i>	<i>167</i>
<i>Annexe 8 : Mise en œuvre des méthodes d'estimation des effets propres de la politique</i>	<i>169</i>

Annexe 1 : Présentation des dispositifs étudiés

Les zones défavorisées ou mesure e du RDR

Crée en 1972 sous le nom d'Indemnité Spéciale Montagne, ce dispositif est adopté au niveau européen par une directive de 1975 et élargi aux **zones défavorisées** (cf. encadré). Aujourd'hui, l'indemnité compensatoire de handicaps naturels (ICHN) est étendue à certaines productions végétales des zones de montagnes sèches, et les ICHN animales sont désormais accordées à l'hectare et non plus en fonction des effectifs d'animaux présents.

L'objectif de l'ICHN est de contribuer, en zone défavorisée, à maintenir une communauté rurale viable et à préserver l'espace naturel en promouvant des modes d'exploitations durables. Les zones défavorisées sont réparties en quatre catégories, en fonction de leur niveau de handicaps naturels, qui déterminent des montants différenciés pour les ICHN : zone de haute montagne, zone de montagne, zone de piémont, zone défavorisée simple. Une partie du territoire de ces quatre catégories peut également être en zone sèche, identifiant un niveau supérieur de handicap naturel et par voie de conséquence, du montant des ICHN. Ce surclassement en zone sèche concerne tout particulièrement les régions méditerranéennes.

La mise en place des ICHN se fait à travers un objectif d'ensemble et des objectifs spécifiques et opérationnels (cf. Tableau 1).

Tableau 1 : Le cadre logique de mise en œuvre des ICHN en France (2000-2006)²⁴

Niveau et libellé des objectifs	Conditions de réalisation
Objectif d'ensemble du RDR Soutenir un développement rural durable en complément des autres instruments de la politique agricole commune	Les ICHN sont cohérentes avec les autres aides. Le contexte économique est favorable.
Objectifs spécifiques 1. Maintenir un tissu d'actifs agricoles 2. Contribuer à la préservation des paysages et à l'entretien de l'espace 3. Contribuer à encourager des systèmes de production plus durables respectant des exigences environnementales	1 et 2. Le plafonnement à 50 hectares permet aux ICHN de contribuer à l'entretien des terres difficiles. 1 et 2. Des aides et programmes spécifiques d'entretien des terres difficiles et de valorisation des atouts sont mis en oeuvre. 3. La définition des bonnes pratiques agricoles habituelles (BPAH) permet le respect des exigences environnementales liées aux intrants et aux effluents.
Objectifs opérationnels Compenser les handicaps naturels, c'est-à-dire : 1. Indemniser les handicaps naturels 2. Reconnaître les handicaps naturels	1. Le zonage décrit les exploitants confrontés aux handicaps naturels. 1. Le montant des ICHN est significatif dans toutes les zones, et régulièrement revalorisé. 2. Une politique stable de reconnaissance des handicaps naturels accompagne la mesure ICHN dans toutes les zones défavorisées françaises.
Actions Verser les ICHN aux exploitants	Une communication appropriée soutient la mise en oeuvre de la politique.

²⁴ Evaluation à mi-parcours - Chapitre V du RDR. Tercia – Acer campestre – MCM conseil. 2003

Pour bénéficier des ICHN, les demandeurs doivent remplir les conditions suivantes :

- résider et avoir le siège d'exploitation en zone défavorisée
- exploiter au moins 80 % de sa SAU en zone défavorisée
- adopter des pratiques d'élevage évitant le surpâturage comme le sous pâturage
- respecter les bonnes pratiques agricoles (BPA).

L'indemnité est calculée en fonction des surfaces fourragères éligibles, des productions végétales éligibles, du cheptel présent sur l'exploitation, et du type de zone défavorisée dans lequel se situe l'exploitation. Elle est plafonnée à 50 hectares. Afin de favoriser un tissu rural dense, une majoration de 30 % est accordée aux 25 premiers hectares primés. Enfin, pour les éleveurs ovins et caprins, une majoration de 30 % en zone de piémont et en zone défavorisée simple et de 10 % en zone de montagne est également effectuée.

Plus de 100 000 exploitations bénéficient actuellement de cette prime, pour un montant annuel total de plus de 500 millions d'euros. Les 3/4 des indemnités sont versées aux exploitations des zones de montagne et de haute montagne.

Définition des zones défavorisées :

Les zones défavorisées et les zones de montagne ont été délimitées par le Ministère de l'Agriculture à partir de critères définis par la CEE au début des années 70. On distingue quatre types de zones en fonction du degré de handicap : zone défavorisée de plaine, zone de piémont, zone de montagne et zone de haute-montagne.

Le classement en zone défavorisée repose sur plusieurs critères : présence de terres peu productives, revenu agricole inférieur à 80 % de la moyenne nationale, faible densité de population.

Le classement en zone de montagne repose sur des critères de pente et d'altitude. Une commune est en zone de montagne lorsque 80 % de sa superficie se trouvent à une altitude de plus de 600 mètres ou si la dénivellation entre le point le plus haut et le point le plus bas dépasse 400 mètres.

Des primes et des subventions spécifiques ou majorées par rapport aux zones de plaine peuvent être accordées dans ces zones.

Les mesures agro-environnementales ou mesure f du RDR

Le PDRN définit un catalogue « national » de mesures agroenvironnementales déclinées au niveau régional dans les synthèses agroenvironnementales.

Les mesures agroenvironnementales proposées dans le cadre du PDRN peuvent être mises en œuvre à travers plusieurs dispositifs (souscription d'une seule mesure ou contractualisation de plusieurs mesures dans le cadre d'un projet global d'exploitation). Chacune des mesures agroenvironnementales peut par ailleurs être classée selon le type de pratiques qu'elle vise et ce quel que soit le dispositif dans le cadre elle est souscrite (les MAE - campagne 2004, CNASEA).

Une large gamme d'actions, recouvrant les principaux enjeux environnementaux, a été identifiée au niveau national dans le **PDRN** pour être déclinée au niveau régional dans **les synthèses agroenvironnementales**. Ces actions élémentaires peuvent être utilisées en l'état ou combinées entre elle pour répondre aux enjeux identifiés et localisés. Elles sont classées selon une typologie en 25 postes regroupant de 1 à 18 types de mesures dans l'annexe B du PDRN (cf. Tableau 2).

Tableau 2 : Liste des actions de l'annexe B du PDRN

Code de l'action	Actions	Nombre de mesures par action
1	Reconvertir les terres arables en prairies	4
2	Allonger les rotations / Diversifier les cultures dans les rotations	5
3	Diminuer les surfaces en sol nu l'hiver	5
4	Implanter des dispositifs enherbés / créer des zones tampons	3

5	Planter des éléments fixes du paysage (haies, mares,...)	6
6	Entretien / réhabilitation des éléments fixes (haies, fossés, talus, terrasses, mares, ...)	18
7	Réorganiser le parcellaire : réduire la taille des parcelles / modifier leur forme	3
8	Modifier les traitements phytosanitaires pour réduire les pollutions / développer les méthodes de lutte raisonnée biologique	13
9	Modifier la fertilisation	10
10	Améliorer la gestion des effluents agricoles	5
11	Diminution des prélèvements d'eau sur l'exploitation	2
12	Créer ou conserver des zones d'expansion de crues	2
13	Modifier le travail du sol	7
14	Planter des cultures spéciales d'intérêts faunistique et floristique	4
15	Préserver la diversité génétique végétale et animale à usage agricole	5
16	Mode d'utilisation de la parcelle raisonnée en fonction de la gestion d'espèces naturelles	8
17	Adapter les pratiques agricoles pour se protéger des prédateurs (lynx, buses, renards, ...)	1
18	Conserver les modes d'occupation des sols à intérêts paysager et patrimonial (coteaux, vergers, bocages, ...)	10
19	Réutiliser les milieux dynamiques en déprise	6
20	Gestion extensive des surfaces en herbe	4
21	Conversion à l'agriculture biologique	
22	Agroforesterie	2
23	Réduire le drainage	2
25	Préservation des espaces agricoles périurbains en risque de déprise	4
30	Planification environnementale dans la pratique agricole	

(En grisé, les actions d'application nationales, cf. encadré)

Source : Annexe B du PDRN

La mise en œuvre des MAE en France est relativement complexe. Pour éviter les confusions, les termes suivants seront utilisés :

- le terme actions fait référence aux 25 intitulés, figurant dans l'annexe B, comme des têtes de chapitre aux mesures de l'annexe B
- le terme de mesures de l'annexe B fait référence aux 175 mesures inscrites dans l'annexe B du PDRN
- la notion de mesure régionale correspond à la déclinaison au niveau régional d'une mesure de l'annexe B. Il y a environ 2650 mesures régionales.

Tableau 3 : Exemple d'une action et de ses mesures déclinées dans le PDRN et dans une synthèse agroenvironnementale régionale :

Action 5. Implanter des éléments fixes du paysage	
Mesures dans le PDRN (Annexe B)	Mesures régionales dans la synthèse agroenvironnementale (exemple)
0501A - Plantation et entretien d'une haie 0501B - Plantation et entretien d'une haie – option : pose d'une clôture pour mise en défens	0501A 00 - Plantation et entretien d'une haie. 0501B 00 - Plantation et entretien d'une haie – Engagement optionnel : pose de clôture ou protection individuelle
0502A - Plantation et entretien d'un alignement d'arbres ou d'arbres isolés	0502A 00 - Plantation et entretien d'un alignement d'arbres
0503A - Plantation d'arbres sur talus	0503A 00 - Plantation d'arbres sur talus (talus ou digues à réhabiliter suite à la création d'une réserve d'eau à remplissage hivernal).
0504A - Création et entretien de mares	0504A 00 - Création et entretien de mares.
0505A - Création de bosquets	0505A 00 - Création de bosquets.
0506A – Création de talus	

Chaque synthèse régionale agroenvironnementale précise pour chaque action agro-environnementale retenue au moins un territoire, le cahier des charges, le montant de l'aide et sa justification. Quatre actions relèvent d'un cahier des charges nationales (cf. encadré).

Cas particulier des 4 mesures-types nationales :

Quatre actions de portée générale sont mises en œuvre sur l'ensemble du territoire national. Les cahiers des charges peuvent être modifiés localement par décision du préfet de département, uniquement quand la modification va dans le sens d'une augmentation des contraintes ou d'une diminution des montants. Il s'agit de :

- action 1 - mesure 0101A : conversion des terres arables en herbages extensifs
- action 15 – mesures 1501A, 1502A et 1503A : races menacées de disparition
- action 21 – mesures 2100B, C, D, E et F : conversion à l'agriculture biologique
- action 22 – mesures 2201A et 2202A : création et gestion d'habitats agroforestiers

Les MAE sont mises en place à travers soit un dispositif **territorialisé**, soit un dispositif d'enjeu national ou **généraliste**.

Le dispositif territorialisé se traduit par la mise en place, dès 2000, de contrats territoriaux d'exploitation (CTE), inscrits dans la Loi d'Orientation Agricole du 9 juillet 1999. Cette contractualisation se fait à travers un projet global d'exploitation territorialisé. Elle est remplacée à partir de fin 2003 par les contrats d'agriculture durable (CAD).

CTE et CAD constituent des **outils privilégiés de la mise en œuvre des MAE** (cf. Tableau 4), en particulier le volet environnemental qui concerne la mesure f du RDR. Les autres mesures du RDR (a, m, o, p, q et t) sont déclinées dans les volets économique et social.

Tableau 4 : Mesures territorialisées CTE / CAD

Mesures RDR	CTE – de 2000 à 2003	CAD – de 2003 à 2006
Mesure f - MAE	Un volet environnemental	Recentrage sur les enjeux environnementaux prioritaires grâce à la définition de contrats types au niveau local.
mesures a, m, o, p, q et t	Un volet économique Un volet social	Volet économique facultatif
		Simplification administrative par rapport au CTE Meilleur cadrage budgétaire

A ces deux dispositifs s'ajoutent les opérations locales agro-environnementales (OLAE) et les engagements agroenvironnementaux (EAE) Marais Poitevin/Marais de l'Ouest. Les OLAE datent des programmes régionaux agroenvironnementaux 1993-1997, elles ont été reconduites en 1998 afin de renouveler les engagements arrivant à échéance. Dans le Marais Poitevin, certaines OLAE arrivant à échéance en 2002, ont pu être poursuivies à travers un dispositif simplifié (EAE) de contractualisation de la mesure « gestion contraignante d'un milieu remarquable » (mesure 1806 du PDRN).

Quant au dispositif généraliste, il s'agit d'une souscription en « masse » d'une seule MAE répondant à un enjeu national, à travers un cadre de contractualisation simplifié, sans nécessité de projet global. Il s'agit de la MAE Tournesol, la MAE rotationnelle, la Prime Herbagère Agro-environnementale (PHAE) qui succède à la PMSEE (prime à l'herbe) (cf. Tableau 5).

Tableau 5 : Les mesures de « masse » ou généralistes

PMSEE – 1993 au 30 avril 2003	PHAE – 2003 à 2006
Prime au maintien des systèmes d'élevages extensifs ou « prime à l'herbe » :	Prime herbagère agroenvironnementale :
<ul style="list-style-type: none"> - Mesure d'accompagnement de la réforme de la PAC 1992, reconduite en 1998 - Objectif : Maintien d'une agriculture favorable à la préservation de la nature - Pour les agriculteurs ne s'engageant pas dans un CTE <p><i>Après 2003, la Commission européenne a refusé sa reconduction, car elle estimait que c'était plus un soutien de marché qu'une aide environnementale.</i></p>	<p>Mise en place en 2003 pour prendre le relais de la PMSEE</p> <p>Deux objectifs : gestion extensive des prairies (mesures 2001 et 2002 du PDRN) et maintien de l'ouverture des milieux à gestion extensive (mesure 1903).</p> <p>La PHAE peut s'articuler avec les CAD; dans ce cas, les surfaces éligibles du CAD ne doivent pas être les mêmes que celles contractualisées au titre de la PHAE. De plus, le CAD ne doit pas comporter les mesures 2001, 2002 ou 1903.</p>

Source : les mesures agro-environnementales, campagne 2004, CNASEA

<p style="text-align: center;">MAE rotationnelle</p> <p style="text-align: center;">« diversification des cultures dans l'assolement »</p>	<p style="text-align: center;">MAE Tournesol</p>
<p>Dispositif ouvert à titre expérimental en 2002 dans 7 régions représentatives des zones intermédiaires, auxquelles viennent s'ajouter deux nouvelles régions en 2003</p> <p>Objectif : enrayer le processus de spécialisation des productions végétales en encourageant la diversification des assolements (mesure 0205 du PDRN) pour un meilleur respect de l'environnement et de préservation de la ressource en eau et de la biodiversité.</p>	<p>Mise en place en 2000 pour limiter l'impact négatif de la baisse des aides aux oléagineux sur les surfaces en tournesol et sur l'environnement. Modifié en 2001, pour pouvoir être intégrée dans le volet environnement du PDRN (mesure 0305 du PDRN).</p> <p>Objectif : encourager les pratiques rotationnelles incluant du tournesol et limiter les surfaces en sol nu l'hiver.</p>

Annexe 2 : Liaison entre enjeux et dispositifs

Enjeux	Code	Intitulé	Dispositifs & Particularités d'application					
			CTE / CAD	PHAE	MAE Tourn.	MAE Rotat.	ICHN	
				Prairie	- Rotation incluant le tournesol - Sol nu hiver		- Zone défavorisée - Chargement animal	
Sol	SOL1	maîtriser l'érosion du sol (réduire la surface de sol nu, aménager l'espace agricole)	X	X	(x)	(x)	X	
	SOL2	maintenir la qualité ou la fertilité des sols (notamment prévenir ou réduire les apports d'intrants chimiques ou organiques)	X		X	X	(x)**	
Eau	nitrate	EAU1	réduire les apports (nitrate)	X	X	(x)	(x)	(x)**
		EAU2	réduire les transferts (nitrate)	X	X			
	pesticides	EAUp1	réduire les apports (pesticides)	X	X	(x)	(x)	(x)
		EAUp2	réduire les transferts (pesticides)	X				
	irrigation	EAUq1	réduire les surfaces en cultures irriguées	X				
		EAUq2	réduire le niveau d'irrigation à l'hectare	X				
Biodiversité	commune	BIOc1	réduire les intrants	X	(x)*			(x)
		BIOc2	rotation des cultures	X		X	X	
		BIOc3	végétation en période critique	X	X	(x)	(x)	
		BIOc4	gestion écologique	X	X			
	remarquable	BIOr1	conservation des espèces faunistiques et floristiques remarquables	X				
		BIOr2	conservation des habitats	X	(x)*			
BIOr3		conservation des races domestiques animales et végétales menacées	X					
Paysage	PAY1	diversification	X	X	(x)	X	X	
	PAY2	identité territoriale	X	X			X	
	PAY3	identité culturelle	X	X			X	
Agriculture durable	AD1	agriculture durable en ZD	X				X	
	AD2	agrobiologie	X					
	AD3	agriculture intégrée	X			(x)		
Autres	AUT	autres thèmes						
	MUL	multi-thèmes						

* La limitation du taux d'intrants est trop forte (NPK 60-60-60) pour qu'on ait un impact sur les pratiques. On rémunère l'existant.

** La limitation du taux de chargement est trop élevée (2 UGB/ha) pour qu'on ait un impact sur les pratiques. On rémunère l'existant.

Annexe 3 : Thématiques détaillées des indicateurs alternatifs pertinents

Thèmes des Indicateurs			Num. unité	Inventaire des unités
Niveau0	Niveau 1	Niveau 2		
Contrats et certifications agro-environnementaux	caractéristiques des contrats	montant de contrat	1	% du montant total des MAE des zones étudiées
		surface de contrat	1	ha ; ha SAU ; surface contractualisée dans la zone à enjeu (000 ha) des zones étudiées ; % (surface cultivée) ; % (terres agricoles) ; % (zones protégées) ; % (surfaces totales) ;
			2	mètres d'éléments linéaires ;
			3	% (nombre d'exploitations agricoles)
		surface de contrat (AB)	1	ha SAU ; % (ha SAU) ; ha ;
			2	% exploitations agricoles ; nombre d'exploitations
		type de contrat	1	Proportion de mesures à effet fort
		contrats pour les races et variétés domestiques	1	nombre de races (menacées ; figurant sur les listes communautaires ou FAO) ;
2	nombre d'animaux sous contrat par rapport aux effectifs de la race (nombre de mères) ;			
Occupation des terres	densité de cultures	densité de cultures	1	% SAU ;
			2	nombre de cultures
		densité de cultures (légumineuses)	1	% SAU ; surface ;
	2		% de légumineuses (pâturages) ;	
	3		ratio non-légumineuses /légumineuses dans les rotations	
	utilisation des terres		1	surfaces entrées et sorties du domaine agricole et forestier/semi-naturel (ha) ;
			2	% (surfaces) de cultures et par autres catégories ; taux d'utilisation agricole des terres (% surface totale) par grande catégorie ; % d'évolution de la distribution relative des grands types de cultures agricoles ;
			3	ratio culture/prairie ;
4			nombre d'éléments linéaires liés à l'agriculture (nombre par km) ;	
5			longueur des éléments paysagers linéaires ;	

Thèmes des Indicateurs			Num. unité	Inventaire des unités
Niveau0	Niveau 1	Niveau 2		
			6 7 8	nombre de classes agricoles ; densité de patches ; matrice de changement de la couverture des terres par type et taille
	assolement	assolement des cultures	1 2 3 4 5 6 7 8 9 10 11 12 13	% SAU par culture ; ha ; % (nombre de cultures adaptées aux conditions agroécologiques régionales / nombre de cultures principales) ; % des espèces régionales par rapport au total utilisé ; % des cultures régionales par rapport au total utilisé ; % des plantes régionales par rapport au total utilisé niveau qualitatif (nombre d'espèces végétales cultivées) ; niveau qualitatif (% de la culture principale /surface cultivée) ; indice de diversité (Shannon-Weaver) ; indice (diversité en espèces cultivées) ; score (surface de culture > 10% SAU) ; score (cultures dominantes (% surface cultivable) ; présence significative (+10%) d'une culture en mixité intra parcellaire) ; score (nombre de cultures ; facteur de répartition des cultures ; facteur taille de parcelle) ; score (% de prairies de plus de 3 ans dans la SAU) ; score (% de cultures en mélange dans la SAU) ; score (nombre et types de cultures successives) ; score (surfaces assolées) ; score (part des prairies permanentes ou prairies temporaires de plus de 5 ans (%)) ; nombre d'espèces d'arboriculture/viticulture et autres cultures pérennes ; nombre de variétés, cépages ou porte-greffes ; existence d'agro-foresterie, cultures ou prairies associées sous verger) ;
	succession culturale	rotation des cultures	1 2 3 4 5 6	nombre de cultures /an ; parts maximales d'une culture ; durée des intervalles entre cultures de la même famille ; score (effet de la culture précédente ; retour de la culture notée ; diversité des cultures) ; score (questionnaire) ; indice (moyenne du conté /moyenne MRLA (nombre de points))
	surface d'agriculture intensive	surface d'agriculture intensive	1	ha ; % surface

Thèmes des Indicateurs			Num. unité	Inventaire des unités
Niveau0	Niveau 1	Niveau 2		
	chargement de bétail	densité de chargement de bétail	1 2 3	LSU ; LSU/ha ; UGB /ha fourrage plafonné ; GV/ha ; unités bovins /ha ; LSU/ha ; unités DSE ("Dry sheep equiv.") (DSE total/holding, DSE/ha, DSE/ha/100mm de pluie) ; score (UGB/ha) ; score (questionnaire) ; % (ha)
	surface en jachère	densité de jachère	1	% SAU
	taille des parcelles	taille des parcelles	1 2 3 4	ha ; niveau qualitatif (liste et taille des parcelles) ; score (dimension maximale d' "unité spatiale de même culture" (ha) ; dimension moyenne des parcelles (ha)) ; score (taille de parcelle (ha))
	densité de prairies	densité de prairies	1 2 3 4	% SAU ; ha/ha ; % ; ha ; score (% SAU) ; score (% de prairies annuelles (semées pour une durée de 2 à 6 ans) dans la SAU) ; nombre d'espèces par parcelle
	artificialisation des terres	taux d'artificialisation des terres	1 2	ha ; % (ha) ; index (% fragmentation)
Pratiques culturelles (diverses)	gestion temporelle des prairies	fréquence de fauche des prairies	1 2 3	% SAU prairie fauchée fanée ; date (dates de fauche des prairies pour la première fauche) ; % surfaces coupées tard après la date spécifique dans les prairies permanentes ;
		âge des prairies	1	âge (nombre d'années)
		gestion des surfaces fourragères	1	score (présence de fauche et pâture ; prairies permanentes (% SAU) ; surface de maïs ensilage (% SFP))
	couverture du sol	taux de couverture du sol (hiver)	1 2 3 4	surface totale des terres sans couvert végétal en hiver ; % de surface de l'exploitation ; score (% surface couverte en hiver /SAU) ; score (% surface en sol nu en hiver /SAU) ; score (grille de notation) ; % (jours)
		taux de couverture du sol	1	nombre de jours /an ; % annuel ;

Thèmes des Indicateurs			Num. unité	Inventaire des unités
Niveau0	Niveau 1	Niveau 2		
			2	% SAU cult. print. ;
			3	surface sans végétation ; % (surface) ; % sol nu ; % sol couvert par végétation ou débris de récolte ;
			4	% propriétés avec végétation permanente ;
			5	score (% STH (prairies naturelles et parcours) dans SAU) ;
			6	score (types et durées de couverture du sol) ;
			7	indice (à préciser) ; indice (% surface)
		systèmes alternatifs	adoption de systèmes alternatifs	1
			2	effectif de parcelles ;
			3	ha ;
			4	nombre d'exploitants ; nombre de membres cumulés ; nombre annuel de nouveaux membres
			5	audits complétés
	lutte intégrée	surface de lutte intégrée	1	ha ; SAU ; % (ha)
		nombre de variétés végétales de lutte intégrée	1	nombre de variétés avec résistance génétique aux pathogènes et parasites
	protection du sol et de l'eau	plans de protection du sol et de l'eau	1	% surface totale avec plans de protection
Aménagements paysagers et environnementaux	densité d'éléments linéaires	densité d'éléments linéaires	1	m haies et murs ; m éléments linéaires paysagers ; longueur des bordures de terrain (km) ; m éléments linéaires /ha ;
			2	m ² /ha (bandes enherbées, bordures de rivières) ;
			3	score (mètres linéaires de haies, lisières, bosquets) ;
			4	nombre de mares
		densité d'éléments linéaires (bandes enherbées)	1	m ;
			2	% SAU ;
			3	m ² bandes enherbées /ha ; surface "Cereal Field Margin management"
		densité d'éléments linéaires (haies)	1	m ; m/ha ; % (m haie /ha SAU) ;
			2	% SAU ;
			3	score (m haies /ha SAU) ;
	4		score (longueur des haies ; SAU)	
	densité d'éléments linéaires (lisières de forêts)		1	% SAU ;

Thèmes des Indicateurs			Num. unité	Inventaire des unités
Niveau0	Niveau 1	Niveau 2		
			2	score (longueur des lisières de forêts ; SAU)
		densité d'éléments linéaires (ripisylves)	1	longueur cours d'eau permanents avec végétation ripisylve (m) ; % longueur totale cours d'eau avec végétation ripisylve (m/m) ;
			2	m bordures de rivières exposées (champs cultivés ; pâturages) ; % (m/m) bordures de rivières exposées (champs cultivés ; pâturages) ; % longueur cours d'eau protégés (m/m) ; % (m/m) protection du cours d'eau contre la dérive des pesticides ;
			3	présence de talus et bordures à végétation permanente dans les terrains en pente ;
			4	score (% de linéaires de cours d'eau protégés (bandes enherbées, haies, ripisylves)) ;
			5	score (questionnaire protection des cours d'eau) ;
			6	forêts intactes le long des cours d'eau (unités ?) ;
			7	Index de couverture de ripisylves (« RLI »)
	densité d'arbres	densité d'arbres	1	% SAU ; % surface ; % ; ha/ha ; km ² ;
			2	% évolution du taux de déforestation annuel ;
			3	score (% SAU) ;
			4	nombre d'espèces ligneuses d'arbres d'alignement et autres végétaux structurants
	densité d'éléments paysagers	densité d'éléments paysagers	1	nombre d'exploitations avec une mare à poissons ;
			2	surface occupée par des éléments paysagers sur l'exploitation (% ; score(%))
	densité de surfaces écologiques	densité de surfaces écologiques	1	score (surface de régulation écologique (% SAU) ; nombre de points d'eau, zone humide ; présence de prairies permanentes sur zones inondables ; présence de pelouses sèches (> 1/2 ha) ; présence de bandes enherbées, terrasses, murets entretenus ; présence de parcours non mécanisables, alpages) ;
			2	niveau qualitatif (surfaces écologiques (type, taille en surface ou en linéaire) ; SAU) ;
			3	score (surfaces de 3 types d'éléments naturels) ;
			4	score (indicateur "surface de compensation écologique")
	densité de zones tampon	densité de zones tampon	1	ha tampon /SAU
	densité d'infrastructures agroécologiques	densité d'infrastructures agroécologiques	1	densité de prairies extensives, éléments arborés, bandes enherbées (% SAU) (cantons ; cantons déficitaires) ;

Thèmes des Indicateurs			Num. unité	Inventaire des unités
Niveau0	Niveau 1	Niveau 2		
			2	score (protection par les éléments naturels)
	densité de surfaces naturelles	densité de surfaces naturelles	1	longueur totale des frontières entre zones agricoles et de conservation (km/km ² ; km /ha) ;
			2	surface totale de terres agricoles / surface totale des réserves de conservation (km/km ² ; ha/ha) ;
			3	intensité de la production agricole (ha/ha ; %)
	actions pour la biodiversité	aménagements pour la faune sauvage	1	nombre de dispositifs
		plans d'action pour la biodiversité	1	Couverture des IBAs ("Important Bird Areas") par des "Species Action Plans"
Biodiversité naturelle	densité d'espèces et populations	nombre d'espèces	1	populations et nombre d'espèces sauvages en rapport avec l'agriculture ; populations et nombre des principales espèces allogènes pouvant porter préjudice à la production agricole et aux agro-écosystèmes ; nombre d'espèces de vertébrés ou d'invertébrés utilisant un habitat sur les terres agricoles par espèce ; nombre total d'espèces de plantes sauvages dans les prairies permanentes ; nombre d'espèces par biotope ;
			2	nombre d'espèces végétales / section d'INR (en m) ; nombre de fleurs /m /mois d'infrastructure écologique ;
			3	nombre d'espèces / m ² par biotope ; nombre de mammifères et d'oiseaux /10 000 km ² ;
			4	indice de biodiversité ; indice de diversité de Simpson ;
			5	score (nombre d'espèces menacées) ;
			6	score (nombre d'espèces caractéristiques d'une région et bénéficiant de la culture) ;
			7	score (% de décroissance des espèces indigènes) ;
			8	nombre d'espèces menacées par groupe taxonomique ; nombre d'espèces globalement menacées ; nombre d'espèces menacées par l'agriculture par groupe d'organismes ; nombre d'espèces menacées dans divers habitats agricoles ; nombre d'espèces et communautés écologiques présumées éteintes, menacées ou vulnérables ;
			9	% d'espèces menacées endémiques ;
			10	% surface par classe de nombre d'espèces menacées ;
			11	nombre d'espèces d'un groupe (% valeur originale) ;
			12	% de l'abondance en espèces par rapport à la valeur de base/référence

Thèmes des Indicateurs			Num. unité	Inventaire des unités
Niveau0	Niveau 1	Niveau 2		
			13	différences (espèces, abondance d'arthropodes et vers de terre) entre les terres arables cultivées en agriculture organique et en agriculture conventionnelle ;
		nombre d'espèces (flore)	1 2 3	% saturation en espèces de flore sauvage ; nombre d'espèces de la flore sauvage protégées et de la « Liste Rouge » ; nombre total d'espèces de plantes sauvages dans les prairies permanentes
		nombre d'espèces (oiseaux)	1 2 3 4	nombre d'espèces d'oiseaux nicheurs ; nombre d'espèces d'oiseaux protégées et de la « Liste Rouge » ; nombre d'espèces de la Directive Européenne Oiseaux ; % saturation en espèces d'oiseaux nicheurs
		nombre d'espèces (papillons)	1 2	% saturation en espèces de papillons ; nombre d'espèces de papillons protégées et de la « Liste Rouge »
		nombre d'espèces (organismes du sol)	1 2	% saturation en espèces de vers de terre ; nombre d'espèces de communautés microbiennes
		nombre de groupes morphologiques	1	nombre de groupes morphologiques (arthropodes ; plantes herbacées)
		taille de population (oiseaux)	1 2 3 4 5	tendance de taille de population d'une sélection d'espèces sensibles ; % espèces d'oiseaux agricoles dont la population décroît ; population par type ; tendances des populations d'espèces sauvages selon le statut de sensibilité ; indice (comptages d'espèces d'oiseaux) ; indice (tailles de populations de 23 espèces d'oiseaux) ; indice (population par type)
		surface de population (oiseaux)	1 2	nombre d'IBAs ("Important Bird Areas") ; surface d'IBAs ("Important Bird Areas")
	statut de protection des espèces	statut de protection des espèces	1 2	Statut des espèces globalement menacées ; Modification du statut des espèces mondialement menacées ; Modification du statut des espèces concernées par la conservation européenne (espèces de l'Annexe I ; par habitats/régions)
	densité d'habitats	nombre d'habitats	1 2 3	nombre d'îlots d'habitats dans les parcelles agricoles ; nombre de biotopes par exploitation ; % saturation de l'habitat

Thèmes des Indicateurs			Num. unité	Inventaire des unités
Niveau0	Niveau 1	Niveau 2		
		surface d'habitat	1	superficie des habitats semi-naturels et naturels non cultivés situés sur les terres agricoles (ha) ; changements intervenus dans l'affectation des terres agricoles ; superficie agricole occupée par les habitats agricoles semi-naturels (%) ; habitats naturels (% des terres agricoles) ; part minimale des surfaces d'habitats semi-naturels (%) ;
			2	superficie nette occupée par des écosystèmes aquatiques affectés à des usages agricoles (ha) ;
			3	Matrice des habitats ;
			4	matrice d'habitats (surfaces (ha), unités d'utilisation d'habitats par groupes d'espèces et type d'utilisation) ;
			5	nombre d'espèces selon 3 listes d'espèces indicatrices
	risques pour les habitats	indice de risque pour les habitats (oiseaux)	1	score d'impact sur les IBAs ("Important Bird Areas") (intensification / extension agricole, abandon / réduction de la gestion des terres, abstraction d'eau des nappes, "shifting agriculture", etc.) ;
			2	score de tendance des IBAs ("Important Bird Areas") (changements d'état du site et de la biodiversité, menaces majeures, changements dans le statut légal du site, etc.)
	acidification de la végétation	acidification de la végétation	1	dépôts d'équivalents acides totaux dans la végétation /ha
Biodiversité domestique	densité de races et variétés agricoles	effectif de races et variétés agricoles	1	nombre de races clés de bétail ; taille de population des races indigènes ; nombre de variétés de cultures et de bétail ; nombre de variétés enregistrées de cultures clés ; nombre total des principales races et variétés ; % (nombre total) des principales races et variétés ; nombre d'espèces (cultivées ; cultivées rares et menacées ; animaux d'élevage ; animaux d'élevage rares et menacés) ; nombre total de variétés et races enregistrées et certifiées pour la commercialisation ;
			2	évolution du nombre répertorié de races et variétés domestiques ; évolution des cultures et bétails (% de la valeur à 30 ans) ;
			3	% nombre d'espèces par catégorie de bétail ; % (principales variétés cultivées, races d'animaux d'élevage) ; % des trois races majeures par catégorie de bétail ; % des trois variétés majeures de cultures dans la zone de production de graines ;
			4	% (ha) des 5 variétés dominantes par catégorie de culture ;
			5	score (nombre d'espèces cultivées ; nombre de variétés ; part des légumineuses dans l'assolement) ;
			6	score (nombre d'espèces animales ; nombre de races) ;

Thèmes des Indicateurs			Num. unité	Inventaire des unités	
Niveau0	Niveau 1	Niveau 2			
			7	score (nombre de races ou variétés régionales dans sa région d'origine ; nombre de races, variétés, cépages et porte-greffes, ou espèce rare et/ou menacée) ;	
			8	score (nombre d'UGB alimentation totale par type de cheptel) ;	
			9	score (nombre de races/espèces élevées sur le sol de l'exploitation) ;	
			10	score (utilisation de races et/ou variétés locales) ;	
			11	indice de diversité (Shannon-Weaver) des trois variétés majeures de cultures dans la zone de production de graines ; indice de diversité des cultures ; indice de diversité de Shannon modifié (espèces végétales agricoles) ;	
			12	niveau qualitatif (cultures, surfaces, nombre de variétés cultivées pour les 3 espèces les plus représentées) ;	
			13	niveau qualitatif (nombre et origine des races présentes sur l'exploitation) ;	
			14	nombre de races et variétés nationales menacées ; races et variétés menacées ;	
			15	statut de vulnérabilité des races indigènes ;	
			16	score (espèces et variétés locales menacées)	
Fertilisation	bilan de l'azote	bilan de l'azote	1	kg N /ha ; unités N /ha ; NO3 équiv. /ha (potentiel d'eutrophisation) ; % variation (kg N /ha) ; mg / kg de sol ; surplus (kg N /ha) ; quantités N apportées / quantités N utilisées ; % (prélèvement en kg/ha / N disponible en kg/ha)	
			2	niveau qualitatif ;	
			3	score (kg N /ha ; présence de cultures de pièges à nitrates ; intensité de fertilisation P et K) ;	
			bilan de phosphore	1	surplus (kg P /ha)
		intensité d'application de fertilisant		1	millions de tonnes métriques /an ; t ;kg/ha ; unités N et P /ha ;
			2	% d'évolution (millions de tonnes métriques /an) ;	
			3	score (N total / N norme) ;	
			4	score (apports nécessaires et recommandés de M.O.) ;	
			5	score (nombre d'applications de fertilisants minéraux) ;	
			6	score (kg N /ha ; autres données) ;	
	7		score "pratiques extensives" (nombre d'unités azote par type de culture)		
	surface d'application de fertilisant		1	% SAU ;	
		2	score (Surface recevant de la matière organique (ha) ; SAU (ha)) ; score (% de SAU ayant reçu au moins un apport organique) ; score (% SAU recevant des restitutions organiques)		

Thèmes des Indicateurs			Num. unité	Inventaire des unités	
Niveau0	Niveau 1	Niveau 2			
		potentiel de transfert des nitrates	1	émissions de N et P ; 2 nombre total de bovins et porcins ; 3 niveau qualitatif (potentiel de lessivage, vulnérabilité des aquifères, balance azotée, gestion de l'inter-culture) ; 4 niveau qualitatif (pertes potentielles de nitrates dues aux pratiques agricoles) ; 5 niveau qualitatif (risque de pollution diffuse des eaux de profondeur) ; 6 score (lessivage de NO3 ; émissions de N2O ; volatilisation de NH3) ; 7 score (rejets azotés) ; 8 score (Intrants P et N ; bilan P et N ; stockage des fumiers/lisiers agricoles)	
		gestion azotée de l'interculture	1		
	production de fertilisants organiques	production de fertilisants organiques	1		t/ha
	indice de risque des fertilisants	indice de risque des fertilisants	1		score de risque de contamination de l'eau du sol par le stockage et l'utilisation de fertilisants (questionnaire)
	type de fertilisant	type de fertilisant	1		score (valorisation de matière organique (% SAU) ; part de compostage (%) ; autres données) ; score (questionnaire)
Utilisation d'intrants non renouvelables	intensité d'utilisation d'intrants non renouvelables	intensité d'utilisation d'intrants non renouvelables	1		valeur des intrants non-renouvelables / coûts totaux (Euros/Euros) ; 2 revenu net / valeur des intrants non renouvelables (Euros/Euros)
	rendement des intrants non renouvelables	rendement des intrants non renouvelables	1		
Pesticides	utilisation de pesticides	indice de risque des pesticides	1 à 29		score (tonnes de matières actives par pesticide ; scores de risque par pesticide) ;

Thèmes des Indicateurs			Num. unité	Inventaire des unités
Niveau0	Niveau 1	Niveau 2		
				<p>score (contamination de l'eau du sol par stockage et utilisation de pesticides) ; score (indicateur "environmental yardstick for pesticides" pour 3 compartiments) ; score (risque de la présence de résidus de pesticides dans la phase liquide du sol) ; score (ingrédients actifs (kg/ha) ; temps de dégradation (jours)) ; score de risque pour la santé humaine (produits ; doses ; toxicité aigue du produit et effets sur l'environnement ; quantité de matière active) ; nombreux scores de type exposition/toxicité ; autres scores de risque ; classe de risque (produits, doses, dates de semis et de récolte ; quantité de matière active) ; niveau qualitatif (itinéraires techniques ; GUS par matière active ; date de semis ; quantité de matière active) ; niveau qualitatif (potentiel de lessivage des sols ; vulnérabilité des aquifères ; potentiel de transfert vers les eaux de profondeur) ; niveau qualitatif (aménagements) ; niveau qualitatif (potentiel de transfert horizontal ; aménagements ; potentiel de transfert vers les eaux de surface) ; niveau qualitatif (taille des parcelles ; potentiel de transfert vers les eaux de profondeur) ; niveau qualitatif (taille des parcelles ; sensibilité du milieu au transfert horizontal) ; niveau qualitatif (taille des parcelles ; risque de pollution diffuse des eaux de profondeur) ; niveau qualitatif (taille des parcelles ; risque de pollution diffuse des eaux de surface)</p>
		<p>intensité d'application de pesticides Préférer l'indicateur IFT actuellement développé en France à la quantité de matières actives.</p>	<p>1 tonnes d'ingrédients actifs /an ; kg d'ingrédient actif /ha ; l/ha ; quantité de produit /ha /an ; quantité de matière active (herbicides) /ha ; tonnes d'ingrédients actifs ; ventes (t de substance active) ;</p> <p>2 quantités de substances épandues en périodes "à risques" ;</p> <p>3 surfaces ou linéaires traités ; surface totale d'épandage des pesticides (ha) ;</p> <p>4 surfaces totales d'application de pesticides sur cultures arables en fonction de la classe de risque ;</p> <p>5 % (surface traitée non chimiquement /surface traitée) ;</p>	

Thèmes des Indicateurs			Num. unité	Inventaire des unités
Niveau0	Niveau 1	Niveau 2		
			6	score (surface développée (ha) ; SAU (ha)) ; score (surface traitée développée (ha)) ;
			7	score (surfaces traitées (ha) ; nombre de traitements à dose homologuée ; SAU) ;
			8	score (quantité de phytosanitaires utilisée /ha) ;
			9	score (surface traitée /SAU hors prairies naturelles)
		période d'application de pesticides	1	indice de fréquence de traitement (produits ; doses ; doses d'homologation des produits) ;
			2	% (exploitations, nombre de parcelles, ha) en parcelles à risques avec changement de période d'application
		divers	1	transport par ruissellement (kg/ha/an) ;
			2	% agriculteurs se protégeant
Qualité de l'eau	qualité de l'eau	qualité de l'eau (effluents)	1	score (questionnaire : production de lisier ; traitements...)
		qualité de l'eau (phosphore)	1	mg/l (estuaire des rivières)
		qualité de l'eau (pesticides)	1	µg /l (rivières) ;
			2	% de sites avec un certain nombre de pesticides détectés ;
			3	% de sites avec teneur en pesticides dépassant les normes ou recommandations ; % de pesticides de concentration supérieure à 0,01 µg/l (nappes) ; % des sites avec au moins un échantillon excédent 1 partie pour 10 billions (nappes phréatiques) ;
			4	classes de qualité CORPEN ;
5	nombre annuel de procès verbaux pour pollution de la ressource en eau par des phytosanitaires ; existence d'un procès verbal à l'encontre de l'agriculteur ;			
6	nombre de captages abandonnés depuis l'origine (non potables selon pesticides)			
	qualité de l'eau (nitrate)	1	mg NO3 /l (eau du sol) ; mg/l (estuaire des rivières) ; mg NO3-N /l (eau de drainage) ; mg/l (nappes) ; mg/l ("eau") ; teneur régionale moyenne des eaux de surface en N ; % sites pour 4 classes de concentration moyenne de nitrates des nappes (zones de prairies)	
		2	mg nitrates /l (concentration potentielle)	
	turbidité de l'eau	1	matières solides en suspension dans l'eau des rivières (mg/l)	
Qualité du sol	qualité du sol	indice de qualité du sol	1	% des terres cultivées selon 3 classes d'indice de maturité des nématodes ;
			2	indice (indicateurs : profondeur du sol, teneur en MO, taux de couverture végétale permanente)

Thèmes des Indicateurs			Num. unité	Inventaire des unités
Niveau0	Niveau 1	Niveau 2		
		teneur du sol en matière organique	1	% carbone organique (sol de surface ; "sol") ; level of soil organic carbon ("SOC" - unité ?) ; teneur en MO (sol de surface - unité ?) ; % matière organique ; teneur matière organique (kg/ha) ; teneur en matière organique (%) (sol de surface, 3 classes) ;
			2	score (g de matière organique /unité de sol) ;
			3	indice (% matière organique) ;
			4	stock de carbone organique (t) ;
			5	bilan carbone organique (kg/ha/an ; kg/ha) ;
		teneur du sol en métaux lourds	1	mg métaux lourds /kg sol
		teneur du sol en pesticides	1	kg herbicides présents dans le sol /km ²
		pH du sol	1	unités pH
		salinité du sol	1	indice de risque (incidence de nappes aquifères hautes, interprétation de géologie, sols et "landform") ;
			2	% superficie par classe de % avec fort risque de salinité ;
			3	% superficie par classe de % de végétation originelle avec fort risque de salinité ;
			4	dS/m
Utilisation de l'eau	efficacité d'utilisation de l'eau	efficacité d'utilisation de l'eau	1	tonnes de production / volume d'eau d'irrigation
	intensité d'utilisation de l'eau	intensité d'utilisation de l'eau	1	m ³ /ha ; m ³ /ha /an ; million m ³ /an ; volume d'eau d'irrigation utilisée (million m ³) ; niveau qualitatif (volume d'eau consommé (m ³) /ha irrigué /an) ; niveau qualitatif (volume d'eau consommé sur le site d'exploitation (m ³)) ; score (volume d'eau consommé (m ³ /ha/an)) ; score (consommation totale d'eau sur l'exploitation (m ³ /an)) ;
			2	part de l'agriculture dans l'utilisation de l'eau pour l'irrigation (%) ;
			3	surfaces et types de cultures alimentées par irrigation de manière exclusive ou complémentaire (ha) ; % (surface irriguée/surface totale) ;
			4	% (ha irrigable /ha UAA) ;
			5	% (terres irriguées/irrigables) ;

Thèmes des Indicateurs			Num. unité	Inventaire des unités
Niveau0	Niveau 1	Niveau 2		
			6	niveau qualitatif (nombre de passages d'irrigation à dose > 30mm) ;
			7	niveau qualitatif (m3 /ha irrigué /an ; nombre de passages d'irrigation à dose > 30mm) ;
			8	% superficie cultivée irriguée par type de système d'irrigation ;
			9	capacité de stockage (million m3) ;
			10	score (dose d'irrigation ; modèle de bilan hydrique simplifié) ;
			11	score (consommation en eau ; stabilité de la ressource en eau)
	niveau des ressources en eau	niveau d'eau des nappes	1	niveau d'eau (m ; autre unité ?) ;
			2	extraction / disponibilité (%) ;
			3	évapotranspiration des cultures (mm)
		niveau d'eau des rivières	1	% cours d'eau détournés ou régularisés pour l'irrigation
	drainage	surface de drainage	1	surface de parcelles avec drains souterrains (ha)
Erosion et compaction du sol	intensité de l'érosion du sol	intensité de l'érosion du sol (eau)	1	% terres agricoles affectées par l'érosion hydrique en 3 groupes de niveaux (t/an) ;
			2	somme de précipitations dommageables (mm) ;
			3	tonnes /ha /an ; kg/ha/an ; t/ha ; t/km ² ;
			4	quantité de sédiments transporté des terres agricoles aux zones non agricoles et aux masses d'eau (unité ?) ;
			5	score (index de couverture du sol ; érosion du sol (%/an ou t/ha/an)) ;
			6	indice (acres de terres agricoles érodées > T) ;
			7	indice (moyenne du conté /moyenne MRLA (érosion/acre)) (terres cultivées ; terres non cultivées)
		intensité de l'érosion du sol (vent)	1	t/ha/an
		intensité de l'érosion du sol (travaux agricoles)	1	t/ha/an ; t/ha
		indice de protection du sol contre l'érosion	1	indice de protection contre l'érosion (type de culture et de labour, date de semis, couverture du sol avec la culture précédente ; pratiques (bandes enherbées, drainage du surplus d'eau))
		surface avec mesures de conservation du sol (érosion)	1	% des terres avec pratiques de conservation
		surface de non-labour	1	score (% de surface semée sans labour profonde dans la SAU)
	pente	pente	1	classe de pente

Thèmes des Indicateurs			Num. unité	Inventaire des unités
Niveau0	Niveau 1	Niveau 2		
	impacts des travaux agricoles sur le sol	risque de compaction du sol	1	charge de machines /capacité de support du sol ;
			2	indice (indice de compaction du sol de surface à la saturation en eau / indice probabilité de saturation en eau à la date de récolte) ;
	3		indice (unités ?)	
	pression des travaux agricoles sur le sol	1	score (travail du sol sans retournement (% SAU) ; sols nus et artificialisés (% surface totale) ; surfaces irréversiblement artificialisées (> 10% surface totale) ; questionnaire de pratiques) ;	
2		profondeur cumulée du travail du sol sur la parcelle (cm/an)		
Autres	autres			Indices de diversité générale et agricole (sans précision) ; % de la situation originale de l'écosystème (taille relative des types d'exploitation ; surface par type d'exploitation ; critères qualitatifs (agriculture organique ou non, irrigation ou non) ; coûts par hectare de fertilisants ou d'amélioration du sol, produits de protection des cultures, et "feeding stuffs for grazing livestock" ; % de la SAU en prairies ; chargement animal (LU/ha))
				indice d'état du paysage
		(manque données : voir méthode)		indice (% de sub-régions en fonction du score de stress de paysage)

Annexe 4 : Les principales variables de la base des indicateurs agro-environnementaux (BIAE)

Numéro de l'indicateur	num. ligne (pour tri) Numéro de la méthode MCE (exemple MCE001) = Cemagref donc pas de fiche M (exemple M001) = INRA Colmar, 2006 Numéro de l'indicateur (Cemagref) Numéro de l'indicateur (Inra Colmar, 2006) Indicateurs cadre commun RDR (num. de l'indic., case vide sinon)
Nom de l'indicateur	
Méthode dans laquelle est identifié l'indicateur (dans certains cas l'indicateur est directement la méthode car la méthode n'a qu'un seul indicateur)	Nom Organisme Auteurs Date
Bilan Calculabilité	NON calculable (si oui = 1, sinon vide) CALCULABLE (si oui = 1, si ODR codé en 5 = 2, sinon vide) non agro-envir., ou non étudié (énergie, gaz, ...) (si oui = 1, sinon vide)
Bilan Pertinence	oui = 1; non =0, Cadre Commun Ref = c, pas d'info pour conclure = n
Thèmes	grand type d'indicateur, pour regroupements des indicateurs hors cadre commun
Degré de lien entre l'indicateur et les enjeux : 1 (faible), 2 (intermédiaire), 3 (fort)	Enjeu codé (1)
	Degré lien indic./enjeu
	Enjeu codé (2)
	Degré lien indic./enjeu
	Enjeu codé (3)
	Degré lien indic./enjeu
	Enjeu codé (4)
	Degré lien indic./enjeu
Degré de lien entre l'indicateur et la pratique L'échelle de notation va de 1 (faible) à 3 (fort) Les pratiques P1 à P29 sont celles des fiches de MAE (voir fiche spécifique)	P1
	P2
	P3
	P4
	P5
	P6
	P7
	P8
	P9
	P10
	P11
	P12
	P13
	P14
	P15
	P16
	P17

	P18
	P19
	P20
	P21
	P22
	P23
	P24
	P25
	P26
	P27
	P28
	P29
Cet indicateur permet-il de contribuer à l'évaluation du dispositif ? Réponse oui ou non	CTE/CAD
	PHAE
	MAE Tournesol
	MAE Rotationnelle
Mode de calcul	Unités (éventuellement présentées dans la rubrique "données nécessaires proposées")
	Eléments de la méthode de calcul
	Données nécessaires proposées
	Sources utilisées dans la méthode
Echelle spatiale du calcul initial	Parcelle
	Exploitation
	Territoire
	Pays
Echelle spatiale à laquelle peuvent être restitués les résultats ?	Parcelle
	Exploitation
	Territoire
	Pays
Calcul à partir des bases de données 1 : pas du tout calculable, 2 : une partie des variables existe mais pas toutes et un appariement avec une autre base est nécessaire, 3 : calculable mais avec des approximations sur certaines variables (par exemple, le taux d'application de pesticides à l'hectare est souvent inconnu mais peut être estimé à partir des ventes de produits phytosanitaires), 4 : parfaitement calculable. 5 : calculable si info disponible dans l'ODR	SAA
	PK
	Structure
	RICA
	RA
	OBS INRA ("ODR")
	L'indicateur est-il calculable en croisant les différentes bases ? (à remplir lorsque notes 2 ou 3)
Typologie	Etat
	Suivi
	Suivi territorialisé concerne obligatoirement indicateur CC
	Impact
	Pression

Annexe 5 : Modèle de grille d'expertise

1. Description du document

- 1.1 Titre
- 1.2 Auteur
- 1.3 Année de publication
- 1.4 Commanditaire de l'étude (le cas échéant)

2. Questions transversales aux deux parties environnementales et économiques

2.1 A quelle échelle est réalisée l'évaluation ?

A/ Exploitation	Oui/non	n° page
B/ Groupe d'exploitations	Oui/non	n° page
C/ Territoire environnemental	Oui/non	n° page
D/ Territoire administratif	Oui/non	n° page
a) Commune	Oui/non	n° page
b) Département	Oui/non	n° page
c) Région/Länder	Oui/non	n° page
d) Autre (préciser)	Oui/non	n° page
E/ Autre (préciser)	Oui/non	n° page

2.2 Quelle est l'entité de base de l'évaluation²⁵ ?

A/ Parcelle	Oui/non	n° page
B/ Exploitation	Oui/non	n° page
C/ Commune	Oui/non	n° page
D/ Département	Oui/non	n° page
E/ Région/Länder	Oui/non	n° page
F/ Autre (préciser)	Oui/non	n° page

2.3 Quelles sources de données ont été utilisées ?

A/ Données administratives (fichiers des participants, etc...)	Oui/non	n° page
B/ Données collectées par un organisme statistique (INSEE, SCEES, etc)	Oui/non	n° page
C/ Données collectées par les évaluateurs	Oui/non	n° page

1. ²⁵ Le niveau à partir duquel l'ensemble des agrégations et calculs sont faits. C'est le niveau auquel l'échantillon est sélectionné.

D/ Autres (préciser)	Oui/non	n° page
----------------------	---------	---------

2.4 Si c'est précisé, comment a été constitué l'échantillon ?

A/ Par tirage aléatoire dans une population cible	Oui/non	n° page
a) Correspondant à l'ensemble des agriculteurs éligibles	Oui/non	n° page
b) Correspondant à l'ensemble des participants uniquement	Oui/non	n° page
c) Correspondant à une sous-population (agriculteurs professionnels, d'une taille supérieure à un seuil, etc)	Oui/non	n° page
B/ Par l'utilisation de réseaux (indications des praticiens)	Oui/non	n° page

2.5 Quelle est la taille de l'échantillon utilisé ?

A/ Nombre de participants représentés	Nombre	n° page
B/ Nombre de non participants	Nombre	n° page
C/ Taille de l'échantillon	Nombre	n° page

3. Partie agro-territoriale

3.1 Types d'approches pour caractériser l'impact environnemental

A/ Utilisation de Modèles environnementaux (hors indicateurs)	oui /non	n° page
B/ Utilisation d'indicateurs (voir pour détail point 3.3)		n° page
C/ Nom des modèles		n° page
D/ utilisation de SIG		n° page
E/ modélisation en UML		n° page

3.2 Diagnostics territoriaux et d'exploitations (utilisation ou prise en compte et analyse)

	oui /non	
L'évaluateur a-t-il effectué un recensement et une analyse de ou des diagnostics territoriaux environnementaux à l'échelle du territoire	Oui/non , à quelle échelle ?	n° page
L'évaluateur a-t-il utilisé les diagnostics environnementaux individuels préalables conduits lors de la contractualisation des CTE ou CAD ?	Oui /non, à quelle échelle ?	n° page
L'évaluateur a-t-il analysé la structure des contrats types existants et les étapes qui ont conduit à leur élaboration.	Oui / non	n° page
L'évaluateur a-t-il utilisé des références bibliographiques locales ou nationales pour qualifier l'impact des MAE	Oui/non, à quelle échelle ?	n° page

3.3 Pour évaluer quels enjeux environnementaux?

Enjeux environnementaux	Présence de l'enjeu (oui/non)	Utilisation d'indicateurs (oui/non)	Territoire d'application de la MAE évaluée (non zonée, zonée - type de zonage)	n° page
A/ Préservation de la biodiversité commune				
B/ Préservation des habitats naturels ou d'espèces à haute valeur écologique				
C/ Préservation des espèces élevés et cultivés menacées				
D/ Préservation de la qualité de l'eau				
E/ Maîtrise de la gestion quantitative des eaux				
F/ Préservation des sols agricoles				
G/ Préservation des paysages				
H/ Autres (préciser) enjeux environnementaux				

3.4 Pour la PHAE, préciser les indicateurs agroenvironnementaux, s'ils existent :

	n° page
--	---------

3.5 Pour l'ICHN, préciser les indicateurs agroenvironnementaux, s'ils existent :

	n° page
--	---------

3.6 Les indicateurs ont ils été développés

A/ spécifiquement par le bureau d'étude	Oui/non	n° page
B/ retenus par le bureau d'étude à partir de la bibliographie qu'il a réalisée	Oui/non	n° page
C/ Autre (préciser)	Oui/non	n° page

3.7 L'impact de la mesure ou du dispositif est il mesuré par

A/ des indicateurs d'état ²⁶	Oui/non	n° page
B/ des indicateurs de pression potentielle d'impact	Oui/non	n° page
C/ des indicateurs de réalisation ou de suivi	Oui/non	n° page

3.8 Question sur l'agrégation des résultats

A/ Y a t il une agrégation des résultats entre la MAE individuelle et une approche territoriale pour qualifier l'impact des MAE ?	Oui/non	n° page
B/ Si oui à la question précédente, la méthode est elle présentée	Oui/non	n° page
C/ Quel est son nom		
D/ A t elle fait l'objet d'un retour d'expérience ? (limites, critiques, ...)	Oui/non	n° page

3.9 Principales conclusions établies par l'évaluateur sur les forces et faiblesses des méthodes utilisées pour l'évaluation

²⁶

Par exemple, pour l'enjeu EAU :

indicateur d'état : concentration en nitrate

indicateur de pression : nombre de traitement phytos/ha

indicateur de suivi : nombre d'ha contractualisé

4. Partie méthodes économiques et statistiques

4.1 Définition de l'impact

4.1.1 L'étude définit-elle ce qu'elle entend par impact ? Oui/non n°page

4.1.2 A quelle situation de référence (contre-factuelle) est comparée la situation observée dans la définition de l'impact ?

A/ Absence de la politique	Oui/non	n° page
B/ Modification de la politique	Oui/non	n° page
C/ Pratiques des non participants	Oui/non	n° page
D/ Pratiques des participants avant la contractualisation	Oui/non	n° page
E/ Objectifs fixés à la politique	Oui/non	n° page
F/ Autres (préciser)	Oui/non	n° page

4.2 Quelles méthodes d'évaluation sont utilisées pour estimer l'impact des mesures étudiées ?

A/ Utilisation d'une méthode informelle et/ou qualitative (dire d'experts, entretiens...)	Oui/non	n° page
B/ Utilisation d'une méthode statistique (y compris comparaison simple de moyennes)	Oui/non	n° page
C/ Utilisation d'une méthode économétrique	Oui/non	n° page
D/ Utilisation de simulations provenant d'un modèle structurel	Oui/non	n° page
E/ Autres (préciser)	Oui/non	n° page

4.3 Méthodes qualitatives (Si oui à la question 4.2.A)

4.3.1 Quels sont les outils méthodologiques mobilisés

A/ Uniquement des grilles d'entretien	Oui/non	n° page
B/ Des grilles d'entretien et des grilles de lecture théoriques	Oui/non	n° page
C) Études de cas	Oui/non	n° page
D) Formalisation (schémas, méthodes des effets, graphes d'objectifs, etc..)	Oui/non	n° page
E/ Autres (préciser)	Oui/non	n° page

4.3.2 Quelle est la nature des théories économiques et sociopolitiques mobilisées ? (si oui à la question 4.3.1.B)

A) non précisé	Oui/non	n° page
B/ Science politique (y compris analyse de politique)	Oui/non	n° page
C/ Sociologie (e.g Sociologie des organisations)	Oui/non	n° page
D/ Economie (e.g économie institutionnelle)	Oui/non	n° page
E/ Autres (préciser)	Oui/non	n° page

4.4 Méthodes statistiques (Si réponse oui à la question 4.2.B)

4.4.1 Les auteurs fournissent-ils une mesure de la précision de leurs résultats (écart-type, intervalle de confiance, test statistique (Student, Chi2)) Oui/non n°page

Glossaire de la grille de lecture

Contrat type : menu type des MAE décrivant les enjeux du territoire d'application de la mesure, les conditions d'accès et les communes concernées ainsi que les cahiers des charges des MAE concernées.

Indicateur:

Un indicateur est « une grandeur qui fournit une information au sujet d'une variable plus difficile d'accès ou d'un système complexe afin d'aider un utilisateur dans son action » (Bockstaller et Girardin, 2003)

Un indicateur est une donnée que l'on sait quantifier de manière reproductible et rapide et qui facilite le jugement.

Indicateurs d'état : indicateur qui renseigne sur l'état du milieu

exemple :

pour l'enjeu eau la concentration en pesticides ou pour l'enjeu biodiversité, la surface d'un habitat en bon état de conservation au titre de natura 2000

Indicateurs de pression potentielle d'impact : c'est un indicateur qui cherche à rendre compte de la pression exercée par les activités humaines sur le milieu.

exemple : le nombre de traitements en pesticides / ha traité; nombre de touristes fréquentant un site protégé par période de risque.

Indicateurs de réalisation ou de suivi : indicateur qui renseigne sur le taux de contractualisation de la mesure. Exemple : ml de haies contractualisées ou SAU contractualisée / SAU totale

Modèle UML (Unified Modeling Language) : ce « langage de modélisation objet unifié » est né de la fusion des trois méthodes qui ont le plus influencé la modélisation objet au milieu des années 90 : OMT, Booch et OOSE. Issu « du terrain » et fruit d'un travail d'experts reconnus, UML est le résultat d'un large consensus.

Modèle linéaire MCO : il s'agit d'une méthode statistique permettant d'estimer les paramètres d'un modèle expliquant le comportement d'une variable continue.

Soit une pratique Y influencée par k variables X^1, X^2, \dots, X^k (taille de l'exploitation, équipement, formation du chef d'exploitation...) et par la réception d'une MAE. Soit D une variable prenant la valeur 1 si l'agriculteur bénéficie d'une MAE et 0 sinon. Si on peut écrire $Y = a_0 + a_1X^1 + a_2X^2 + \dots + a_kX^k + bD + u$, avec $a = (a_0, \dots, a_k, b)$ un vecteur de paramètres à déterminer et u une variable inobservée, on dit que le modèle reliant les X à Y est linéaire. Sous l'hypothèse d'ignorabilité (voir la note), il est possible d'estimer sans biais le vecteur de paramètres a par la méthode des moindres carrés ordinaires (MCO ou méthode de Gauss/Legendre) en utilisant un échantillon représentatif d'agriculteurs. Le coefficient b mesure alors l'impact moyen de l'adoption de la MAE sur la pratique Y .

Modèle linéaire probit : il s'agit d'une méthode statistique permettant d'estimer les paramètres d'un modèle expliquant le comportement d'une variable discrète.

Soit D une variable prenant la valeur 1 si l'agriculteur bénéficie d'une MAE et 0 sinon. Si la probabilité qu'un agriculteur reçoive une MAE dépend de k variables X^1, X^2, \dots, X^k (taille de l'exploitation, équipement, formation du chef d'exploitation...), et que l'on peut écrire $Pr(D=1) = Pr(c_0 + c_1X^1 + c_2X^2 + \dots + c_kX^k > e)$, avec e une variable aléatoire inobservée et Pr indiquant une probabilité, on dit que le modèle reliant les X à D est un modèle de probabilité linéaire. Si on fait l'hypothèse que e est distribuée suivant une loi normale centrée réduite, alors le modèle de D est appelé probit. Le vecteur de paramètres $c = (c_0, \dots, c_k)$ peut être estimé à partir d'un échantillon représentatif d'agriculteurs participants et non participants en utilisant la méthode du maximum de vraisemblance.

Modèle linéaire logit : si l'on a pour D un modèle de probabilité linéaire (cf supra), mais que l'on pose que e est distribuée selon une loi logistique, alors on a un modèle logit. Les paramètres peuvent être estimés par maximum de vraisemblance.

Méthode de *matching* ou d'appariement : Il s'agit de rendre les participants comparables aux non participants, sur la base de caractéristiques X observées. Par exemple, on peut penser que les agriculteurs ayant un niveau d'éducation plus élevé participent plus facilement à une MAE, et que par ailleurs ils utilisent moins d'unités d'azote par hectare, même en l'absence de MAE. L'échantillon des participants à une MAE étant composé d'une plus grande proportion d'agriculteurs ayant un niveau d'éducation élevé, le niveau moyen d'azote utilisé y sera moins élevé que parmi les non participants. Ceci serait vrai même en l'absence de la MAE. Pour éviter ce problème, nous allons comparer le niveau moyen d'azote épandu par les agriculteurs participants ayant un niveau d'éducation E1 au niveau moyen épandu par les agriculteurs non participants ayant le même niveau d'éducation. S'il subsiste une différence de pratiques, elle sera bien due à la réception de la MAE (sous l'hypothèse où l'éducation était la seule variable répartie de manière différente entre participants et non participants).

Méthode de double-différence et/ou effets fixes : Pour appliquer ces méthodes, on doit disposer de données sur les pratiques des agriculteurs recueillies avant la mise en place de la politique (t=0), et de données recueillies après sa mise en place (t=1). Si les différences de pratiques entre participants et non participants restent constantes dans le temps, il est possible d'estimer le biais de sélection : c'est la différence moyenne de pratiques entre participants et non participants en t=0. On peut alors estimer l'impact moyen des MAE sur les pratiques en corrigeant la différence de pratique moyenne en t=1 par la différence observée en t=0.

Par exemple, si l'on observe en 2000 que les futurs bénéficiaires de MAE ont de meilleures pratiques que les non bénéficiaires, on sait que la comparaison des pratiques en 2006 entre participants et non participants surestimera l'impact des MAE sur les pratiques.

Méthode des variables instrumentales :

Il s'agit d'identifier une variable Z n'influençant pas directement les niveaux de pratique des agriculteurs, mais déterminant la réception d'une MAE. La corrélation observée dans un échantillon représentatif de la population cible des agriculteurs entre la variable Z et le niveau de pratiques est une estimation non biaisée de l'impact de la MAE.

Méthodes de correction du biais de sélection (procédure de Heckman) : Il s'agit d'estimer le biais de sélection qui existe lorsque l'on compare les pratiques moyennes des participants à celles des non participants. La procédure de Heckman postule que le terme d'erreur e de l'équation de participation (modèle linéaire de D, cf supra) et le terme d'erreur de l'équation de pratiques (modèle linéaire de Y, cf supra) sont distribués selon une loi normale bivariée. La corrélation entre ces deux lois normales explique l'existence du biais de sélection. Le modèle peut être estimé par la méthode du maximum de vraisemblance, ou par la méthode de heckman en deux étapes : le probit de participation est d'abord estimé, puis le modèle linéaire de Y est ensuite estimé par MCO, en rajoutant à l'équation des facteurs de correction pour le biais de sélection (ou fonctions de contrôle) dits ratios de mills inversés.

Variation des prix de marché : il s'agit d'un mode d'interaction possible entre les agents, suite à la réception d'une MAE. Par exemple, la signature d'une MAE peut affecter la demande d'intrants (azote) et donc affecter son prix. Un exemple plus probant : la PHAE conduisant à l'extensification, elle peut affecter la demande de terres, et donc les prix de la terre. De cette manière, la PHAE a eu un impact sur les

agriculteurs non participants. C'est une des raisons qui justifie les approches structurelles modélisant l'offre et la demande agrégée sur certains marchés, et la manière dont elles réagissent à la mise en place de la politique. En effet, dans le cas où une MAE affecte certains prix, elle aura une influence sur les pratiques des non participants. Comparer les pratiques des participants à celles des non participants, même en corrigeant le biais de sélection, ne donne pas alors une estimation de l'impact de la MAE.

Effets d'imitation : si un agriculteur adopte une pratique parce que son voisin l'a adoptée suite à une MAE, il y a eu effet d'imitation. Les méthodes d'évaluation doivent alors être adaptées.

Interactions stratégiques : lorsque la décision d'un agriculteur dépend des décisions prises par d'autres agriculteurs. Par exemple, lorsque l'adoption de pratiques culturales par un agriculteur est conditionnée à l'adoption des mêmes pratiques par les agriculteurs qu'il connaît (pour des raisons de partage d'expérience, par exemple).

Suite tableau de synthèse

	ICHN				MAE										MAE hors bureaux d'étude							
	N°1, Cuchot	N°2, Tercia ICHN	N°3, IEEP	N°4, Tercia PHAE	N°5, OREADE France	N°6, OREADE Poitou-charentes	N°7, KVL	N°8, Triesdorf	N°9, Bernard-Bruneau	N°10, Asca 2003	N°11, Amon	N°12, ISARA	N°13, AgraCEAS	N°14, Veron, art 19	N°15, Finn	N°16, Kleijn 2004	N°17, Primdahl 2003	N°18, Kleijn 2006	N°19, Verhulst 2007	N°20, Bro 2004		
partie économique et statistique	déf. de la notion d'impact	1	0	1	1	1	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0	
	situation contrefactuelle	A/ Absence de la politique (en fait entre zones défavorisées et non défavorisées)	1	1	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0	1	1	1
		B/ Modification de la politique	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
		C/ Pratiques des non participants	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0
		D/ Pratiques des participants avant la contractualisation	0	0	0	1	0	0	1	0	0	0	0	0	0	1	0	0	1	0	0	1
		E/ Objectifs fixés à la politique	0	0	0	1	0	1	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
		F/ Autres (préciser)	0	0	0	0	1	0	1	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0
	Méthode d'évaluation	A/ Utilisation d'une méthode informelle et/ou qualitative (dire d'experts, entretiens...)	1	1	1	1	1	1	1	0	0	1	1	1	1	1	0	0	0	0	0	0
		B/ Utilisation d'une méthode statistique (y compris comparaison simple de moyennes)	1	1	1	1	0	1	1	0	1	0	0	1	1	0	1	1	1	1	1	1
		C/ Utilisation d'une méthode économétrique	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0
		D/ Utilisation de simulations provenant d'un modèle structurel	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
		E/ Autres (préciser)	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
	Méthodes qualitatives	A/ Uniquement des grilles d'entretien	1	1	0	1	0	0	1	0	0	0	1	1	0	0	0	0	0	0	0	0
		B/ Des grilles d'entretien et des grilles de lecture théoriques	0	0	1	0	1	1	0	0	1	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0
		C/ Etudes de cas	1	1	1	1	1	1	0	0	1	0	0	1	1	0	0	0	0	0	0	0
		D/ Formalisation (schémas, méthodes des effets, graphes d'objectifs, etc.)	0	1	1	1	1	1	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
E/ Autres (préciser)		0	0	0	0	1	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	
Théories économiques	Aucune en particulier	1	1	1	1	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0	1	0	1	1	1	1	
	Sociologie	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0	
	Economie	0	0	0	0	1	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	
Méthodes si comparaison de moyennes:	Mesure de la qualité des données stats																					
si comparaison de moyennes:	A/ Une comparaison de moyennes participants versus non participants (en comparant les zones défavorisées et non défavorisées)	1	1	1	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0	1	0	1	1	1	1	
	B/ Une comparaison de moyennes des participants avant et après l'obtention de l'aide	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0	1	0	1	0	0	0	1	
	C/ Une comparaison des taux de croissance entre participants et non participants entre le début et la fin du programme évalué	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	1	1	0	0	0	
	D/ Autres (préciser)	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0	
méthodes économétriques ou stats avancées	A/ Modèle linéaire (MCO, probit ou logit)	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0	1	1	1	1	
	B/ Méthode de "matching" (ou d'appariement)	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0	1	1	1	
	C/ Méthode de double-différence et/ou effets fixes	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0	
	D/ Méthode des variables instrumentales	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	
	E/ Méthodes de correction du biais de sélection (procédure de Heckman)	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	
	F/ Autres (préciser)	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	
méthodes structurelles	0																					
Problèmes rencontrés	A/ Existence d'interactions	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0	1	1	1	1	
	B/ Biais de sélection	1	1	1	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0	1	1	1	1	1	
Propositions d'amélioration des méthodes	C/ Problèmes d'agrégation (passage des décisions individuelles à l'impact environnemental)	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0	
	D/ Autres (préciser)	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	
	1	1	0	0	0	1	0	0	1	0	1	0	1	0	0	0	0	1	1	1	0	

CemOA : archive ouverte d'Irstea / Cemagref

Bilan

Types de travaux	ICHN				MAE										MAE hors bureaux d'étude						Total
	N°1, Cuchot	N°2, Tercia ICHN	N°3, IEEP	N°4, Tercia PHAE	N°5, OREADE France	N°6, OREADE Poitou-charentes	N°7, KVL	N°8, Triesdorf	N°9, Bernard-Bruneau	N°10, Asca 2003	N°11, Amon	N°12, ISARA	N°13, AgraCEAS	N°14, Veron, art 19	N°15, Finn	N°16, Kleijn 2004	N°17, Primdahl 2003	N°18, Kleijn 2006	N°19, Verhulst 2007	N°20, Bro 2004	
Evaluation par bureaux d'étude ou autres	1	1	0	1	1	1	1	1	1	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	9
Méta-évaluation ou synthèse	0	0	1	0	0	0	0	0	0	1	0	1	1	0	0	0	0	0	0	0	4
Travaux de recherche	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	1	1	1	1	1	1	7

Annexe 7 : Expression du biais de sélection et du biais temporel

Les démonstrations qui suivent montrent que les méthodes intuitives habituellement retenues dans la littérature sur l'évaluation des politiques agro-environnementales ne répondent pas à la question de l'identification. Plus précisément, en choisissant de comparer les pratiques des bénéficiaires aux pratiques des non bénéficiaires, l'évaluateur est susceptible d'introduire un biais dans son estimation de l'effet propre recherché – un biais de sélection. En outre, en choisissant de comparer les pratiques des bénéficiaires après la contractualisation à leurs pratiques avant la contractualisation, l'évaluateur est confronté à un biais de tendance temporelle.

Dans la partie 2, l'effet propre de la politique sur les pratiques des bénéficiaires, noté $(I_B - I_B^*)$, est exprimé comme une différence de sommes pondérées :

$$I_B - I_B^* = \sum Y_B^1 \cdot w_B - \sum Y_B^0 \cdot w_B$$

Dans la littérature consacrée à l'estimation des effets propres, les sommes pondérées (ou moyennes) sont plus souvent exprimées en termes d'espérance, ce qui est équivalent :

$$I_B - I_B^* = E(Y_B^1) - E(Y_B^0)$$

A. Le biais de sélection

Si le processus de contractualisation a sélectionné des agriculteurs dont les caractéristiques déterminent un niveau de pratiques Y^0 en l'absence de contractualisation différent en moyenne du niveau de pratique des non contractants. La différence de pratiques entre les bénéficiaires et les non bénéficiaires n'est donc pas égale à l'impact recherché $(I_B - I_B^*)$:

$$\begin{aligned} E[Y / D = 1] - E[Y / D = 0] &= E[Y^1 / D = 1] - E[Y^0 / D = 0] \\ &= E[Y^1 - Y^0 / D = 1] + E[Y^0 / D = 1] - E[Y^0 / D = 0] \\ &= (I_B - I_B^*) + B \end{aligned}$$

La simple comparaison des niveaux moyens de la variable Y entre les participants ($D=1$) et les non participants ($D=0$) conduit à une mesure biaisée de l'impact moyen de la MAE sur Y . Ce biais, noté B , correspond à la différence entre le niveau moyen des pratiques qu'auraient adoptées les bénéficiaires en l'absence de la politique ($E[Y^0 / D = 1]$) et le niveau moyen des pratiques adoptées par les non bénéficiaires ($E[Y^0 / D = 0]$).

Si les agriculteurs qui choisissent de contractualiser une MAE sont également ceux dont le coût de l'adoption de pratiques favorables à l'environnement est faible, alors il est raisonnable de supposer que certains d'entre eux auraient de toute façon adopté ces pratiques plus respectueuses en l'absence de MAE ou des pratiques moins défavorables à l'environnement que celles adoptées par les non bénéficiaires, ce qui se traduit par l'inégalité suivante :

$$E[Y^0 / D = 1] < E[Y^0 / D = 0]$$

Le biais B est négatif. Autrement dit, la comparaison entre participants et non participants, dans ce cas, surestime l'impact de la politique, en lui attribuant ce qui est en fait dû au mode de sélection des bénéficiaires. Pour cette raison, B est appelé « biais de sélection ».

B. Le biais de tendance temporelle

En comparant directement les pratiques des bénéficiaires avant la contractualisation des mesures aux pratiques adoptées après, il est impossible de faire la part, dans le changement de pratiques observé, de ce qui est dû aux variations du contexte et de l'effet propre de la mesure. La simple comparaison des niveaux moyens de la variable Y avant et après la mise en œuvre de la politique conduit à une mesure biaisée de l'impact moyen de la MAE sur Y. Ce biais correspond à l'ensemble des changements de pratiques qui auraient de toute façon eu lieu entre 2000 et 2006 chez les bénéficiaires en l'absence de MAE. La différence entre les pratiques des bénéficiaires avant la contractualisation et les pratiques adoptées après, n'est donc pas égale à l'impact recherché ($I_B - I_B^*$) :

$$\begin{aligned} E[Y_{2005} / D = 1] - E[Y_{2000} / D = 1] &= E[Y_{2005}^1 / D = 1] - E[Y_{2000}^0 / D = 1] \\ &= E[Y_{2005}^1 - Y_{2005}^0 / D = 1] + E[Y_{2005}^0 - Y_{2000}^0 / D = 1] \\ &= (I_B - I_B^*) + Bt \end{aligned}$$

Ce biais, noté Bt , correspond à la différence entre le niveau moyen des pratiques qu'auraient de toute façon adoptées les bénéficiaires en l'absence de la politique en 2005 ($E[Y_{2005}^0 / D = 1]$) et le niveau moyen des pratiques adoptées en 2000 ($E[Y_{2000}^0 / D = 1]$). S'il s'agit d'une amélioration des pratiques, alors le biais Bt est négatif et l'estimation de l'effet propre de la politique par la méthode « avant-après » conduit à une surestimation de l'effet recherché.

Annexe 8 : Mise en œuvre des méthodes d'estimation des effets propres de la politique

A. Mise en œuvre des méthodes avec sélection sur les observables

Dans cette section, la mise en œuvre de deux méthodes basées sur la sélection sur les observables sont présentées en détails. Trois méthodes reposant sur la « sélection par les observables » ont été présentées dans la partie 2 : le *matching*, le *propensity score matching* et la régression linéaire. Dans le cas du PDRN, les échantillons de données disponibles sont de taille moyenne et les variables de contrôle requises sont nombreuses. Par conséquent, l'évaluateur optera naturellement pour le *propensity score matching* plutôt que pour le *matching* simple. Les méthodes présentées ici sont notamment détaillées par Todd (A paraître).

A.1. Estimation de l'effet propre par le propensity score matching

La mise en œuvre de la méthode du *propensity score matching* peut être expliquée à partir d'un exemple précis. Dans ce qui suit, cette méthode est utilisée pour déterminer l'effet propre de la MAE 09 (« Modifier la fertilisation ») sur les pratiques des bénéficiaires de cette mesure. L'objectif est donc de détecter dans l'échantillon étudié, les individus n'ayant pas bénéficié de la mesure 09 et dont les caractéristiques sont très proches de celles des individus bénéficiaires.

Pour cela, la démarche à suivre est la suivante :

- On calcule d'abord le score de propension de chaque agriculteur, c'est-à-dire la probabilité, pour un agriculteur aux caractéristiques données, d'être bénéficiaire de la MAE étudiée.
- Puis on apparie chaque agriculteur ayant bénéficié de la MAE à son « jumeau » n'ayant pas bénéficié de la MAE, c'est-à-dire à l'agriculteur ayant un score identique (ou très proche) mais n'ayant pas bénéficié de la mesure.
- Par la suite, l'effet propre de la MAE 09 est calculé comme la moyenne des écarts entre le niveau de pratiques chez les bénéficiaires et le niveau pratiques chez les non bénéficiaires « jumeaux », autrement dit le niveau de pratique contrefactuel.

Dans l'exemple choisi ici, l'indicateur de pratique retenu est la quantité d'engrais minéral épandue. La mise en œuvre de la méthode dans cet exemple précis est résumée dans les étapes suivantes :

- Etape 1 : Choix des variables de contrôle

Il est important de choisir des variables de contrôle qui ne sont pas influencées par le choix de l'agriculteur de participer à la mesure. En effet, comme cela a déjà été souligné précédemment, les variables de contrôle déterminent le plus souvent à la fois le choix de participation à la mesure et le niveau de la pratique étudiée. Mais elles sont également susceptibles d'être affectées par la participation et le niveau de pratiques. Si c'est le cas, l'estimation de l'effet propre de la mesure souffre d'un biais d'endogénéité. Pour éviter ce problème, il convient de s'assurer que les variables de contrôle mesurent les caractéristiques de l'agriculteur avant sa participation à la mesure. Par conséquent, ces variables seront issues du Recensement Agricole 2000. On retiendra notamment les variables suivantes : âge, formation générale et formation agricole de l'exploitant, mode de faire-valoir de l'exploitation, perspectives de succession, autres sources de revenu, taille de l'exploitation, pratique de l'agriculture biologique (cf. tableau 26).

- Etape 2 : Détermination du score de propension

L'estimateur des méthodes de *propensity score matching* le plus simple à mettre en œuvre est celui de « la moyenne simple du jumeau le plus proche ». Il consiste à calculer d'abord le score de

propension de chaque agriculteur de l'échantillon, c'est-à-dire la probabilité pour un agriculteur aux caractéristiques données d'être bénéficiaire de la MAE étudiée. Pour cela, un modèle probit ou logit est estimé par maximum de vraisemblance²⁷, dans lequel la variable dépendante est la probabilité de bénéficier de la MAE et les variables explicatives sont les variables de contrôle choisies précédemment :

$$\Pr(D_i = 1 / X_i) = F(X_i) = F(\hat{\text{age}}_i, \text{formation}_i, \text{faire} - \text{valoir}_i, \text{succession}_i, \dots)$$

A partir des scores de propension, il est possible de faire un test de support commun, c'est-à-dire de vérifier les possibilités d'appariement entre bénéficiaires et non bénéficiaires. Un test simple consiste à représenter les distributions des scores des deux groupes de manière à faire apparaître les correspondances possibles entre les deux groupes.

- Etape 3 : Détermination du niveau de pratique contrefactuel

Par la suite, il convient de choisir le nombre k de « jumeaux » qui seront utilisés pour la détermination de la valeur contrefactuelle (deux, cinq, dix, etc.). Les « jumeaux » sont choisis en fonction de leur proximité aux scores de propension des bénéficiaires. Autrement dit, pour chaque score $P(X_i)$ parmi les bénéficiaires, on sélectionne les observations telles que $D_i = 0$, avec les scores les plus proches (en termes de distance Euclidienne). Ceci peut être fait de la manière suivante :

- 1) Calculer $|P(X_i) - P(X_j)|$ pour chaque observation i et pour toutes les observations j « jumelles ».
- 2) Trier les observations j en fonction de la valeur $|P(X_i) - P(X_j)|$, de la plus faible à la plus élevée.
- 3) Sélectionner les k observations avec la valeur $|P(X_i) - P(X_j)|$ la plus faible.
- 4) Construire le niveau de pratique contrefactuel comme la moyenne simple des niveaux de pratique chez les « jumeaux » sélectionnés :

$$\hat{E}[Y_i^0 / P(X_i), D_i = 0] = \frac{1}{k} \sum_{j=1}^k Y_j^0$$

- Etape 4 : Estimation de l'effet propre de la mesure

L'effet propre est égal à la moyenne des écarts entre le niveau de pratique observé chez les bénéficiaires et le niveau de pratique construit dans l'étape précédente²⁸ :

$$I_B - I_B^* = \frac{1}{n} \sum_{\substack{i=1 \\ \{D_i=1\}}}^n Y_i^1(X_i) - \hat{E}[Y_i^0 / P(X_i), D_i = 0]$$

A. 2. Estimation de l'effet propre par la régression linéaire

²⁷ Le modèle probit est basé sur une distribution normale : $\Pr(Y_i = 1 | X_i) = \int_{-\infty}^{\beta^* X_i} \Phi(t) dt$

Il est très souvent utilisé dans la littérature empirique. En raison de ses propriétés mathématiques, la distribution logistique est également beaucoup utilisée : $\Pr(Y_i = 1 | X_i) = \frac{e^{\beta^* X_i}}{1 + e^{\beta^* X_i}}$

²⁸ Il est également possible de pondérer les éléments de la moyenne en attribuant davantage de poids aux individus « jumeaux » dont le score de propension est plus proche de celui du bénéficiaire.

La méthode de la régression linéaire consiste à estimer, par les Moindres Carrés Ordinaires (MCO), un modèle dans lequel la variable dépendante est le niveau de pratique et les variables explicatives sont la variable de participation à la mesure d'une part et les variables de contrôle d'autre part.

La mise en œuvre de la régression linéaire est simple puisque généralement préprogrammée dans les logiciels d'économétrie. Elle est résumée à travers les étapes suivantes :

- Etape 1 : Choix des variables de contrôle

Cette étape est commune à toutes les méthodes utilisables pour la détermination de l'effet propre de la mesure étudiée. Les variables retenues sont donc les mêmes que celles utilisées par la méthode du *propensity score matching*.

- Etape 2 : Calculer l'estimateur de l'effet de la mesure

Supposons que la base de données élaborées précédemment compte n individus ($i=1, \dots, n$). L'équation de régression s'écrit alors de la manière suivante :

$$\begin{aligned} Y_i &= \mu_0 + \delta D_i + \beta' X_i + U_i \\ &= \mu_0 + \delta D_i + \beta_1 \text{âge}_i + \beta_2 \text{formation}_i + \beta_3 \text{succession}_i + \beta_4 \text{taille}_i + \dots + U_i \end{aligned}$$

où Y_i représente le niveau de pratique de l'agriculteur i en 2006, D_i est une variable prenant la valeur 1 si l'agriculteur i bénéficie de la mesure et zéro sinon et U_i est l'erreur du modèle (ou résidu), c'est-à-dire l'information manquante dans l'explication linéaire des valeurs de Y_i à partir des variables de contrôle X_i qui mesurent les caractéristiques de l'agriculteur en 2000. Le paramètre d'intérêt est δ . Il donne l'effet propre de la mesure étudiée.

L'estimation par les MCO consiste à rechercher les valeurs des paramètres qui minimisent la somme des carrés des résidus U_i :

$$\text{Min} \sum_{i=1}^n U_i^2 = \text{Min}_{\mu_0, \delta, \beta_1, \beta_2, \beta_3, \dots} \sum_{i=1}^n (Y_i - \hat{\mu}_0 - \hat{\delta} D_i - \hat{\beta}_1 \text{âge}_i - \hat{\beta}_2 \text{formation}_i - \dots)$$

La solution de ce système d'équations s'écrit sous forme matricielle de la manière suivante :

$$\begin{pmatrix} \hat{\mu}_0 \\ \hat{\delta} \\ \hat{\beta}_1 \\ \dots \end{pmatrix} = (X'X)^{-1} X'Y$$

X est une matrice dont les colonnes sont les variables de contrôle, et les lignes les observations de la base de données (exploitations ou parcelles). La première colonne de la matrice X est un vecteur de 1. Y est un vecteur colonne contenant la valeur de la variable de résultat. Si les hypothèses initiales sont respectées, cet estimateur des MCO est sans biais et il converge vers la vraie valeur des paramètres.

- Etape 3 : Faire un test d'hypothèse pour connaître la significativité de $\hat{\delta}$

Pour déterminer si le paramètre estimé $\hat{\delta}$ est significatif, il faut calculer son espérance et sa variance. À partir de ces informations, il est possible de calculer les intervalles de confiance des coefficients estimés et de procéder à des tests d'hypothèses comme le test de nullité du coefficient. Ce dernier permet notamment de déterminer si le coefficient $\hat{\delta}$ mesurant l'impact de la mesure sur le niveau de pratique Y est significativement non nul.

B. Mise en œuvre des méthodes avec sélection sur les inobservables

Pour tester la validité des méthodes basées sur les observables, l'évaluateur doit se tourner vers les méthodes basées sur les inobservables. Parmi ces dernières, la méthode de la « double-différence » est la plus simple à mettre en œuvre (les méthodes basées sur la recherche de variables instrumentales sont par définition plus complexes). Dans la pratique, on ne dispose généralement que d'une seule observation des pratiques antérieure à la date de contractualisation et une seule observation des pratiques postérieure, pour les agriculteurs bénéficiaires et les agriculteurs non-bénéficiaires. On détermine alors la différence de pratiques « avant-après » pour chacun des bénéficiaires puis pour chacun des non-bénéficiaires. L'effet propre de la mesure est la différence de ces deux différences moyennes. Dans le cas d'une baisse de la quantité d'azote épanchée, il s'agit par exemple de la différence entre la baisse observée en moyenne chez les bénéficiaires et la baisse observée en moyenne chez les non-bénéficiaires.

En revanche, l'effet de certaines mesures comme l'ICHN et la PHAE, sont contractualisées depuis trop longtemps pour que la méthode de la « double-différence » ou des « effets fixes » soit applicable. De plus, ces mesures ont été contractualisées par un trop grand nombre de bénéficiaires, de sorte qu'il est impossible de trouver des individus non bénéficiaires susceptibles d'être utilisés comme contrefactuels dans les estimations standards basées sur les caractéristiques observables. Par conséquent, l'évaluateur doit se tourner vers des méthodes plus spécifiques. Dans la mesure où l'attribution de ce type de mesure est caractérisée par une discontinuité, l'effet propre de la mesure peut être estimé par les méthodes précisément basées sur l'existence d'un seuil dans la distribution de la mesure. Ces méthodes sont notamment décrites par Todd (A paraître).

B.1. Estimation de l'effet propre par la méthode de la double-différence

A partir des Enquêtes sur les Pratiques Culturelles, il est possible d'obtenir le niveau de pratique des agriculteurs en 2001 et en 2006. Par conséquent, la méthode de la double-différence qui requiert une donnée antérieure à la contractualisation et une observation postérieure à la contractualisation peut être appliquée ici.

La mise en œuvre de la méthode est résumée par les étapes suivantes :

- Etape 1 : Choix des variables de contrôle

Cette étape est commune à toutes les méthodes utilisables pour la détermination de l'effet propre de la mesure étudiée. Les variables retenues sont donc les mêmes que celles utilisées par les méthodes décrites précédemment.

- Etape 2 : Détermination du niveau de pratique contrefactuel

Cette étape est identique à l'étape 2 de la mise en œuvre de la méthode du *propensity score matching*. Elle vise à sélectionner le groupe d'agriculteurs n'ayant pas bénéficié de la mesure et dont le niveau de pratique sera utilisé comme contrefactuel pour l'estimation de l'effet propre de la mesure.

- Etape 3 : Estimation de l'effet propre de la mesure

L'effet propre est égal à la différence, entre les deux groupes, des différences de niveaux de pratique dans le temps, au sein de chaque groupe :

$$I_B - I_B^* = \frac{1}{n} \sum_{\substack{i=1 \\ \{D_i=1\}}}^n [Y_{i2006}^1(X_i) - \hat{E}(Y_{i2006}^0 / P(X_i), D_i = 0)] - \frac{1}{n} \sum_{\substack{j=1 \\ \{D_j=1\}}}^n [Y_{j2000}^0(X_j) - \hat{E}(Y_{j2000}^0 / P(X_j), D_j = 0)]$$

B.2. Estimation de l'effet propre par la méthode des discontinuités

L'objectif de cette méthode est d'utiliser le processus d'attribution de la mesure pour estimer son effet propre sur le niveau de pratique des agriculteurs. Dans le cas de l'ICHN ou de la PHAE, l'attribution de la mesure est fonction notamment d'un seuil de chargement. Il est donc possible de comparer le niveau de pratique des agriculteurs bénéficiaires de la mesure dont le chargement est juste supérieur au seuil, aux agriculteurs non bénéficiaires dont le chargement est juste inférieur au seuil. L'hypothèse centrale de la méthode est celle selon laquelle les deux groupes d'agriculteurs présentent des caractéristiques suffisamment proches pour que le groupe des non bénéficiaires soit utilisé comme contrefactuel. Plus précisément, la méthode consiste à pondérer la distance au seuil de chacun des individus de l'échantillon, en attribuant un poids d'autant plus élevé que la distance en question est faible.

Comme cela a déjà été précisé dans la section précédente, l'effet propre recherché dans le cas d'une mesure ICHN ou PHAE est défini de la manière suivante :

$$I_B - I_B^* = \lim_{s \uparrow s_0} E[Y^1 / S = s] - \lim_{s \downarrow s_0} E[Y^0 / S = s]$$

$$I_B - I_B^* = \mu_g(s_0) - \mu_d(s_0)$$

où $\lim_{s \uparrow s_0}$ signifie que s tend vers le seuil s_0 en augmentant (les individus ayant une valeur S inférieure au seuil s_0) et $\lim_{s \downarrow s_0}$ signifie que s tend vers le seuil s_0 en diminuant (les individus ayant une valeur S supérieure au seuil s_0). La moyenne conditionnelle μ_g se rapporte aux individus situés à gauche du seuil (en dessous) et la moyenne conditionnelle μ_d aux individus situés à droite (au dessus).

La méthode qui permet d'estimer l'effet propre ainsi défini est résumée par les étapes suivantes :

- Etape 1 : Régressions linéaires « locales »

Deux régressions linéaires sont estimées « localement », c'est-à-dire à partir des observations situées dans des « fenêtres ». La première fenêtre est située à gauche du seuil et la deuxième fenêtre est située à droite du seuil. Il s'agit d'estimer par les Moindres Carrés Ordinaires (MCO) les équations suivantes :

$$\min_{a_g, b_g} \sum_{s_0 - \varepsilon < S_i < s_0} [Y_i - a_g - b_g \cdot (S_i - s_0)]^2 K\left(\frac{S_i - s_0}{h}\right)$$

et

$$\min_{a_d, b_d} \sum_{s_0 \leq S_i < s_0 + \varepsilon} [Y_i - a_d - b_d \cdot (S_i - s_0)]^2 K\left(\frac{S_i - s_0}{h}\right)$$

où $K(.)$ est une fonction « kernel » qui donne un poids d'autant plus élevé à une observation qu'elle est proche du seuil, et h est la largeur de bande, c'est-à-dire la largeur de la fenêtre retenue (Yatchew, 1998).

- Etape 2 : Estimation de l'effet propre de la mesure

A partir des paramètres a et b estimés dans l'étape précédente, on calcule la valeur des moyennes conditionnelles μ à la valeur du seuil s_0 :

$$\begin{aligned}\hat{\mu}_g(s_0) &= \hat{a}_g - \hat{b}_g \cdot (s_0 - s_0) = \hat{a}_g \\ \hat{\mu}_d(s_0) &= \hat{a}_d - \hat{b}_d \cdot (s_0 - s_0) = \hat{a}_d\end{aligned}$$

L'estimation de l'effet propre recherché est donc le suivant :

$$I_B - I_B^* = \hat{\mu}_g - \hat{\mu}_d = \hat{a}_g - \hat{a}_d$$

Il convient de préciser que l'utilisation de la méthode des discontinuités n'est valable que lorsque le seuil en question ne peut être manipulé par les individus. Par ailleurs, cette méthode se base sur la comparaison des pratiques des individus situés autour du seuil uniquement, ce qui réduit nécessairement la taille de l'échantillon. Par là même, la puissance du test peut être réduite (cf. Encadré 8).