Un système d'information collaboratif en appui à la gouvernance des territoires d'action agro-environnementale à enjeu eau-pesticides

Françoise Vernier

▶ **To cite this version:**

Françoise Vernier. Un système d'information collaboratif en appui à la gouvernance des territoires d'action agro-environnementale à enjeu eau-pesticides. Environnement et Société. Institut agronomique, vétérinaire et forestier de France, 2017. Français. NNT : 2017IAVF0022 . tel-02880324

HAL Id: tel-02880324

https://pastel.hal.science/tel-02880324

Submitted on 24 Jun 2020

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

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

agreenium
l'institut agronomique, vétérinaire & forestier de France

AgroParisTech

NNT° : 2017 IAVF 0022

THESE DE DOCTORAT

préparée à l'Institut des sciences et industries du vivant et de l'environnement (AgroParisTech)

pour obtenir le grade de

Docteur de l'Institut agronomique vétérinaire et forestier de France

Spécialité : Sciences de l'environnement

École doctorale n°581
Agriculture, alimentation, biologie, environnement et santé (ABIES)

par

Françoise VERNIER

Un système d'information collaboratif en appui à la gouvernance des territoires d'action agro-environnementale à enjeu eau-pesticides

Directeur de thèse : **Jean-Philippe TONNEAU**
Co-directeur de la thèse : **André MIRALLES**

Thèse présentée et soutenue à Montpellier, le 11 Décembre 2017:

Composition du jury :

Mme Anne LAURENT, Professeur, Université de Montpellier, LIRMM	Présidente du jury
M. Franck RAVAT, Professeur, Université de Toulouse, IRIT	Rapporteur
M. Marc VOLTZ, Directeur de recherche, INRA	Rapporteur
Mme Thérèse LIBOUREL, Professeur émérite, Université de Montpellier	Examinatrice
M. Philippe MARTIN, Professeur, AgroParisTech	Examinateur
M. Jean-Philippe TONNEAU, Chercheur, HDR, UMR TETIS/CIRAD	Directeur de thèse
M. André MIRALLES, Chercheur, HDR, UMR TETIS/IRSTEA	Co-directeur de thèse
Mme Delphine ESPALIEU, Chargée de mission, Agence de l'eau Adour Garonne	Membre invité

UMR TETIS
Maison de la Télédétection
TAC-91/MTD - 500rue JF. Breton
34093 Montpellier cedex 5 -France

Remerciements

Je remercie Franck Ravat et Marc Voltz d'avoir accepté d'être les rapporteurs de ma thèse, malgré leurs emplois du temps très chargés. Je remercie également Anne Laurent, Thérèse Libourel, Philippe Martin, André Miralles, Jean-Philippe Tonneau et Delphine Espalieu d'avoir accepté de faire partie de mon jury.

Un très grand merci à Jean-Philippe Tonneau, mon directeur de thèse et à André Miralles, mon encadrant Irstea, qui m'ont épaulée et encouragée tout au long de ce projet de thèse, pour leurs conseils judicieux, leurs critiques toujours constructives, leur patience et leur compréhension de ma situation de thésarde « atypique ».

Merci à l'ex-directeur du département «Territoires», Marc Guérin, ainsi qu'à mon directeur d'unité, Frédéric Saudubray pour leur soutien à ce projet de thèse (un peu !) tardif.

Merci à Cyril Kao pour m'avoir accueillie dans l'école doctorale ABIES et à Irina Vassileva pour son soutien à tous les stades du processus. Merci à Corinne Fiers pour son aide précieuse.

Mes remerciements vont également aux membres de mon comité de thèse, Thérèse Libourel, François Laurent et Baptiste Hautdidier pour leur écoute, leurs conseils, leurs encouragements. Ils m'ont apporté beaucoup à chaque comité.

Un grand merci aux «IMASiens» ! Odile Leccia et Jean-Marie Lescot, pour votre soutien et vos encouragements, sans vous ce travail n'aurait pas été possible. Merci à Guilhem Molla pour son aide efficace et son humour. Merci à Delphine Barberis, Karen Tinland, Léonard Santos, Charlotte Scordia et Kevin Petit, pour leur appui dans le projet Modchar2.

Merci à mes partenaires agricoles, Sébastien Minette et Jean-Pierre Gouraud, pour leur appui et leur confiance. Merci également à tous les participants du groupe « pratiques agricoles ».

Merci à Sarah Paulet et Célia Levinet de l'EPTB qui m'ont permis d'accompagner le programme du BAC Coulonge et à tous les interviewés du réseau d'acteurs.

Un merci particulier à Delphine Espalieu, qui a accompagné cette démarche de recherche depuis le début, j'espère Delphine que nous verrons un SIGPA implanté « en vrai » dans les années qui viennent !

Merci à tous ceux, collègues et amis, qui m'ont soutenue d'une manière ou d'une autre tout au long de ce parcours.

Enfin et avant tout, mes pensées vont vers Jean-François, Anne et Julien, mes «piliers» et vers mes deux disparus de ces années de thèse, Yvette et Raphaël.

Sommaire

Préambule ____ ***15***

Introduction générale ____ ***17***

I Le contexte et les enjeux ____ **17**

I.1 - Pollution des eaux par les pesticides : le constat d'un environnement dégradé et changeant. ____ 17

I.2 - Les pollutions diffuses sont une conséquence de l'intensification de l'agriculture ____ 18

I.3 - Les politiques publiques ont cherché à concilier production agricole et respect de l'environnement ____ 20

I.4 - La territorialisation et la mobilisation des acteurs ont été pensées dans la perspective d'une plus grande efficacité des politiques publiques ____ 21

I.5 - De nouvelles méthodes et outils sont nécessaires pour accompagner ces politiques territorialisées ____ 22

I.6 - Une gouvernance éclairée des programmes d'action nécessite d'organiser et de restituer l'information aux échelles pertinentes pour l'aide à la décision ____ 23

I.7 - La capitalisation des connaissances et des expériences est essentielle : vers des observatoires agro-environnementaux ? ____ 24

II LA THESE : Un système d'information collaboratif en appui a la gouvernance des territoires d'action a enjeu eau pesticides ____ **26**

II.1 De la question de société à la question de recherche ____ 26

II.2 Une démarche générale tournée vers l'accompagnement des acteurs en charge des programmes d'action agro-environnementaux ____ 29

II.3 Organisation du mémoire ____ 32

Partie 1 : Contexte et état de l'art ____ ***35***

Chapitre 1. Pesticides et dégradation de la qualité des eaux par les activités anthropiques ____ ***36***

I Les pesticides, caractéristiques et modes de transfert vers les eaux ____ **36**

I.1 Définitions, classification ____ 36

I.2 Réglementation ____ 40

I.3 Quelques caractéristiques importantes ____ 40

I.4 Modes de transfert ____ 42

II Le constat d'une dégradation de la qualité des eaux ____ **46**

II.1 Une prise de conscience progressive ____ 47

II.2 Une pollution avérée dans les cours d'eau et dans les nappes ____ 47

II.3 La pollution impacte la distribution d'eau potable ____ 51

II.4 Quelles substances actives mesurer ? ____ 53

II.5 Indicateurs d'état et indicateurs d'impact : deux outils pour estimer la qualité des milieux ____ 56

III Les activités anthropiques et la pollution par les pesticides ____ **57**

III.1 Une opinion publique de plus en plus exigeante ____ 57

III.2 Pollutions ponctuelles et diffuses générées par les activités anthropiques ____ 58

III.3 Les activités agricoles sont à l'origine de transferts de pesticides vers les eaux ____ 61

III.4 Les pratiques mises en cause et les mesures envisagées pour réduire les pressions __ 64
III.5 Changer de pratiques et faire évoluer les systèmes agricoles pour limiter l'utilisation des pesticides _____ 68

Résumé du chapitre 1 _____ 70

Chapitre 2. Territorialisation des politiques publiques agro-environnementales : vers des démarches plus participatives ?_____ 71

I Le territoire d'action : un système complexe _____ 71
I.1 Le territoire, un concept polysémique _____ 71
I.2 L'espace des processus et des transferts, un système complexe._____ 74
I.3 L'espace des pratiques agricoles _____ 77
I.4 L'espace de l'action agro-environnementale : un territoire d'action approprié par les acteurs _____ 81

II L'espace dans les politiques agro-environnementales _____ 84
II.1 Echelles et Niveaux d'organisation, objet spatial de référence : quelques définitions __ 85
II.2 L'imbrication des niveaux d'organisation pose la question du passage d'un niveau à l'autre ?_____ 86
II.3 La gouvernance des programmes d'action intègre-t-elle cette dimension spatiale ?____ 88

III des politiques territoriales plus intégrées_____ 89
III.1 Des politiques territoriales plus intégrées mais un « millefeuille territorial » à l'échelle locale _____ 89
III.2 Un exemple de la superposition et de l'enchevêtrement des réglementations : les programmes d'action autour des aires d'alimentation de captage _____ 91

IV Dimension participative et prospective des programmes d'action_____ 94
IV.1 La dimension participative : accompagner les acteurs _____ 95
IV.2 La dimension prospective _____ 96
IV.3 Des cadres conceptuels pour un partage des représentations et une prise de décision collective_____ 97

Résumé du chapitre 2_____ 102

Chapitre 3. Le besoin de mesure pour l'accompagnement des programmes d'action _____ 103

I Un besoin de mesure en support aux programmes d'action _____ 103

II Des indicateurs dans les programmes d'action agro-environnementaux _ 104
II.1 Concept d'indicateur _____ 105
II.2 De l'indicateur à l'indice _____ 106
II.3 Système d'indicateurs _____ 108
II.4 Indicateurs et échelles géographiques _____ 109
II.5 Validation des indicateurs _____ 110
II.6 Les indicateurs dans les programmes d'action « pesticides » _____ 111

III La modélisation en appui aux programmes d'action _____ 118
III.1 La modélisation d'accompagnement_____ 119
III.2 La modélisation hydrologique pour simuler les transferts dans les bassins versants 119

III.3 Les démarches de modélisation intégrée : une modélisation tournée vers l'aide à la décision 123

Résumé du chapitre 3 125

Chapitre 4. Les réseaux d'acteurs, l'information et le processus de décision 126

I Les réseaux d'acteurs 126
I.1 Notion de réseau et principaux concepts 126
I.2 Les réseaux et l'emboitement des dispositifs 128
I.3 Participation au processus de décision 128

II Analyse des réseaux d 'acteurs 130
II.1 Analyse structurale 130
II.2 Analyse et cartographie institutionnelle 131
II.3 Modes de représentation des réseaux d'acteurs 132

III Des systèmes d'information pour un appui à la gouvernance des programmes d'action 136
III.1 les Systèmes d'information 136
III.2 Des systèmes d'information institutionnels sur les pesticides 139

IV différents outils développés pour une aide à la gouvernance des programmes d'action 144
IV.1 A l'échelle parcellaire 144
IV.2 Des outils à l'échelle territoriale 144
IV.3 Les freins et avantages des outils existants 147

V les Entrepôts de données spatiaux appliques a la thématique agro-environnementale : une réponse appropriée ? 150
V.1 Intérêt des entrepôts de données pour assurer un suivi spatio-temporel et une aide à la décision 150
V.2 Application à la thématique agricole et environnementale 152
V.3 Freins et avantages 153

VI Les observatoires 154
VI.1 Définitions et objectifs 154
VI.2 Quelles qualités pour un observatoire agro-environnemental 156
VI.3 Des essais d'application à la thématique agro-environnementale 157
VI.4 Conditions pour la mise en œuvre d'un observatoire agro-environnemental 157

Résumé du chapitre 4 158

Partie 2 - De l'analyse du réseau d'acteurs à la conception d'un système d'information, proposition de démarche et de méthodes en appui à la gouvernance des programmes d'action 159

Chapitre 5 : Enjeux et actions dans le bassin d'alimentation de captage de Coulonge, un territoire au cœur du bassin de la Charente 161

I Les raisons du choix : l'accompagnement d'un programme d'action local par la recherche et les acquis des précédents travaux 161

II Le Bassin versant de la Charente et Mer des Pertuis : Un continuum territorial où la ressource en eau est à l'origine de conflits d'usage **163**
II.1 Le contexte du continuum bassin de la Charente et mer des Pertuis 163
II.2 Le contexte d'une ressource en eau dégradée 166
II.3 Un bassin à dominante agricole : contexte et apports des précédents travaux 169

III L'aire d'alimentation des captages de Coulonge et St Hippolyte : un territoire d'action au cœur du bassin de la Charente **171**
III.1 Un territoire à fort enjeu eau (nitrates et pesticides). 171
III.2 Les activités agricoles sur le territoire d'étude 174
III.3 L'impact de ces activités selon le diagnostic réalisé en amont du programme d'action 176
III.4 Analyse des actions environnementales sur le territoire d'étude 178
III.5 Présentation du contrat territorial du bassin du Né 181
III.6 Présentation du programme d'action « captage Grenelle » pour le BAC de Coulonge et St Hippolyte 183
Résumé du chapitre 5 189

Chapitre 6 : Analyse du réseau d'acteurs ***190***

I Déterminer les frontières du réseau à partir d'une analyse institutionnelle **190**
I.1 Réaliser des entretiens avec un panel d'acteurs 191
I.2 Analyser les entretiens et réaliser des cartes conceptuelles 193

II Analyse et modélisation du réseau d'acteurs **194**
II.1 Analyse structurale 194
II.2 Modélisation des relations entre acteurs avec UML 194
Résumé du chapitre 6 200

Chapitre 7 : Qualification des activités agricoles à l'échelle du territoire d'action ***201***

I Qualifier les systèmes et les pratiques sur le territoire d'action : construction d'un scénario de référence et définir des pistes d'évolution **202**
I.1 Une approche typologique par type de sol, rotation et culture 202
I.2 Réaliser une typologie des types de sols présents sur le territoire d'action 203
I.3 Décrire les principales rotations culturales selon ces types de sols et les spatialiser 206
I.4 Concevoir des itinéraires techniques suivant l'approche « sol x rotation x culture » 210
I.5 Construire un « scénario de référence » sur le territoire d'action 214
I.6 Construire des scenarios d'évolution de l'agriculture avec les acteurs locaux 215

II Mesurer l'impact de scenarios d'évolution de l'agriculture avec des indicateurs agro-environnementaux **218**
II.1 Les indicateurs « pesticides » mobilisés en accompagnement du programme « captage Grenelle » du BAC Coulonge 218
II.2 Indicateurs de risque potentiel de transfert 220
II.3 Description du processus de calcul des indicateurs de pression phytosanitaire 222

III Mesurer l'impact des scénarios par une méthode de modélisation intégrée (méthode IMAS) **223**
Résumé du chapitre 7 226

Chapitre 8 : Un système d'information en appui à la gouvernance du programme d'action ___ *227*

I Analyse des besoins des acteurs ___ **227**

II Démarche pour la proposition d'un système d'information ___ **232**

II.1 L'organisation de l'information primaire : validation et enrichissement du modèle « SIE pesticides » ___ 234

II.2 Le modèle « acteurs » et le modèle « scénarios » : deux contributions au modèle SIE Pesticides ___ 247

II.3 Les outils informatiques mobilisés pour la génération des bases de données et des cubes ___ 250

III Un entrepôt de données spatial pour l'aide à la décision ___ **251**

III.1 Modélisation des cubes multi-dimensionnels ___ 253

III.2 Outils utilisés pour restituer l'information décisionnelle ___ 256

IV Proposition d'un modèle de construction d'un SI en appui à la gouvernance des programmes d'action (SIGPA) ___ **257**

Résumé du chapitre 8 ___ 259

Partie 3 – Le réseau d'acteurs autour du BAC Coulonge : analyse des besoins et proposition d'un SI collaboratif en appui à la gouvernance du territoire d'action ___ *260*

Chapitre 9. Analyse du réseau d'acteurs autour du programme d'action du BAC Coulonge ___ *262*

I Enseignements de l'enquête autour du réseau d'acteurs et de l'analyse institutionnelle ___ **262**

I.1 Le réseau autour du programme d'action du BAC Coulonge ; un réseau d'acteurs institutionnels ___ 262

I.2 L'implication des acteurs dans les programmes d'action pour la préservation de la qualité de l'eau ___ 267

I.3 Quelle vision ont les acteurs de la qualité de la ressource sur le territoire d'action ? ___ 269

I.4 L'information utile à mobiliser dans le programme d'action ___ 270

II modélisation du réseau d'acteurs et mobilisation de l'information ___ **277**

II.1 Le réseau à travers les cartes conceptuelles ___ 278

II.2 Modélisation UML des échanges d'information ___ 282

II.3 Le modèle UML « acteurs » ___ 288

II.4 Structure du réseau ___ 292

II.5 Disposer des données et de l'expertise nécessaire pour participer pleinement au processus de décision sur les actions à mener ___ 295

II.6 Explorer les pistes d'évolution et leur impact potentiel sur la ressource ___ 296

II.7 Les attentes en termes de capitalisation et de restitution de l'information ___ 298

Résumé du chapitre 9 ___ 300

Chapitre 10. Qualification des activités agricoles sur le BAC Coulonge et trajectoires d'évolution ___ *301*

I Spatialisation des systèmes et des pratiques agricoles sur le territoire d'action : le scénario de référence **301**
I.1 Décrire les systèmes et les pratiques actuels : définition du scénario de référence sur le BAC Coulonge 302
I.2 Validité du scénario de référence aux différentes échelles spatiales du programme d'action 306
I.3 Confrontation des pratiques du scénario de référence aux enquêtes terrain 308

II Scenarios d'évolution de l'agriculture Co-construits avec les acteurs **311**

III Evaluation environnementale et économique des scenarios décrits sur le BAC Coulonge dans un contexte de modélisation intégrée **317**
III.1 Les attentes des acteurs par rapport aux résultats de la modélisation suivant des scénarios 317
III.2 Evaluation par les indicateurs 318
III.3 Évaluation par le modèle agro-hydrologique et le modèle économique : une information supplémentaire sur la relation coût-efficacité des mesures des transferts de pesticides sur les cours d'eau 328
Résumé du chapitre 10 333

Chapitre 11. Proposition d'un SI collaboratif en appui à la gouvernance : application au cas du BAC Coulonge ***334***

I vers un si collaboratif et multi échelles ? **335**

II Organisation de l'information mobilisée autour du programme d'action : les modèles conceptuels **337**
II.1 Application du modèle SIE Pesticides au cas d'étude du BAC Coulonge 337
II.2 Enrichissement du modèle SIE Pesticides avec le modèle « scénarios » 340
II.3 Les modèles conceptuels des cubes multidimensionnels 345

III Intégration des données du BAC Coulonge et exemples de restitution de l'information aux acteurs **349**
III.1 Intégration des données 349
III.2 Restitution de l'information à partir des cubes multidimensionnels 350

IV Instanciation du modèle SIGPA a différents contextes de programmes d'action **354**
IV.1 Instanciation au programme d'action du BAC Coulonge 354
IV.2 Généricité du modèle, utilisation dans d'autres contextes de modélisation 354

V La réponse aux besoins des gestionnaires et décideurs locaux : vers des observatoires agro-environnementaux ? **358**

Conclusion générale et perspectives ***360***

Bibliographie ***375***

Glossaire ***391***

Annexes ***396***

Table des illustrations

***Figure 1** : Modèle général de la démarche OSAGE (Loireau et al, 2017)..... 25*
***Figure 2** : Citoyens, agriculteurs, scientifiques et gestionnaires de l'eau autour de l'enjeu de maintien ou reconquête de la qualité des milieux aquatiques 27*
***Figure 3** : Démarche générale de la thèse 29*
***Figure 4** : Voies et mécanismes de dispersion des pesticides dans l'environnement (adapté d'après Aubertot et al, 2005 et Pliefger, 2009) 41*
***Figure 5** : Mécanismes de dégradation et de transfert des pesticides modélisables par SWAT (adapté d'après la documentation du modèle agro-hydrologique SWAT)..... 43*
***Figure 6** : Fourchettes d'exportation des substances appliquées selon les voies de transfert en pourcentage (d'après Voltz et Louchart, 2001)..... 44*
***Figure 7** : Intérêt des bandes enherbées pour limiter les transferts de pesticides (d'après Carluer et al, 2017) 45*
***Figure 8** : Différentes fonctions des ripisylves (source : Agence de l'eau Artois Picardie)..... 46*
***Figure 9** : Présence des pesticides dans les eaux continentales en 2014 ..... 49*
***Figure 10** : Nombre de molécules pesticides, par station de mesure, quantifiés dans les cours d'eau en 2013. Plus le point est marron foncé, plus le nombre de molécules est élevé (source Agences de l'eau et Offices de l'eau)..... 50*
***Figure 11** : Les pesticides les plus quantifiés dans les eaux (source Agences, 2011). 51*
***Figure 12** : Population ayant été alimentée par de l'eau présentant des dépassements récurrents aux limites de qualité vis-à-vis des pesticides sans nécessiter de restrictions d'usage – Année 2012 – Source : Ministère chargé de la santé- ARS – SISE eaux..... 52*
***Figure 13** : Taux de quantification des dix principales molécules phytosanitaires détectées dans les nappes libres en Poitou Charentes entre 2001 et 2011 – source : SIGES région Poitou Charentes . 53*
***Figure 14** : Exemples d'échantillonneurs passifs POCIS (source : Irstea)..... 55*
***Figure 15** : Exemple d'utilisation des diatomées comme marqueur d'une pollution (Illustration Coste M., Morin S., Irstea)..... 56*
***Figure 16** : Différentes sources de pollution dues aux activités humaines (source : SIGES Poitou Charentes)..... 59*
***Figure 17** : Le ruisseau du Ruiné(16) et les vignes dans le bassin versant (Photos Irstea) 61*
***Figure 18** : Désherbage mécanique en agriculture bio à Corme Ecluse (17) (Photo agriculteur)... 66*
***Figure 19** : Apports de l'agriculture biologique pour limiter les intrants et les transferts vers les eaux (source FNAB réseau Eau et bio) 69*
***Figure 20** : Le territoire vu comme un système complexe (Moine, 2013)..... 74*
***Figure 21** : L'espace des processus et des transferts..... 75*
***Figure 22** : Interdépendances des activités amont (bassin versant) et aval (zone côtière) dans le bassin de la Charente : flèches en vert, de type « environnement », flèches rouge, par rapport à l'espace et flèches bleues, relatives à l'eau) (Vernier et al, 2009)..... 76*
***Figure 23** : L'espace des pratiques agricoles et ses niveaux d'organisation..... 79*
***Figure 24** : Exemple de Transchronoparcelle dans le bassin versant du Ruiné (16) 80*
***Figure 25** : Espace des pratiques en lien avec les processus et la gouvernance de l'eau (Vernier et al, 2009)..... 81*

***Figure 26** : De l'espace des transferts, au territoire des pratiques agricoles et au territoire d'action agro-environnemental 83*
***Figure 27** : Représentation de l'éco-socio-système des Pertuis Charentais (Vernier et al, 2010) 84*
***Figure 28** : Un objet spatial de référence construit : la partie homogène de BV (pente, distance, sol, assolement) dans le bassin versant du Ruiné (Vernier, 2007). 86*
***Figure 29** : Types de méthodes pour changer d'échelle d'après Ewert et al, 2006.- 87*
***Figure 30** : Représentation schématique d'une aire d'alimentation de captage (Ministère de l'écologie du développement durable et de l'énergie, Ministère de l'agriculture de l'agroalimentaire et de la forêt, 2013 ..... 92*
***Figure 31** : Réglementations à diverses échelles impactant les programmes agro-environnementaux locaux 93*
***Figure 32** : Les bassins « ReSources » en Poitou-Charentes (sources : Agence de l'Eau/ cellule ReSources) 94*
***Figure 33** : Cadre DPSIR pour l'agriculture (source Jensen et Bach 2005) 99*
***Figure 34** : Cadre conceptuel de l'évaluation des écosystèmes pour le millénaire. (Levrel et al, 2010) 100*
***Figure 35** : Utilisation du cadre du MEA dans un contexte agro-environnemental (Vernier et Bordenave, 2010) 101*
***Figure 36** : Du concept à l'indicateur et à l'indice (Boulanger, 2005) 106*
***Figure 37** : Pyramide de l'information (source : Maurizi et al 2002) 107*
***Figure 38** : Echelles et méthodes en agro-environnement (Vernier, 2007). 109*
***Figure 39** : Variation des indicateurs de vente et d'utilisation des pesticides à l'échelle nationale (source Hossard et al, 2016) 113*
***Figure 40** : Principaux modules du modèle SWAT (Leccia, 2014) 122*
***Figure 41** : Structuration extrême d'un réseau en étoile (à gauche) ou avec une forme plus équilibrée de répartition des liens (à droite) 131*
***Figure 42** : Différents critères pouvant intervenir dans la cartographie institutionnelle 132*
***Figure 43** : Concepts des cartes conceptuelles (source : site Cmap tools) 133*
***Figure 44** : Modélisation UML et différents diagrammes 135*
***Figure 45** : Système d'information selon Le Moigne (1999). ° 137*
***Figure 46** : Organisation d'un SIG en couches d'information 139*
***Figure 47** : Schéma du système d'aide à la décision pour les stratégies de lutte (tDSS)(Fischer et al, 2017) 141*
***Figure 48** : Schéma général des entrepôts de données (adapté d'après Miralles, 2013) 151*
***Figure 49** : Principes d'un cube multidimensionnel, agencement des données 152*
***Figure 50** : Structure générale d'un l'Observatoire Scientifique en Appui à la GEstion des territoires (OSAGE) (Loireau et al, 2014) 155*
***Figure 51** : Territoire d'étude pour la thèse : les entités hydrologiques qui correspondent aux communes concernées par le programme d'action du BAC Coulonge 162*
***Figure 52** : Le bassin versant de la Charente : à l'amont, les activités agricoles, à l'aval, l'ostréiculture, les activités portuaires (La Rochelle) et touristiques. Adapté de Vernier et al, 2011.163*
***Figure 53** : Schéma conceptuel de l'ensemble bassin versant- zone côtière et ses trois sous-ensembles : bassin de la Charente, zone côtière et mer des Pertuis (Vernier et al, 2008) 165*
***Figure 54** : Alimentation des sources de la Touvre (photo et carte, source Syndicat des eaux de la Touvre) 167*
***Figure 55** : Pression diffuse significative par les pesticides dans le grand bassin de la Charente (source agence de l'eau Adour Garonne, 2013) 168*

***Figure 56** : Prairies et parcelles cultivées dans le bassin de la Seugne (Photos CG 17, atelier BKM) 169*
***Figure 57** : Vignes et grandes cultures dans le bassin du Ruiné (16). Photo Irstea, ETBX..... 169*
***Figure 58** : Répartition des OTEX par zones hydrographiques (Vernier et al, 2013) 170*
***Figure 59** : Localisation du bassin d'alimentation des captages de Coulonge (photo de gauche) et de Saint Hippolyte (photo de droite). Source : EPTB Charente..... 172*
***Figure 60** : Qualité de l'eau (biologique et chimique) de l'aire d'alimentation (traitement des données Irstea, ETBX, 2015) 173*
***Figure 61** : Variation des teneurs en glyphosate et AMPA de 2002 à 2013 ..... 173*
***Figure 62** : Occupation du sol sur le BAC Coulonge St Hippolyte (Source des données : EPTB, BD Carthage, RPG, traitement des données : Vernier et al, 2016)..... 174*
***Figure 63** Pourcentage de surface agricole par sous-bassin versant, sur le territoire du BAC Coulonge. 175*
***Figure 64** : Diversité des systèmes biologiques sur le territoire d'étude, par sous-bassin versant (FRAB, traitement Irstea/ETBX, 2015)..... 176*
***Figure 65** : Cartographie du risque de transfert de pesticides par lixiviation réalisée lors du diagnostic de territoire (source InVivo, 2014)..... 177*
***Figure 66** : Cartographie du risque de transferts de pesticides par ruissellement réalisée lors du diagnostic de territoire (source InVivo, 2014)..... 178*
***Figure 67** : (Partie A) Actions aux différentes échelles, de l'européen au national..... 179*
***Figure 68** : (Partie B) Actions aux différentes échelles, du national, au régional et au local..... 180*
***Figure 69** : Le territoire du BAC Coulonge (source : EPTB Charente) 181*
***Figure 70** : Le périmètre du Programme d'action Du BV du Né (Source SIAH du Né)..... 182*
***Figure 71** : Communes impliquées dans le programme d'action du BAC Coulonge en 2013 (en jaune) et celles qui ont adhéré en 2015 (en rose)..... 183*
***Figure 72** : Schéma de gouvernance du programme d'action du BAC Coulonge 185*
***Figure 73** Articulation des différents groupes de travail, comités et COPIL pour la mise en œuvre du programme d'action – programme prévisionnel (source EPTB)..... 186*
***Figure 74** : Différentes phases de mise en œuvre du programme d'action du BAC Coulonge 187*
***Figure 75** : Zones prioritaires d'action (en grisé) définies par l'EPTB du fleuve Charente 188*
***Figure 76** : Processus d'analyse institutionnelle 191*
***Figure 77** : Processus itératif pour déterminer les frontières du réseau et identifier les acteurs clés 192*
***Figure 78** : Mode de représentation des liens entre acteurs dans le modèle CMAP 193*
***Figure 79** : Flux d'information entre les instances (diagramme d'instance UML° 195*
***Figure 80** : Flux d'information entre les classes (diagramme de classe UML)° 195*
***Figure 81** : Démarche d'analyse du réseau d'acteurs..... 197*
***Figure 82** : De la modélisation UML du réseau d'acteurs aux modèles du SI 198*
***Figure 83** : Exemple de modélisation des interactions entre un Agriculteur et une Coopérative Agricole 199*
***Figure 84** : Exemple de modélisation avec pondération des interactions entre un Agriculteur et une Coopérative Agricole (attribution de poids) 199*
***Figure 85** : Application de la démarche sur le bassin du Né (Vernier, 2014)..... 202*
***Figure 86** : Etat de l'harmonisation des « frontières » pour la base de données Donesol (source RMT sols et territoires, Fort et al, 2017)..... 204*
***Figure 87** : Schéma de production de la typologie spatialisée des sols simplifiés..... 205*
***Figure 88** : Répartition spatiale des types de sol sur le BAC Coulonge (source : Vernier, Minette et Tinland, 2016)..... 206*

***Figure 89** : Diversité des cultures dans les types de sols enquêtés et effet type de sol sur les pratiques (en jaune effet significatif) source : Vernier et al, 2016* *207*
***Figure 90** : Construction du tableau des rotations par type de sol* *208*
***Figure 91** : Schéma de l'affectation des rotations type aux ilots du RPG (source : rapport Modchar2, 2016)*..... *210*
***Figure 92** : Schéma de définition et d'affectation des ITK aux ilots* *211*
***Figure 93** : Fréquence d'utilisation des molécules selon les enquêtes réalisées sur le territoire du BAC Coulonge (source : Barberis, 2014)* *212*
***Figure 94** Exemple d'ITK définis sur le territoire d'action du BAC Coulonge : maïs grain conventionnel (non irrigué) et maïs grain en agriculture biologique* *213*
***Figure 95** : Exemple de spatialisation du scénario de référence construit en appui au programme d'action du BAC Coulonge (source : rapport final Modchar2, 2016)*..... *214*
***Figure 96** : Passage d'un système conventionnel à un système innovant en rotations irriguées et non irriguées (exemple à partir du cas du BAC Coulonge, sur Groies Marneuses) Adapté de Rapport Modchar2, Vernier et al, 2016* *216*
***Figure 97** : Classement des sols en fonction de la potentialité d'implantation de l'agriculture biologique (source : Irstea, ETBX/FRAB)*..... *217*
***Figure 98** Processus de calcul automatisé des indicateurs IFT et PREMA (Vernier et al, 2016)…..* *222*
***Figure 99** : Méthode générale de modélisation intégrée IMAS (Vernier et al, 2017)*..... *224*
***Figure 100** : Echelles spatiales de calcul et de confrontation des résultats (Vernier et al, 2017)*. *225*
***Figure 101** : Cycle de vie des programmes d'action et attentes des acteurs en termes de connaissances à mobiliser*..... *229*
***Figure 102** : Cycle du SI détaillé emboité dans le cycle des programmes d'action*..... *231*
***Figure 103** : Démarche générale de modélisation du SI*..... *233*
***Figure 104** : Le modèle SIE pesticides (source : Rapport final projet SIE pesticides, 2012, Article Vernier et al, 2013)*..... *234*
***Figure 105** : Compléments apportés au modèle SIE pesticides dans le cadre de la thèse*..... *235*
***Figure 106** : Parcellaire agricole avec pivots (Landes de Gascogne) : contour du parcellaire plaqué sur l'image satellitaire (haut) et une photographie en lisière de parcelle (bas)*..... *237*
***Figure 107** : Parcellaire cultural dans le bassin du Ruiné (Photos Irstea)* *237*
***Figure 108** : Évolution des parcelles agricoles dans le temps : le découpage des parcelles conduit à des successions culturales différentes (Maïs-Blé, Maïs-Maïs ou Maïs-Tournesol) Source : Vernier et al, 2013*..... *238*
***Figure 109** : Relation entre Ilot agricole et Parcelle dans le modèle conceptuel UML*..... *239*
***Figure 110** : Un exemple de distribution spatiale des ilots agricoles dans le bassin versant du Né (un sous-bassin de la Charente, sur le territoire du BAC Coulonge) (Vernier et al, 2013)*..... *239*
***Figure 111** : Paysage agricole charentais. Secteur dans le bassin de la Seugne.*..... *240*
***Figure 112** : Package gestion agricole sectorielle dans le modèle conceptuel SIE Pesticides*..... *241*
***Figure 113** : Partie du modèle conceptuel SIE relative aux traitements phytosanitaires*..... *242*
***Figure 114** : Modèle « soutiens publics » dans le modèle SIE Pesticides* *243*
***Figure 115** : Les 106 sous-bassins modélisés par SWAT et les entités du SDAGE (source : rapport final du projet Modchar2, 2016)*..... *244*
***Figure 116** : Les entités hydrologiques dans le cadre du programme d'action de l'aire d'alimentation de captage de Coulonge* *245*
***Figure 117** : Echelles temporelles mobilisées dans le modèle conceptuel*..... *246*
***Figure 118** : Modèle scénarios simplifié* *249*

***Figure 119** : Exemple de chaînes de traitement dans Talend, utilisé pour intégrer des données dans la base SIE Pesticides (Vernier, 2013) 251*
***Figure 120** : Répartition entre données primaires et mesures utilisées dans les cubes multidimensionnels correspond à plusieurs besoins différenciés de restitution 252*
***Figure 121** : Exemple de cube multidimensionnel avec les mesures et les dimensions 255*
***Figure 122** : Modèle de construction d'un SI en appui à la gouvernance des programmes d'action (SIGPA) 258*
***Figure 123** : Principaux acteurs en fonction de leur relation à la ressource en eau 266*
***Figure 124** : Carte conceptuelle réalisée d'après l'interview d'un membre de la chambre régionale d'agriculture. 278*
***Figure 125** : Carte conceptuelle réalisée après l'interview d'un chargé d'intervention de l'agence de l'eau. 279*
***Figure 126** : Visualisation des échanges au sein du réseau, résultant des cartes conceptuelles .. 280*
***Figure 127** : Diagramme d'instance UML concernant la production de l'information par un acteur du réseau (CRA) 281*
***Figure 128** : Production de l'information sols par différents acteurs à différentes échelles 283*
***Figure 129** : L'information « type de sol » dans le réseau d'acteurs 284*
***Figure 130** : Itinéraire technique de référence extrait du diagnostic du BAC Coulonge (In Vivo) 285*
***Figure 131** : Exemple de restitution graphique d'itinéraire technique dans la démarche Chambres/Irstea. (ITK de l'orge d'hiver en terres de champagne) 286*
***Figure 132** : L'information sur les itinéraires techniques dans le réseau d'acteurs 287*
***Figure 133** : Modèle centré sur l'acteur « chambre d'agriculture » 289*
***Figure 134** : Modèle centré sur les indicateurs IFT 290*
***Figure 135** : Extrait du modèle acteurs : production des principales informations ou indicateurs mobilisés dans le programme d'action 291*
***Figure 136** : Echanges d'information entre acteurs dans les diagrammes d'instance UML (extrait) 292*
***Figure 137** : Graphe Gephi pour la partie « flux financier » entre les acteurs du réseau 293*
***Figure 138** : Les « flux d'information » dans le réseau 294*
***Figure 139** : Carte précisant le manque de données sur les eaux souterraines sur le BAC Coulonge (source : Diagnostic du Bac Coulonge St Hippolyte, Invivo/EPTB) 296*
***Figure 140** : Exemple d'allongement de rotations pour un passage en système de culture innovant – source : rapport final Modchar2, Vernier et al, 2016. ..... 297*
***Figure 141** : Rotations conventionnelles et bio pour le scénario de référence : surfaces concernées en parts de la SAU (source : Vernier et al, 2016) 302*
***Figure 142** : Scénario de référence à l'échelle de l'ilot sur le territoire du BAC Coulonge (productions majoritaires pour les sous-bassins versants avec de l'agriculture biologique) (Vernier et al, 2016) 303*
***Figure 143** : Scénario de référence décliné à l'échelle de l'îlot (à gauche) et à l'échelle de la HRU (à droite). Source : Vernier et al, 2016. ..... 307*
***Figure 144** : Comparaison entre les surfaces modélisées dans le scénario de référence (moyenne sur les six années de rotation) et les surfaces issues du recensement agricole 307*
***Figure 145** : Carte des sols simplifiés et localisation des enquêtes réalisées sur l'Aire d'Alimentation et de Captage de Coulonge St Hippolyte (carrés noirs) 309*
***Figure 146** : Répartition des individus statistiques selon leur localisation dans les sous bassins versants du SAGE Charente *les enquêtes non définies sont celles de la CRA (localisation restée confidentielle) 309*

***Figure 147** : Répartition des taux de correspondance entre successions observées et rotations théoriques en fonction des types de sol (source : Barberis, 2014)* *310*
***Figure 148** : Surfaces agricoles affectées aux différents systèmes selon le scénario* *315*
***Figure 149** : Représentation spatiale de l'IFT total pour le scénario de référence, agrégé à l'échelle du sous-bassin versant* *319*
***Figure 150** : Représentation de la distribution spatiale de la pression en matière active par sous-bassin versant modélisé dans le modèle SWAT (source : Vernier et al, 2016).* *320*
***Figure 151** : Valeur moyenne des PREMA (SAU totale) selon les pratiques courantes décrites.* . . *320*
***Figure 152** : Baisse de l'IFT total en pourcentage de la valeur initiale selon les scénarios de conversion des surfaces en agriculture biologique* *323*
***Figure 153** : Relation entre IFT et taux de conversion en bio* *324*
***Figure 154** Baisse de l'IFT total en pourcentage de la valeur initiale selon les scénarios de conversion des surfaces en agriculture biologique* *324*
***Figure 155** : Variation de l'IFT avec l'introduction de bandes enherbées en sus des changements de pratiques* *325*
***Figure 156** : Indicateur RPTL calculé sur le bassin versant du Né (essai avec six classes, Vernier et Kuentz, 2013) à gauche et à droite cartographie à l'échelle de l'ilot de l'IFT herbicide.* *327*
***Figure 157** : Coût/efficacité résultant de la simulation économique pour le scénario BIO7 (par rapport à la réduction de l'IFT total, en haut, par rapport aux flux simulés par SWAT en bas)* .. *332*
***Figure 158** : Cycle des programmes d'action et du SI emboités. Application au cas du BAC Coulonge* *336*
***Figure 159** : Différents types d'information à intégrer dans le système.* *337*
***Figure 160** : Modèle activités agricoles – Relation d'association entre intervention et îlot* *338*
***Figure 161** : Différents types d'intervention pour intégrer les itinéraires techniques* *338*
***Figure 162** : Lien entre produit et matière active, pour intégrer les itinéraires techniques et calculer les indicateurs* *339*
***Figure 163** : Description du secteur de référence pour intégrer les typologies réalisées sur le territoire (lien avec les caractéristiques du sol)* *339*
***Figure 164** : Le modèle «scénarios » (partie 1)* *342*
***Figure 165** : Le modèle « scénarios » partie 2 (indicateurs)* *343*
***Figure 166** : Réunion avec des acteurs (G) – discussion sur les axes spatiaux (D)* *345*
***Figure 167** : Modèle d'analyse du cube à l'échelle de l'ilot agricole avec la dimension substance active* *346*
***Figure 168** : Modèle d'analyse du cube multidimensionnel à l'échelle de l'îlot cultural (tous indicateurs agro-environnementaux)* *347*
***Figure 169** : Modèle d'analyse du cube multi-scénarios* *348*
***Figure 170** : Forage pour obtenir le détail de la pression exercée en S Metolachlore sur un sous-bassin du territoire d'action* *350*
***Figure 171** : Restitution sous forme de graphiques pour les indicateurs PREMA* *351*
***Figure 172** : Flux de nitrates sur le bassin du Né pour le scénario de référence (SREF3) et un scénario de développement du bio (BIO6)* *351*
***Figure 173** : Suivi des coûts à l'échelle du sous-bassin pour les scénarios de développement de l'agriculture biologique: BIO1: 2 x surface - BIO3: 9% bio (1% de vigne) - BIO6: 15% (9% vigne) - BIO7: 36% bio (7% vigne)* *352*
***Figure 174** : IFT total pour les mêmes scénarios d'agriculture biologique : BIO1 : 2 x surface - BIO3 : 9% bio - BIO6 : 15% bio - BIO7 :36% bio (Requête SOLAP)* *353*
***Figure 175** : Application dans le contexte de modélisation intégrée IMAS* *355*

***Figure 176** : Le modèle SIGPA pour une gestion conjointe eaux superficielles/eaux souterraines intégrant des modèles actuels ou à venir du BRGM 356*
***Figure 177** : Le modèle SIGPA avec l'utilisation de RPG Explorer 357*
***Figure 178** : Le modèle SIGPA dans un contexte d'utilisation de l'outil Coclik'eau 357*
***Figure 179** : Modèle général du processus SIGPA 364*
***Figure 180** : Place des travaux de thèse dans la préfiguration d'un observatoire OSAGE (complété, d'après Loireau et al, 2017)..... 367*
***Figure 181** : Séquences recherche et suivi d'un observatoire OSAGE (d'après Loireau et al, 2014) 372*
***Figure 182** : Schéma général du projet Coastal 373*

***Tableau 1** : Quelques exemples de substances actives et leur type d'action..... 39*
***Tableau 2** : Classement des 9 molécules définies comme « molécules témoins » sur le BAC Coulonge, selon leur valeur de Kow (coefficient de partage Octanol/Eau), Source : Ineris, 2012, Mazzella et al, 2008..... 42*
***Tableau 3** : Choix de molécules « témoins » dans le bassin versant de la Charente (source : Etude Modchar, Irstea/Fredon/Agence de l'eau, 2012) 54*
***Tableau 4** : Différentes définitions du concept de territoire 72*
***Tableau 5** : IFT de référence par culture en Poitou- Charentes (Agreste, 2011)..... 115*
***Tableau 6** : IFT de référence en Poitou Charentes pour la vigne (source : DRAAF, Juin 2016) .. 115*
***Tableau 7** : Principaux acteurs selon les échelles spatiales 264*
***Tableau 8** : Rotations bio décrites par type de sol pour le scénario de référence..... 303*
***Tableau 9** : Description de la SAU dans chacune des 7 entités SDAGE en fonction des grandes catégories de cultures 304*
***Tableau 10** : Description de la SAU en fonction des cultures conventionnelles et biologiques 304*
***Tableau 11** : Moyennes des valeurs d'enquêtes et du modèle pour les 5 cultures majoritaires de l'AAC..... 310*
***Tableau 12** : Scénarios d'évolution des systèmes innovants sur la zone d'étude..... 312*
***Tableau 13** : Scénarios d'évolution des systèmes en agriculture biologique sur la zone d'étude.. 314*
***Tableau 14** : Scénarios d'introduction des bandes enherbées sur la zone d'étude 315*
***Tableau 15** : ITK pour la partie fertilisation et traitements « phytos » (systèmes conventionnels)316*
***Tableau 16** : Résultats du calcul des indicateurs IFT et IFT vert pour les scenarios testés dans le projet modchar2 (sur SAU totale)..... 321*
***Tableau 17** : Résultats du calcul des indicateurs PREMA et Quantité d'azote appliquée pour les scénarios testés dans le projet modchar2 (SAU totale)..... 322*
***Tableau 18** : Efficacité des scénarios pour la réduction de l'IFT à l'échelle des sous bassins..... 326*
***Tableau 19** Concentrations moyennes en molécule pesticides obtenues en sortie du modèle SWAT selon les scenarios (source : rapport final Modchar2, 2017) 330*

Préambule

Une thèse comme aboutissement d'un parcours professionnel

« C'est en initiant les plus petites actions que
l'on amorce de grands changements »
Pierre Rahbi.

La thèse est pour la plupart des doctorants le premier pas vers une carrière dans la recherche. Dans mon cas personnel, c'est plutôt l'inverse, à savoir l'aboutissement d'un parcours professionnel construit au croisement de l'agro-environnement et des systèmes d'information, qui m'a conduit des services des Ministères de l'agriculture et de l'environnement à Irstea où je mène aujourd'hui mes travaux de recherche.

Chargée de mission au Ministère de l'Agriculture puis au Ministère de l'Environnement sur les problèmes de pollutions diffuses agricoles et agro-alimentaires, je suis arrivée à Irstea pour occuper des fonctions de chef de projet informatique au centre d'Antony, où j'ai pu approfondir mes connaissances sur les systèmes d'information. Mon arrivée en 1995 au sein de l'unité ETBX (Environnement, Territoires et Infrastructures) au centre Irstea de Bordeaux m'a permis de concilier agriculture, environnement et systèmes d'information géographique pour une première expérience dans la recherche. Ces années d'ingénieur-chercheur à Irstea m'ont permis de développer des recherches sur les relations entre agriculture et environnement, à différentes échelles spatiales et dans différents contextes d'action publique, avec un focus sur la gouvernance de l'eau et les interdépendances amont-aval.

Plusieurs projets de recherche ont nourri mes travaux de thèse. Dans le cadre du projet européen Spicosa (2008-2012) j'ai exploré les liens entre science et décision publique, dans un cadre de gestion intégrée des zones côtières (Mongruel et al, 2011, Vernier et al, 2012). Nous avons construit avec les gestionnaires locaux des scénarios agricoles de long terme et évalué leurs potentiels impacts sur la ressource en eau. Dans le cadre du projet Respireau (appel d'offres Liteau, 2011-2013), j'ai analysé et modélisé les interdépendances entre activités amont et aval, entre la zone côtière des Pertuis charentais et son bassin d'influence, le bassin de la Charente, en utilisant le cadre des services écosystémiques (cadre conceptuel du MEA, Millenium Ecosystems Assessment, 2005). Le projet Eccoter (2011-2014,

appel d'offres pesticides du MEDD) m'a permis de poser les bases méthodologiques d'une qualification des activités agricoles et des pratiques à l'échelle d'un territoire d'action agro-environnemental (Vernier, Rousset et al, 2014, Charbonnier et al, 2016). Le projet SIE Pesticides (ANR Carnot) m'a conduit à réfléchir à la modélisation des systèmes et pratiques agricoles sur un territoire à enjeu eau-pesticides, aux échelles de la parcelle et du bassin versant (Miralles, Vernier et al, 2010). Cette modélisation UML (Vernier et al, 2013) est reprise et enrichie dans la thèse. Dans le cadre du projet IEPAP (Zahm et al, 2015), j'ai réfléchi à une organisation de l'information qui permette de confronter indicateurs surfaciques, utilisés dans les programmes d'action, et données ponctuelles issues du monitoring hydrologique dans les bassins versants. Enfin, j'ai construit et coordonné les projets Modchar 1 et 2 - « Modélisation de scénarios agricoles dans le bassin de la Charente », financés par l'agence de l'eau Adour-Garonne (Vernier et al, 2012). Le projet Modchar2 a accompagné mes travaux de thèse (Vernier et al, 2016, 2017). La pratique de la modélisation UML via le logiciel Objecteering et notamment son module SQLDesigner a initié des collaborations avec l'UMR TETIS de Montpellier dans le domaine des systèmes d'information environnementaux.

Ces collaborations m'ont permis de mûrir un projet de thèse, qui a été acceptée par Irstea. En tant qu'ingénieur-chercheur, l'objectif d'une recherche est de faire avancer les connaissances, mais aussi de pouvoir aboutir in fine à une amélioration des actions environnementales sur le terrain. Mes travaux se situent au carrefour de plusieurs disciplines, sciences de l'environnement, sciences de l'information et agro-géographie. Ma thèse s'appuie sur l'expérience acquise au fil des projets et des collaborations avec les acteurs de terrain. J'espère qu'elle pourra contribuer à produire des méthodes et outils qui seront utilisés par les gestionnaires de l'eau et leurs partenaires agricoles, avec comme objectif une gouvernance plus efficace des programmes d'action agro-environnementaux. Nous en avons besoin, collectivement.

.

Introduction générale

Des dizaines d'années de mise en œuvre de politiques publiques, politiques de l'eau et politiques en direction de l'agriculture, qui est une source majeure de pollution diffuse dans les bassins versants, n'ont pas permis de restaurer la qualité de l'eau : elle a continué à se dégrader. La France est mise en cause par l'Union Européenne pour son incapacité à atteindre les objectifs fixés aux Etats Membres. Elle est maintenant face à la pression de l'Europe et d'une opinion publique qui demande des comptes sur la qualité de son environnement, de l'eau du robinet en particulier et qui exige des résultats. Elle doit donc mettre en place des politiques de l'eau efficaces, là où la reconquête des milieux devient impérative. Pour cela, elle doit associer les acteurs locaux et notamment les acteurs agricoles, pour développer une agriculture plus respectueuse de l'environnement (et de leur propre santé). Les gestionnaires de l'eau en charge des programmes d'action sont confrontés à une situation complexe et à des enjeux stratégiques. **La thèse défendue est que la mise à disposition des acteurs d'une information adaptée contribue à une gouvernance éclairée et efficace des programmes de reconquête de la qualité de l'eau, et qu'elle peut être réalisée par un système d'information collaboratif et multi-échelles**. Examinons tout d'abord le contexte et les enjeux autour de ces programmes d'action, dont la discussion et l'articulation conduisent au questionnement de la recherche.

I LE CONTEXTE ET LES ENJEUX

I.1 - Pollution des eaux par les pesticides : le constat d'un environnement dégradé et changeant.

Ces dernières années, de nombreux captages d'eau potable contaminés ont dû être abandonnés pour leur trop forte teneur en nitrates[1] et/ou pesticides[2] : ainsi, près de 4800 ouvrages ont été fermés entre 1998 et 2008 (Onema, 2015). Selon EauFrance[3], en 2011, la présence de pesticides a été détectée sur 93% des stations de surveillance de la qualité sur les cours d'eau. Avec la contamination par les

[1] Toutes les formes d'azote présentes dans le sol ne sont pas transférables par les mêmes voies. Les quantités les plus importantes transfèrent sous forme nitrique par *lixiviation* (l'ion nitrate est très soluble).
[2] Les pesticides sont des substances toxiques utilisées pour lutter contre des êtres vivants nuisibles à l'homme. Les principaux types de pesticides sont les fongicides, les herbicides et les insecticides (voir Encadré 1 partie 1, chapitre I.1).
[3] Site d'information gouvernemental sur l'eau www.eaufrance.fr

nitrates, un problème récurrent et encore à résoudre, la contamination par les pesticides reste l'un des principaux facteurs limitants pour l'atteinte du bon état écologique des eaux, objectif fixé en premier lieu pour 2015 par la Directive Cadre Européenne sur l'Eau (DCE). Cet objectif a été reporté pour de nombreux cours d'eau à 2021 et même jusqu'à 2027 comme dernière échéance ! Le bilan sur la qualité des eaux de nos rivières et de nos nappes est donc un constat d'échec face à la forte résilience des pollutions, et à l'inertie des pratiques sociétales et des systèmes de production (Geoff, 2014).

Quels enjeux pour l'avenir ? Le devenir des pesticides dans l'environnement, en particulier dans les eaux des rivières et des nappes phréatiques, va rester un enjeu majeur. Les préoccupations autour de la santé, les expositions professionnelles aux pesticides (Anses, 2016) viennent s'ajouter à la demande sociale autour des enjeux environnementaux, qualité de l'eau ou biodiversité. Les médias se sont saisis de la question des pesticides (articles, reportages grand public,…) et l'opinion publique, préoccupée par la présence des pesticides dans l'air, l'eau, les sols et par leur influence sur le développement de cancers, de maladies endocriniennes ou dégénératives, exige maintenant des pouvoirs publics une action collective plus efficace. Un nouveau facteur s'impose également dans les études scientifiques et dans les prospectives, le changement climatique. Ce dernier aura un impact majeur sur les systèmes agricoles et par conséquent sur les transferts de polluants vers les hydrosystèmes. Pour l'agriculture européenne, il est envisagé un déplacement vers le nord des cultures, qui impliquera la mise en place de nouvelles rotations, et des variations de la productivité ou de la qualité (Falloon et Betts, 2010). Le défi sera de réussir à développer une agriculture durable, avec moins de fertilisants et de pesticides, tout en gérant des déficits hydriques plus sévères et des évènements climatiques extrêmes plus fréquents, de nouveaux ravageurs des cultures et des dysfonctionnements dans les écosystèmes. Cette adaptation nécessaire interroge aussi la capacité des politiques publiques à anticiper les changements. La question des référentiels utilisables dans ce contexte est centrale. C'est par exemple la validité des seuils de référence pour les indicateurs, des paramètres des modèles de croissance des plantes ou des modèles hydrologiques (Dale et al, 2001, Babut et al, 2013).

Ce constat de la dégradation des eaux renvoie à l'analyse des sources de pollution : en la matière, l'agriculture est considérée comme responsable, quoiqu'elle se défende d'être la seule en cause dans ces phénomènes. Qu'en est –il réellement ?

I.2 - Les pollutions diffuses sont une conséquence de l'intensification de l'agriculture

La relation entre production agricole et dégradation de la qualité de l'eau a été longuement abordée dans la littérature : citons parmi de nombreuses références, Sébillote, 1990, Benoit et Papy, 1998, Novotny, 1999, Meynard, 2001, Soulard, 2005, Aubertot et al, 2005, Laurent, 2012. Après une période de déni de la profession agricole et de nombreuses études menées sur le sujet au niveau national et

international plus tard, la responsabilité de l'agriculture est aujourd'hui avérée, que ce soit pour l'impact chimique ou l'impact biologique sur les hydrosystèmes (Schäfer et al, 2007). Le développement massif de l'agriculture productiviste et intensive a été une réussite économique mais a induit de fortes atteintes à l'environnement : dégradation de la qualité des eaux (nitrates/phosphore/pesticides), mais aussi des habitats avec les remembrements, la suppression des haies et l'assèchement de nombreuses zones humides, avec pour conséquences des atteintes à la biodiversité.

La prise de conscience des effets négatifs de l'intensification agricole sur l'environnement et sur la santé n'a réellement émergé que durant les années 1990 (Soulard, 2005). Les premières actions ont concerné l'optimisation de la fertilisation et des traitements phytosanitaires, des ajustements dans la conduite des cultures au sein des systèmes agricoles. L'efficacité de ces actions tend à plafonner. En revanche, la modification plus profonde des systèmes agricoles, vers une agriculture durable, plus économe en intrants s'avère très compliquée à mettre en place (Butault et al, 2011). L'agriculture biologique constitue un autre modèle de développement de l'agriculture. Elle ne concerne aujourd'hui qu'entre 1 et 10% de la surface agricole selon les territoires, bien que son développement soit soutenu par la forte demande des consommateurs. L'Europe reste un importateur net de produits de l'agriculture biologique mais la France pourrait faire beaucoup mieux en la matière. Avec de trop faibles surfaces, l'agriculture biologique ne peut pas encore impacter significativement les transferts de nutriments et pesticides dans les grands bassins versants.

Une part significative des traitements phytosanitaires appliqués sur les parcelles peut se retrouver dans le milieu naturel, selon les conditions et la période d'application. Une étude du réseau Écophyto R&D (2010) indique ainsi que « certains auteurs estiment que la part de produit phytosanitaire qui n'atteint pas la cible visée ne représente que quelques % alors que des pertes de 20 % à 30 % voire beaucoup plus ont parfois été mesurées selon les conditions ». Dans le suivi que nous avons réalisé avec l'équipe en contexte charentais (Delmas et al, 2006), nous avons constaté que 10% des produits appliqués pouvaient se retrouver dans la rivière, lorsqu'un évènement pluvieux survenait juste après les traitements sur les parcelles. Les produits appliqués, souvent des mélanges de plusieurs principes actifs, issus de plusieurs familles chimiques, se dégradent dans le milieu naturel selon des mécanismes biochimiques de dégradation et produisent des métabolites. Des produits comme la chlordécone utilisée aux Antilles pour lutter contre le charançon du bananier se dégradent très lentement et ne disparaitront totalement qu'au bout de plusieurs centaines d'années : ils rendent inutilisables pour certains types de cultures vivrières (comme les légumes racines) des parties importantes de territoire (rapport Affssa, 2010). La présence de pesticides, même à de très faibles concentrations, impacte les écosystèmes aquatiques et la production d'eau potable. L'effet « cocktail » de toutes ces substances

dans les milieux est encore peu connu et encore moins maitrisé, ce qui peut conduire à en sous-estimer les effets (Knauer et al, 2017).

Cette contradiction entre d'une part, la demande sociétale d'une agriculture durable, d'un environnement sain, d'une eau propre et sans pesticides et d'autre part, les intérêts économiques des distributeurs de produits phytosanitaires et des agriculteurs, englués dans un système économique poussant à plus de rendement et donc plus d'intrants, conduit à un conflit d'intérêts qui s'invite en permanence dans les actions autour de la gestion des ressources en eau. **Comment les politiques publiques tentent-elles de gérer ces conflits ?**

I.3 - Les politiques publiques ont cherché à concilier production agricole et respect de l'environnement

Les politiques publiques ont cherché à concilier production agricole et gestion des ressources naturelles (Papy et Torre, 2002, Aubertot et al, 2005). Les politiques environnementales se sont voulues plus intégrées, fondées sur la restauration de la qualité chimique mais aussi biologique de la ressource en eau (Directive Européenne Cadre sur l'Eau (2000/60/CE). Cette Directive et sa retranscription en droit français est le premier texte qui consacre l'obligation de résultats et non plus uniquement de moyens dans la lutte pour la restauration de la qualité des eaux, très dégradée pour les facteurs «nitrates» et «pesticides». A partir de 2007, en sus du renforcement des normes de qualité environnementale, apparaissent de nouvelles modalités d'intervention publique : principe pollueur-payeur, exigence de concertation et de coordination des actions. Ce souci de protection de l'environnement s'étend au souci de préserver la santé publique (rapport Bonnefoy, 2012, rapport de l'Anses, 2016).

Cette injonction de l'Union Européenne de mettre en place des plans spécifiques de lutte contre les pesticides s'est traduit à l'échelle nationale par le Grenelle de l'environnement et la mise en place du plan «Ecophyto 2018». Son objectif était de diviser par deux l'usage des pesticides avant 2018. Cependant, des indicateurs comme le nombre de doses unité vendues par les distributeurs (NODU) ou les quantités de substances actives déclarées vendues (QSA) n'ont montré aucune tendance à la baisse entre 2008 et 2013. Au contraire tout indiquait une augmentation de l'utilisation des pesticides (Bellassen, 2015). Malgré toutes les actions mises en place, le recours aux produits phytosanitaires - au niveau national - a augmenté de 5 % en moyenne entre 2009 et 2013 (Anses, 2016). Devant ces difficultés de réalisation, un second plan « Ecophyto II » est lancé en 2015, reportant ce même objectif de réduction de 50% des quantités utilisées à 2025. Les bilans d'évolution résultant des monitorings dans les cours d'eau, après avoir enregistré une certaine baisse des flux de nitrates et de pesticides, indiquent maintenant - au mieux - une stagnation des flux. **C'est donc un constat d'échec global, malgré les efforts réalisés et des contrastes locaux**.

La lutte est certes compliquée car cette pollution diffuse est répartie sur tout un territoire, difficile à identifier et à maîtriser. La complexité réside d'une part dans la diversité des sources de pollution diffuses, d'autre part dans les difficultés à relier pressions et transferts vers les eaux souterraines et superficielles et enfin dans la nécessité de tenir compte des impératifs économiques et sociaux. Concernant les pesticides, la diversité des produits et des comportements dans le milieu ajoute encore à la complexité.

L'addition des efforts individuels et des injonctions des politiques sectorielles n'a pas fonctionné. **Ce constat d'échec a poussé vers la territorialisation des politiques publiques environnementales et vers une implication plus forte des acteurs comme partie prenante des actions.**

I.4 - La territorialisation et la mobilisation des acteurs ont été pensées dans la perspective d'une plus grande efficacité des politiques publiques

L'incapacité des politiques à maîtriser les pollutions diffuses, par exemple à réduire les nitrates dans les eaux[4] a fait émerger la question de l'implication des acteurs locaux et des usagers, du développement d'une gestion plus intégrée et participative, dans lesquelles les acteurs du territoire s'approprient les questions environnementales et élaborent des plans d'actions. Ces nouvelles politiques de gestion intégrée nécessitent une démarche fondée sur un processus de gouvernance, passant par la concertation et la négociation entre différentes catégories d'acteurs, porteurs d'enjeux de natures différentes, afin d'aboutir collectivement à un compromis concernant la stratégie de gestion à mettre en œuvre (Mongruel et al, 2011, Giordano et al, 2010). Les réseaux d'acteurs qui se créent autour de ces programmes d'action permettent l'intégration de connaissances scientifiques mais aussi empiriques, sociales autour de l'enjeu ressource en eau.

La territorialisation des politiques publiques implique aussi de concilier étendue géographique du territoire d'action et aire d'influence des acteurs, donc d'intégrer plusieurs échelles et niveaux d'organisation. **L'espace agro-environnemental peut être vu un système complexe intégrant des processus de nature variée aux différents niveaux d'organisation**, à savoir l'échelle physique des processus mais aussi l'échelle d'organisation des acteurs socio-économiques (Vernier et al, 2009, 2010). Plusieurs types d'organisation spatiale s'entremêlent : une organisation écologique (parcelle «structurelle», versant, bassin versant, unité paysagère, etc.), une organisation fonctionnelle (ilot agricole, exploitation, tissu d'exploitations), une organisation technico-administrative (commune ou groupement de communes, parc régional ou zone d'influence d'un syndicat d'eau, etc.). S'y ajoutent

[4] cf. les condamnations répétées de la France par l'Europe 2013, 2014.

des zonages de nature économique comme les bassins locaux d'approvisionnement ou les zones d'influence de coopératives, par exemple.

Les pratiques des agriculteurs s'exercent dans l'espace des pratiques (l'étendue de leurs parcelles), elles sont influencées par le milieu (sol, climat) et elles exercent une influence sur la qualité des eaux superficielles ou souterraines par le biais des transferts de nutriments ou de pesticides vers les eaux. Comment qualifier alors les systèmes agricoles présents sur le territoire d'action agro-environnemental ? Selon l'échelle, il est possible de s'intéresser aux pratiques individuelles ou il faut recourir à des démarches spécifiques (typologies, approche par secteurs etc.). Les territoires pertinents pour gérer l'environnement sont ceux qui agencent l'espace pratique de travail des agriculteurs et l'espace politique de la gestion de la qualité de l'eau. Les secteurs du milieu géographique collectivement identifiés, les réseaux de relations entre acteurs, les périmètres d'intervention des politiques, et les interdépendances territoriales induites par la circulation des eaux, composent un agencement spatial adéquat pour gérer localement un problème d'environnement (Soulard, 2005).

Cette approche territorialisée des politiques agro-environnementales est relativement récente (une vingtaine d'années). Elle pose la question de la disponibilité de méthodes opérationnelles pour réussir l'intégration d'informations issues d'échelles et de niveaux d'organisation différents. En effet, ces programmes d'action doivent être accompagnés tout au long de leur cycle de vie, depuis le diagnostic du territoire d'action, jusqu'à la définition et la mise en œuvre des mesures agro-environnementales et aux phases de bilan.

I.5 - De nouvelles méthodes et outils sont nécessaires pour accompagner ces politiques territorialisées

La mise en œuvre et l'évaluation des politiques agro-environnementales territorialisées requiert des outils spécifiques capables de prendre en compte des données écologiques, économiques et sociales mais aussi d'appréhender la complexité de l'emboitement ou du recouvrement des différents niveaux d'organisation et de prise de décision (Daalgard et al, 2003 ; Vernier et al, 2013, Plumejaud et al, 2015). **Toute cette information doit être partagée entre les acteurs du territoire pour aboutir à une vision commune ou tout du moins à une certaine convergence sur les faits,** avant d'élaborer des plans d'actions pour la reconquête de la qualité de l'eau.

Les outils informatiques associés à ces systèmes doivent gérer des données multi-sources et assurer le transfert de l'information d'un niveau d'organisation à l'autre, par exemple d'un niveau administratif ou fonctionnel (parcelle) à l'échelle d'un espace à enjeu (Ewert et al, 2011, Volk et Ewert, 2011). L'information restituée doit pouvoir amener des éléments de connaissance partagée sur les milieux, les processus en jeu, les effets potentiels des trajectoires de l'agriculture (ou des autres activités anthropiques) sur les hydrosystèmes du territoire d'action et les conséquences sur les activités.

Différents types d'outils peuvent être mobilisés dans ces programmes d'action environnementaux : des indicateurs, spatialisés ou non, des résultats de simulation à l'aide de modèles hydrologiques ou économiques ou issus de modélisation intégrée. L'utilisation des modèles reste toutefois controversée (référentiels de calage, incertitude) et leur utilisation doit s'accompagner de pédagogie et de transparence pour garantir une « bonne appropriation » par les acteurs des résultats des simulations. Dans ces systèmes complexes que sont les territoires d'action, le tout n'est pas égal à la somme des parties : par exemple, les flux de pesticides issus de chaque parcelle ne s'additionnent pas : à l'échelle du bassin versant, d'autres mécanismes de transfert interviennent en fonction des aménagements, des zones humides etc. Un indicateur ou un modèle de transfert de pesticides est ainsi adapté à une échelle donnée, le respect de ces échelles et les règles de passage d'une échelle à l'autre sont importantes pour la validité des résultats obtenus. **Les connaissances doivent donc être intégrées puis restituées en respectant leur domaine de validité et en précisant l'incertitude qui leur est attachée.**

I.6 - Une gouvernance éclairée des programmes d'action nécessite d'organiser et de restituer l'information aux échelles pertinentes pour l'aide à la décision

S'il existe actuellement des systèmes d'information combinés à des outils de modélisation répondant à certains problèmes de gestion (étiages, inondations...), les systèmes d'information à disposition des acteurs publics pour l'enjeu « eau-pesticides » ne permettent pas de restituer des informations pertinentes aux différentes échelles de la décision publique. Cette lacune concerne à la fois les méthodes et des outils opérationnels (rapports CGAER, 2014 et Onema, 2011, 2015, séminaires de l'Astee).

Les solutions informatiques existantes s'appuient sur des développements mobilisant d'une part, des systèmes de gestion de bases de données (SGBD relationnelles disposant d'extensions spatiales (exemples Oracle, PostGIS) et d'autre part, des interfaces utilisateurs. Ces interfaces utilisateurs restent peu accessibles pour les animateurs des programmes d'action : si elles ne répondent pas à la question de l'animateur, il faut alors envisager un nouveau développement. L'acteur a la possibilité de créer lui-même ses requêtes mais cela demande des compétences informatiques particulières (connaissance d'un langage de requête, connaissances sur les SI). Il existe des systèmes de requêtage WEB pour l'accès aux bases de données institutionnelles (base des agences de l'eau, du BRGM, etc.) mais il est difficile de recueillir les données aux échelles souhaitées et plus encore, de les capitaliser.

Parmi les solutions informatiques existantes (SGBD disposant d'extension spatiales, applications d'interfaçage Web avec diverses sources de données) la solution proposée par ce que l'on désigne par **« entrepôts de données » a semblé intéressante et c'est cette piste qui a été suivie dans la thèse.**

En effet, les entrepôts de données possèdent des qualités spécifiques pour répondre à cette demande d'aide à la gouvernance intégrant une dimension spatio-temporelle et interactive. Un entrepôt de données est « une collection de données, intégrées, non volatiles et historiées pour la prise de décisions » (Inmon, 1981, 1992). Les données y sont organisées en fonction des besoins d'analyse des utilisateurs et des décideurs. Ils permettent une analyse multidimensionnelle de grandes quantités de données suivant des axes d'analyse préétablis appelés dimensions. Pour chacun des axes d'analyse, l'information est organisée hiérarchiquement pour reproduire les niveaux d'agrégation qui sont les niveaux d'intérêt de l'utilisateur ou du décideur. Un schéma de hiérarchie, composé par plusieurs niveaux, représente différentes granularités ou degrés de précision de l'information (Bimonte et al, 2016).

Les entrepôts de données spatiaux pourraient être une réponse adaptée aux besoins des acteurs en charge du programme d'action, avec pour chacun une fenêtre d'analyse spécifique sur l'entrepôt. Mais les entrepôts de données peuvent-ils répondre à eux seuls à la nécessité de capitaliser les expériences et les connaissances, au fil des programmes d'action environnementaux qui se succèdent sur un territoire ?

I.7 - La capitalisation des connaissances et des expériences est essentielle : vers des observatoires agro-environnementaux ?

La mise à disposition des acteurs des connaissances et des expériences sur le territoire d'action implique la pérennité du système d'information. Les connaissances et outils mobilisés lors d'un programme d'action doivent perdurer dans le temps et ne pas devoir être reconstitués ou revus à chaque nouveau programme. C'est une des principales difficultés constatées sur le terrain : comment utiliser les données et les expériences des actions passées et comment capitaliser les données et l'expérience acquises dans le programme en cours pour de futures actions ? Les observatoires territoriaux pourraient-ils apporter une réponse à ce besoin de capitalisation ?

Selon Libourel et al (2009), un observatoire a pour objectif de répondre à une ou plusieurs questions sociétales portant sur un "périmètre" d'intérêt et pour cela il doit observer les dynamiques socio-environnementales résultant d'interactions dynamiques de systèmes socio-économiques et biophysiques. Diverses expériences d'observatoire avec l'objectif d'observer ces interactions et dynamiques environnementales ont eu lieu. Ainsi, des dispositifs d'observatoires avec des ambitions de suivi agro-environnemental sont apparus en 2004 dans le cadre du RMT OAAT (Réseau Mixte Technologique « Observatoires des Activités Agricoles sur les Territoires ») mais n'ont pas été pérennisés. Des Observatoires Territoriaux des Pratiques Agricoles » ont été initiés par les chambres d'agriculture : centrés sur l'enregistrement des pratiques agricoles, là encore peu d'entre eux ont été pérennisés après la phase de conception. Il existe par ailleurs des observatoires dédiés à

l'environnement comme l'observatoire de l'environnement en Poitou-Charentes (ORE), avec des objectifs larges de suivi des milieux. Mais ces observatoires ne mobilisent pas une information conçue pour accompagner les actions agro-environnementales.

En effet, un observatoire agro-environnemental doit pouvoir intégrer un suivi des pratiques agricoles avec un regard particulier, environnemental (agro-écologie, agriculture bio, systèmes innovants, pratiques raisonnées…), un suivi des coûts associés pour les enjeux déclinés dans les programmes d'action (enjeu quantitatif, nitrates, pesticides, etc.) avec une capitalisation dans le temps et sur le territoire d'action (Vernier et Miralles, 2015). L'intégration des éléments économiques et financiers est importante car l'amplitude des mesures financées pour les animateurs du programme, ainsi que le nombre d'agriculteurs à engager dans des actions de modification de leurs pratiques ou de changement de système, en dépendent.

La démarche OSAGE (Observatoire Scientifique en Appui aux Gestionnaires de Territoire), présentée en Figure 1, s'applique à une Question de Société. En l'occurrence, dans le contexte de mes travaux de thèse, cette question est : « ***Comment développer des pratiques agricoles durables pour reconquérir la qualité de l'eau sur un territoire à enjeu eau-pesticides ?*** ».

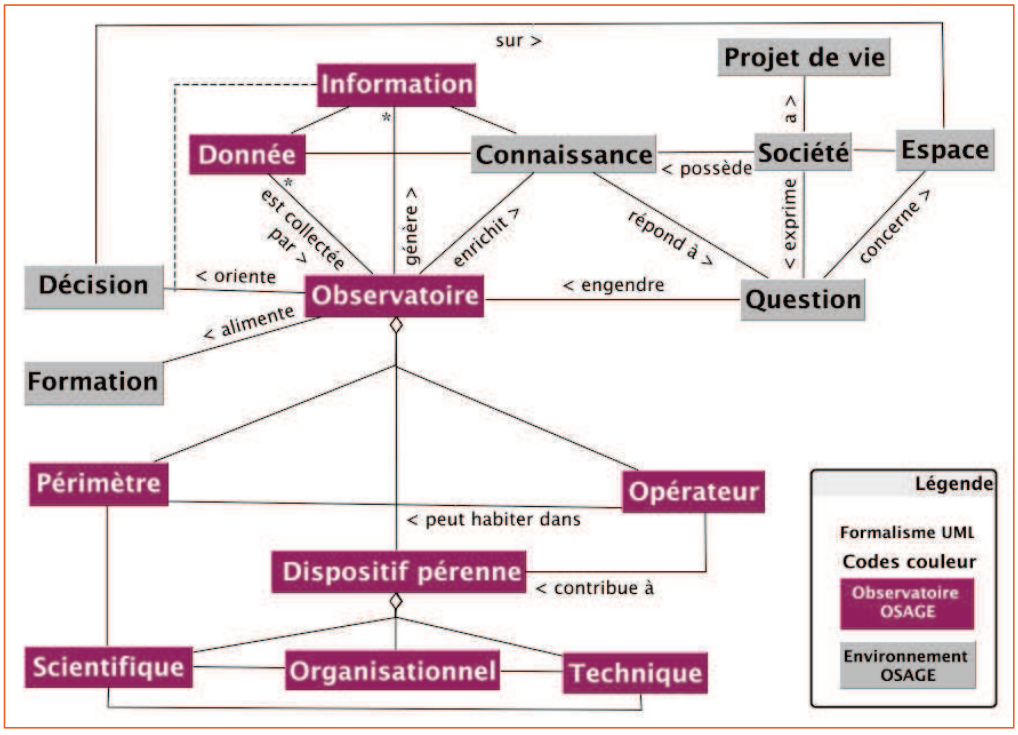


Figure 1 : Modèle général de la démarche OSAGE (Loireau et al, 2017)

En réponse à cette question, la Société (représentée par l'Etat et les gestionnaires de l'eau) décide de se doter d'un observatoire qui permet de comprendre les processus en jeu face à la question posée, de

faciliter les discussions et les négociations entre acteurs et, in fine, d'accompagner les décisions des gestionnaires des territoires (Loireau et al, 2014, 2017). Les types d'articulation entre un observatoire de type OSAGE et le système décisionnel d'un territoire restent toutefois à préciser (Loireau et al, 2017).

Le modèle OSAGE (Figure 1) articule trois dispositifs pérennes : scientifique, technique et organisationnel. Ces dispositifs s'appliquent à la démarche à suivre pour la construction d'un observatoire agro-environnemental. Le dispositif scientifique mobilise et produit des informations, il enrichit la connaissance des acteurs sur le fonctionnement et la dynamique du territoire d'action agro-environnemental. Le dispositif technique assure tous les services de traitement et stockage des données, informations et connaissances. Le dispositif opérationnel organise les fonctions de l'observatoire et garantit sa pérennité : c'est dans les collaborations avec les partenaires de terrain que ce dispositif peut être construit et mis en œuvre. Je m'appuie sur cette démarche OSAGE pour organiser et articuler les travaux de thèse que nous allons décrire maintenant.

II LA THESE : UN SYSTEME D'INFORMATION COLLABORATIF EN APPUI A LA GOUVERNANCE DES TERRITOIRES D'ACTION A ENJEU EAU PESTICIDES

II.1 De la question de société à la question de recherche

La qualité de l'eau est une question de société. Elle s'élabore en amont des points de captage d'eau potable dans les bassins versants, où elle est influencée par les activités économiques et urbaines, qui exercent une pression sur la ressource en eau. Les citoyens, par le biais de l'opinion publique, des associations de défense des consommateurs ou encore des associations de protection de la nature, interpellent les pouvoirs publics et exigent la fourniture d'une eau potable de qualité, en quantité suffisante et à un prix accessible. Les agriculteurs sont également demandeurs d'une « eau-ressource » pour leurs productions animales ou végétales, ressource que des pratiques agricoles trop intensives peuvent polluer et rendre à terme impropre à produire l'eau potable de qualité (Figure 2).

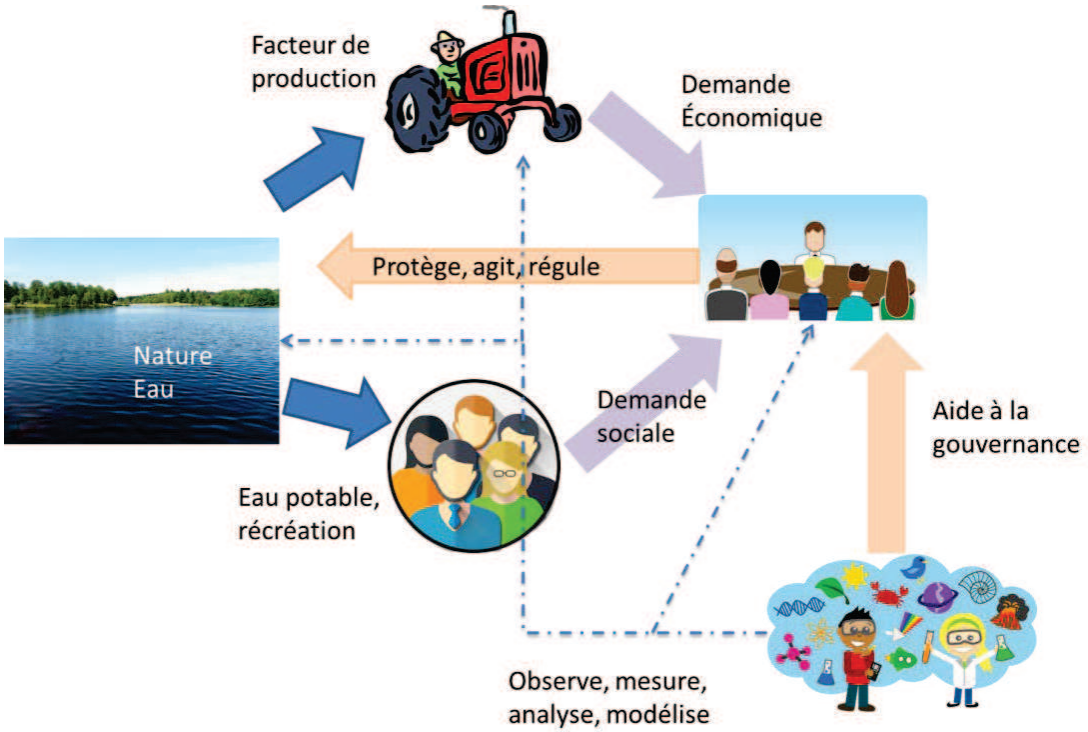


Figure 2 : Citoyens, agriculteurs, scientifiques et gestionnaires de l'eau autour de l'enjeu de maintien ou reconquête de la qualité des milieux aquatiques

Les décideurs ou gestionnaires locaux, syndicats d'eau, administrations, agences de l'eau, sont en charge de l'application des politiques publiques, européennes, nationales et locales pour la restauration de la qualité de la ressource dans un espace géographique mêlant zone d'influence hydrologique, espace des pratiques et espace des actions. Ces politiques sont territorialisées, les acteurs doivent les adapter aux conditions du territoire d'application, et les mettre en œuvre dans une approche collaborative. Cette territorialité n'existe que par la référence aux acteurs et à leur action, qu'ils exercent en réseau.

Pour la mise en œuvre de ces actions, les gestionnaires et décideurs locaux ont besoin de s'appuyer sur des connaissances, sur une quantification, une mesure des phénomènes qu'ils cherchent à contrôler ou améliorer. Ils doivent s'appuyer aussi sur des processus d'apprentissage et participatifs. Le scientifique observe, analyse et produit des outils participatifs ou d'aide à la gouvernance en réponse à la demande des gestionnaires. En écho à la territorialité des actions, ces outils doivent être spatialisés ou tenir compte des échelles et des niveaux d'organisation mobilisés.

L'attente sociale pour un environnement de meilleure qualité, sans pesticides, ou pour une ressource d'eau préservée avec sa biodiversité, est forte. **Pour atteindre les objectifs de reconquête de la qualité des eaux et d'un environnement « sain », sans pesticide, l'accompagnement des acteurs en charge des programmes d'action agro-environnementaux est une nécessité.**

Je m'intéresse aux réseaux d'acteurs institutionnels constitués autour de ces programmes d'action agro-environnementaux - gestionnaires de l'eau, agriculteurs et leurs représentants, associations, élus - pour co-construire des actions pertinentes aux échelles du territoire d'action, réduire les pressions et les impacts. Mon approche est tournée vers l'action, avec le double objectif de produire des connaissances scientifiques et d'élaborer des outils pour accompagner les acteurs engagés dans les programmes d'action territoriaux.

La thèse défendue est qu'un système d'information multi-échelles et collaboratif peut accompagner et orienter les choix des décideurs. Je me suis inspirée du modèle OSAGE, qui in fine propose la mise en place d'un Système d'Information sophistiqué pour formuler ma question de recherche :

Quel système d'information pour accompagner l'élaboration d'un programme d'action pour la gestion du risque « pesticides » (centré sur la qualité de l'eau) à l'échelle d'un territoire?

Ma question implique de pouvoir modéliser les liens entre les acteurs afin d'identifier qui produit l'information et qui la mobilise pour l'élaboration du plan d'action.

Pour mener à bien cette recherche, je fais plusieurs hypothèses :

- *Hypothèse 1* : les pratiques agricoles et les politiques publiques de gestion et d'aménagement des territoires sont des pratiques territorialisées et les acteurs institutionnels peuvent les influencer,

- *Hypothèse 2* : l'élaboration des programmes d'action est réalisée par un réseau d'acteurs à l'échelle du territoire d'action et des informations mobilisées dans ce réseau contribuent à la prise de décision sur les actions à engager,

- *Hypothèse 3* : une information territoriale spatiale, structurée et pertinente doit être mobilisée pour développer une gouvernance « éclairée », dans un processus itératif de co-construction avec les acteurs.

La réponse à cette question implique d'analyser l'espace physique des transferts de pesticides comme un territoire approprié par les acteurs, d'identifier les flux d'informations entre acteurs nécessaires à la prise de décision et de déterminer un cahier des charges pour ce système d'information environnemental.

Je restreins le champ d'étude aux programmes d'action agro-environnementaux, destinés à réduire prioritairement l'impact des activités agricoles sur la ressource en eau, avec un focus sur les programmes d'action qui cherchent à limiter les transferts de pesticides vers les eaux. Je m'intéresse aux acteurs institutionnels constitués en réseau autour des programmes d'action agro-environnementaux pour co-construire des actions, sans aller jusqu'à inclure les agriculteurs ou producteurs individuellement concernés par le programme d'action. Je propose pour conduire ce

travail une démarche tournée vers l'accompagnement des programmes d'action, détaillée dans les sections suivantes.

II.2 Une démarche générale tournée vers l'accompagnement des acteurs en charge des programmes d'action agro-environnementaux

Le territoire d'action choisi pour appuyer les travaux est une zone d'action « captage Grenelle » de 360 000 hectares au cœur du bassin de la Charente, le bassin d'alimentation des captages de Coulonge et St Hippolyte qui alimente une grande partie du département de la Charente-Maritime en eau potable.

Ce territoire d'action englobe un autre territoire d'étendue géographique plus limitée (30 000 ha), le bassin versant du Né (16), qui bénéficie d'un contrat de bassin porté par le syndicat d'eau.

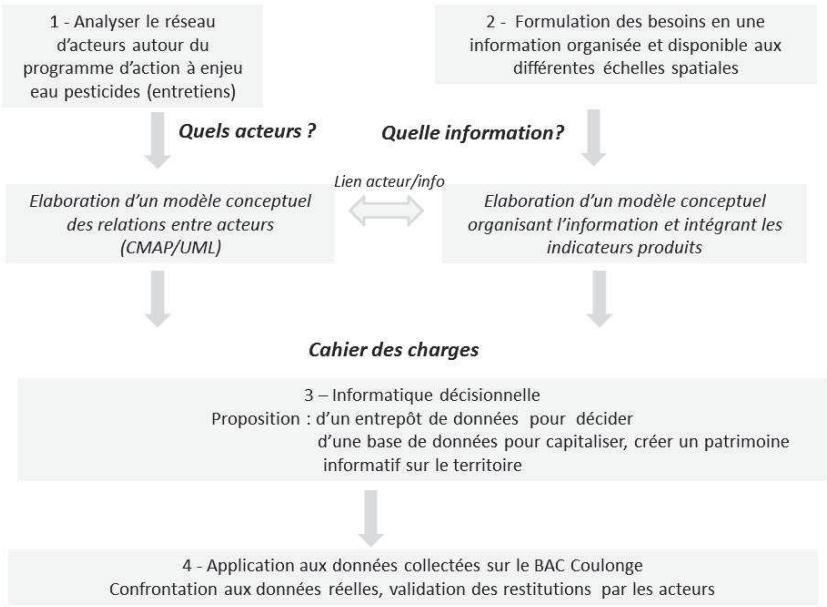


Figure 3 : Démarche générale de la thèse

La démarche proposée pour vérifier les hypothèses précédemment annoncés (Figure 3) implique l'analyse du réseau d'acteurs autour de ce programme d'action à enjeu eau-pesticides, notamment la production et la circulation de l'information dans ce réseau, les liens entre acteurs et information produite.

A partir de cette analyse du réseau d'acteurs et la formulation de leurs besoins en termes d'informatique décisionnelle, la dernière phase permettra de proposer un système d'information adapté à leurs besoins, et plus généralement, aux besoins des acteurs en charge des programmes d'action à enjeu « eau pesticides ».

Un prototype du système d'information, construit d'après les modèles conceptuels élaborés pendant le travail de thèse, sera implémenté à partir d'un jeu de données obtenu dans le cadre de l'accompagnement du programme d'action du BAC Coulonge-St Hippolyte. Cette étape doit permettre de vérifier la pertinence du système proposé à différentes échelles d'action, par un retour aux acteurs locaux et d'en évaluer la généricité. La démarche générale s'inscrit dans l'élaboration d'un observatoire agro-environnemental selon le modèle OSAGE.

II.2.1 *Analyser le réseau d'acteurs autour du programme d'action du BAC Coulonge et l'information mobilisée et mobilisable aux différentes échelles*

Le premier objectif est d'identifier le réseau d'acteurs institutionnels sur la zone d'étude qui contribuent à la mise en œuvre du programme d'action « pesticides ». Il s'agit de : **i) déterminer les rôles des acteurs et les liens entre eux, ii) déterminer à quelle échelle spatiale** ils interviennent,

iii) identifier quelle information ils mobilisent et enfin **iv) identifier les lacunes ou les redondances** dans la mobilisation de l'information. Nous nous situons ici dans le dispositif scientifique du modèle OSAGE (Figure 1).

La méthode de cartographie institutionnelle a été retenue (Vanderlinden et al 2011[5], MacFadden et al, 2011). Elle est utilisée pour la compréhension des relations entre acteurs dans le cadre des programmes d'action. La cartographie institutionnelle se concentre sur les acteurs clés identifiés dans le cadre du programme d'action étudié, leurs interactions, leur pouvoir d'influencer le processus de décisions, leur capacité de prendre des décisions, de mobiliser les sources de financement, et de produire de l'information. La cartographie institutionnelle procède du même cadre d'analyse que l'analyse institutionnelle (Aligica, 2006).

Des entretiens semi-directifs ont été réalisés auprès d'acteurs impliqués dans le programme d'action du BAC Coulonge (bassin de la Charente). Les agriculteurs impliqués dans ce programme d'action sont représentés dans les différents comités et groupes de pilotage par des élus, ingénieurs, techniciens, conseillers des chambres, des coopératives. Ils ne sont jamais présents en tant qu'individu impacté par le programme d'action. En conséquence, sans centrer nos travaux sur les individus, nous avons cependant réalisé des enquêtes terrain dans les exploitations et discuté avec les agriculteurs des trajectoires de l'agriculture sur le territoire d'action, en lien avec leurs pratiques actuelles.

[5] the SPICOSA Stakeholder-Policy Mapping Users' Manual

II.2.2 *Formuler les besoins des acteurs et organiser l'information aux échelles pertinentes.*

La gouvernance de l'eau potable a une forte dimension territoriale (Salles et al, 2006, Roussary et Barbier, 2016). A partir des entretiens réalisés auprès d'acteurs-clés, des « mind maps » puis des modèles d'instance sont réalisés pour chaque acteur rencontré (et son institution). Ce modèle permet d'identifier les flux d'information, les flux financiers et les actions réglementaires produits par l'acteur concerné et les échanges autour de l'ensemble de ces flux. L'analyse des liens entrants et sortants permet de faire émerger les acteurs clés, producteurs et utilisateurs de l'information qui transite dans le réseau. Un modèle conceptuel UML formalise les interactions entre les acteurs du réseau et l'information mobilisée aux différentes échelles spatiales, en s'appuyant sur mes travaux précédents (modèle SIE pesticides, Vernier et al, 2013). Nous nous situons ici dans le dispositif scientifique d'OSAGE, avec un lien vers le dispositif organisationnel (compétences et organisation).

II.2.3 *Une approche par scénario et un entrepôt de données pour l'appui à la décision*

Certains auteurs comme Kuzdas et Wiek (2014) ont proposé un cadre d'analyse de scénarios de gouvernance de l'eau permettant d'explorer de manière collaborative différentes hypothèses alternatives de systèmes de gouvernance de l'eau, en mettant en exergue alliance et gestion des conflits. Des méthodes de modélisation intégrée de ces trajectoires ont été développées pour modéliser l'impact de scénarios d'évolution de l'agriculture sur la ressource en eau (méthode IMAS, Vernier et al, 2017). Elles font référence à l'*Integrated Assessment* (Parker et al, 2002) qui constitue un processus interdisciplinaire d'intégration des savoirs des diverses disciplines et groupes d'acteurs sociaux afin de fournir une mesure d'un problème dans différentes perspectives et de fournir un support pour des processus politiques et de décision et, identifier les options désirables et possibles (Pahl-Wostl, 2002, Van Ittersum, 2008).

L'approche par scénario tend à se développer dans de nombreux programmes d'action environnementaux, ces scénarios pouvant être définis comme des trajectoires possibles d'évolution des systèmes agricoles, spatialisées ou non. Les scénarios co-construits avec les acteurs décrivent les pratiques agricoles associées aux systèmes localisés sur le territoire d'action, selon une approche typologique par type de sol, rotations et cultures. Le choix de cette approche par scénarios, avec les acteurs, a conduit à l'intégrer dans la phase de modélisation conceptuelle et dans la proposition du système d'information, pour la partie décisionnelle. Intégrer les scénarios conduit à multiplier les volumes de données, les qualifier avec les indicateurs ou les résultats de modèles que souhaitent mobiliser les acteurs. La solution des entrepôts de données spatiaux est testée pour répondre à ces demandes de gestion de gros volumes de données et de rapidité de restitution.

II.2.4 *Mettre en œuvre le système d'information proposé à partir du cas d'étude du programme d'action sur le BAC Coulonge bassin de la Charente)*

A partir des modèles conceptuels produits, plusieurs cubes multidimensionnels[6] vont être construits pour répondre aux demandes d'analyse des acteurs autour du programme d'action du BAC Coulonge. L'intégration des données mobilisées dans le cadre de ce programme d'action, d'indicateurs spatialisés et de résultats de simulation issus d'un modèle hydrologique et économique permet de présenter les potentialités d'un entrepôt de données spatial pour contribuer à une gouvernance plus éclairée des programmes d'action. Il est possible de valider les options choisies avec les acteurs locaux, puis d'en discuter l'application potentielle à d'autres programmes d'action à enjeu eau et à différentes échelles spatiales. Nous nous situons ici dans le dispositif technique du modèle OSAGE.

II.3 Organisation du mémoire

Le mémoire de thèse est organisé en trois parties et 11 chapitres.

La première partie du mémoire a pour objet une revue du contexte et de l'état de l'art. **Le chapitre 1** décrit ce que sont les pesticides, fait le constat de la dégradation de la qualité des eaux, souterraines et superficielles et explique l'impact des activités anthropiques, en particulier des activités agricoles, sur la qualité de l'eau. **Le chapitre 2** étudie l'importance de l'espace dans les politiques agro-environnementales et comment ces politiques se sont territorialisées et sont devenues plus participatives, en détaillant les cadres conceptuels qui encadrent cette nouvelle approche.

Le chapitre 3 interroge le besoin de mesure et de quantification autour des programmes d'action et comment les indicateurs environnementaux et également les modélisations de diverses natures peuvent répondre à ce besoin. **Le chapitre 4** est consacré aux réseaux d'acteurs autour des programmes d'action et aux systèmes d'information en appui à ces réseaux : quelles sont les possibilités et les limites des outils existants, comment les entrepôts de données et les observatoires territoriaux pourraient répondre à ce besoin d'aide à la gouvernance.

La deuxième partie est consacrée à la proposition de démarche et de méthodes en appui à la gouvernance des programmes d'action, de l'analyse du réseau d'acteurs à la conception du système d'information.

Pour faciliter la compréhension, **le chapitre 5** présente en premier lieu le territoire d'étude du BAC Coulonge, replacé dans le continuum bassin de la Charente/Mer des Pertuis charentais, les enjeux autour de la ressource en eau et la superposition des programmes d'action environnementaux sur le territoire.

---

[6] Un cube multidimensionnel est une façon d'instancier les entrepôts de données (cf. page 151 et Figure 49).

Le chapitre 6 décrit la démarche générale d'analyse territoriale et les méthodes employées pour la modélisation du réseau d'acteurs et des flux d'information qu'ils échangent. **Le chapitre 7** traite des méthodes conçues et mises en œuvre pour qualifier les systèmes et les pratiques agricoles et pour calculer les indicateurs agro-environnementaux, pour différents scénarios d'évolution de l'agriculture, dans un contexte de modélisation intégrée. **Le chapitre 8** s'appuie sur les chapitres précédents pour proposer un modèle générique englobant système d'information autour du programme d'action et système décisionnel autour des scénarios agricoles.

La troisième partie est composée de trois chapitres. Elle relate l'application de la démarche et des méthodes précédemment décrites au territoire d'étude et les résultats obtenus. **Le chapitre 9** présente le réseau d'acteurs autour du BAC Coulonge ainsi que les modélisations réalisées, les attentes des acteurs en termes de restitution de l'information, pour élaborer et suivre le programme d'action. **Le chapitre 10** qualifie les systèmes et les pratiques agricoles sur le territoire d'étude, les résultats de l'évaluation environnementale et économique des scénarios co-construits avec les acteurs locaux. **Le chapitre 11** applique l'architecture du SI collaboratif proposé à notre cas d'étude. Il présente le prototype d'entrepôt de données spatiales construit et les possibilités de restitution des indicateurs, environnementaux et économiques, à différentes granularités de l'information, thématique et spatiale. Il discute la généricité du modèle et situe les résultats obtenus dans la démarche OSAGE.

Le mémoire de thèse se termine par les enseignements qui peuvent être tirés de ces travaux de recherche **(conclusions)** et une discussion sur les perspectives envisagées **(perspectives)**: pistes de recherche complémentaires, projets en cours de réflexion, transferts possibles vers les gestionnaires des programmes d'action.

Partie 1 : Contexte et état de l'art

Chapitre 1. Pesticides et dégradation de la qualité des eaux par les activités anthropiques

Mes travaux se situent dans un contexte préoccupant de dégradation de la qualité des eaux par les activités anthropiques et plus particulièrement, de pollution des eaux par un ensemble de substances dénommées « pesticides ». Dans ce chapitre, je présente les principales caractéristiques des pesticides et les processus de migration de ces molécules dans différents compartiments de l'écosystème. Après avoir mis en évidence différents bilans montrant la dégradation de la qualité des hydrosystèmes, j'explique en quoi les activités humaines, et notamment l'agriculture, peuvent contribuer à la pollution diffuse par les pesticides.

Avec l'utilisation des substances naturelles comme le soufre, l'arsenic, les agriculteurs ont toujours cherché à lutter contre les ravageurs ennemis des cultures, (ravageurs, insectes ou champignons), et à se débarrasser des « mauvaises herbes » ou adventices pour sécuriser leurs productions. L'utilisation de substances chimiques s'est fortement accrue avec le développement de la chimie minérale puis organique à partir du 19^{e} siècle. De plus en plus sophistiqués et utilisables à faible dose, les pesticides ont contribué à améliorer dans d'énormes proportions les rendements et la qualité des productions agricoles. En revanche, leur utilisation conduit à la pollution des écosystèmes et induit des effets indésirables sur la santé humaine.

I LES PESTICIDES, CARACTERISTIQUES ET MODES DE TRANSFERT VERS LES EAUX

I.1 Définitions, classification

Les pesticides sont, par définition, des produits dangereux (rapport Bonnefoy, 2012). Le terme désigne en effet l'ensemble des produits chimiques, qu'ils soient « naturels » ou de synthèse, ayant pour but de repousser ou détruire ce qu'on qualifie de nuisibles (microorganismes, animaux, végétaux) pour la production, le stockage et la commercialisation des produits agricoles, des denrées

alimentaires, du bois. Les pesticides combattent également les vecteurs de maladie humaine ou animale.

Un pesticide est par essence nocif pour les organismes vivants car il inactive certains de ces organismes indésirables. De plus, les préparations commerciales comportent – à côté de la « matière active » qui va produire l'effet toxique recherché- une série de produits chimiques (solvants, adjuvants, coformulants) qui améliorent certaines propriétés comme l'adhérence à la cible et peuvent aussi contribuer à la toxicité du produit final.

Les pesticides sont vendus sous forme de poudres, de concentrés solubles ou de solutions liquides, ces dernières étant de nos jours préférées pour limiter les risques pour l'applicateur lors de la préparation. Leur classification (voir Encadré 1 page suivante) peut s'effectuer selon leurs caractéristiques chimiques, la nature de l'organisme nuisible sur lequel ils sont actifs, ou leur mode d'action (Calvet et al, 2005 ; Frery et al, 2010).

Les pesticides regroupent deux catégories de produits distincts. La première concerne les produits phytosanitaires ou produits phytopharmaceutiques. Ces produits sont utilisés en milieu agricole et dans les jardins familiaux, le plus souvent, bien que cela inclue également les applications le long des lignes SNCF ou dans les communes (voirie, cimetières..), les traitements de charpentes ou des terrains construits, les peintures des bateaux etc. La seconde catégorie est constituée par les biocides, utilisés en milieu non agricole pour détruire ou repousser les nuisibles en milieu domestique ou hospitalier. Les produits phytosanitaires les plus courants sont les fongicides (contre les champignons), les insecticides (contre les insectes) et les herbicides (contre les adventices). Certains sont plus spécialisés, par exemple les molluscicides contre les mollusques, les germicides contre la germination des graines, etc. Le Tableau 1 présente l'exemple des molécules suivies comme marqueurs sur notre territoire d'étude et leur mode d'action.

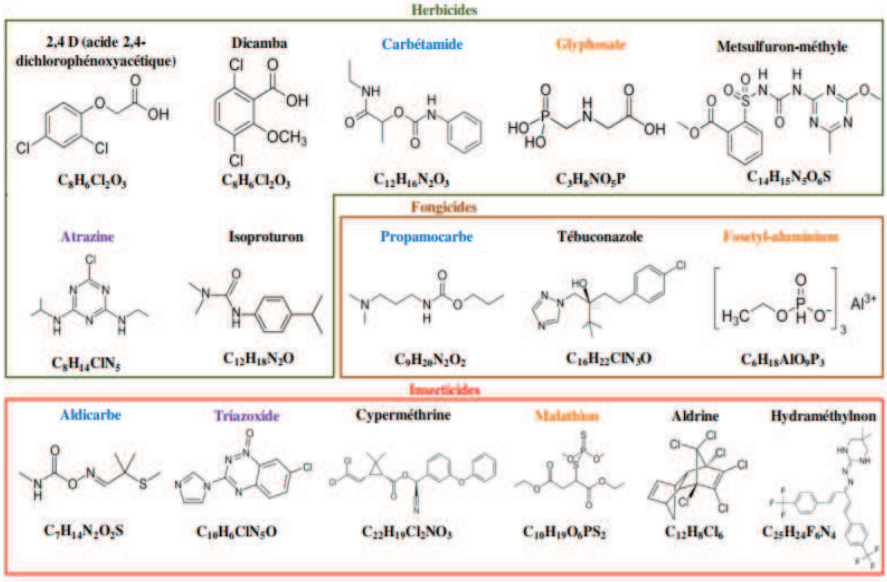
Encadré 1 : les pesticides

Définition : La directive européenne 91/414/CE définit les pesticides comme « les substances actives et les préparations contenant une ou plusieurs substances actives destinées à : protéger les végétaux ou les produits végétaux contre tous les organismes nuisibles ou à prévenir leur action, exercer une action sur les processus vitaux des végétaux, assurer la conservation des produits végétaux, détruire les végétaux indésirables, détruire les parties de végétaux, freiner ou prévenir une croissance indésirable des végétaux. » Le terme pesticide est dérivé du mot anglais pest (« ravageurs »).

Bref Historique : Depuis l'Antiquité, l'usage de substances comme le soufre ou l'arsenic sont utilisées pour protéger les cultures. Mais l'utilisation des « pesticides » s'est développée fortement au 19e siècle avec les traitements à base de sulfate de cuivre (bouillie bordelaise) ou de mercure. En 1867, se développe à Paris l'utilisation de l'arsenite de cuivre (vert de paris) utilisé contre le doryphore. L'apparition du pyrèthre, issus de fleurs du genre chrysanthemium, date de cette époque. Avec le développement de la chimie organique, surtout après 1939-45, apparaissent les insecticides comme le DDT, les premiers carbamates en 1945 et des biocides. Dans les années 50, apparaissent les dérivés de l'urée utilisés comme herbicides, puis les triazines et les ammoniums dans les années 55-60. Les pesticides développés dans les deux décennies suivantes seront plus efficaces et utilisables à faible dose, par exemple les pyréthrinoides comme insecticides ou encore les sulfonylurées. Les produits actuels sont efficaces à de très faibles doses, avec une toxicité toujours présente. Les trois principales catégories sont les herbicides, les insecticides et les fongicides, mais il en existe d'autres selon la cible (acaricides, molluscicides,

Insecticides	
Modalités d'utilisation	Exemples de substances actives
Traitement des parties aériennes des végétaux	Deltaméthrine, parathion, pyrimicarbe
Traitement des semences	Carbofurane, fipronyl
Traitement des sols	Chlorméphos, diazinon
Traitement des locaux de stockage	Dichlorvos, permethrine
Traitement des bâtiments d'élevage	Cyperméthrine, trichlorfon
Fongicides	
Modalités d'utilisation	Exemples de substances actives
Traitement des parties aériennes des végétaux	Mancozèbe, bénomyl, éthyrimol, tébuconazol, cuivre, soufre
Traitement des semences et des plants	Captane, iprodione
Traitement des denrées entreposées	Diphénylamine, thiabendazol
Traitement des sols	Carbendazime, métalaxyl, manèbe
Traitement des locaux et du matériel	Ammonium quaternaire
Herbicides	
Modalités d'utilisation	Exemples de substances actives
Désherbage des cultures	Simazine, trifluraline, isoproturon, chlorprophame
Défanage	Diquat
Débroussaillage	2,4-D, piclorame, triclopyr
Désherbage des zones non-cultivées	Glyphosate, aminotriazole, diuron
Destruction des mauvaises herbes aquatiques et semi-aquatiques	Chlorthiamide, dichlobényl

Classification par famille chimique (Royal Society of Chemistry, 2014)



Classement des produits selon leur effets potentiels :
-Problématiques pour la santé humaine : cancérigènes, mutagènes ou reprotoxiques (CMR 1,2,3) et toxiques (T, T+)
-Problématiques pour l'environnement (N)

Tableau 1 : Quelques exemples de substances actives et leur type d'action

Noms des molécules	Acétochlore	Aclonifen	Diflufénucanil	Glyphosate	Isoproturon	2-4 MCPA	S-métolachlore	Métaldéhyde	Chlorpyriphos-éthyl	Tébuconazole	Mancozèbe
Nature	Herbicide	Herbicide	Herbicide	Herbicide	Herbicide	Herbicde	Herbicide	Molluscicide	Insecticide	Fongicide	Fongicide
Spectre d'efficacité	Spectre très large sur dicotylédones	Spectre large anti-graminées et anti-dicotylédone	Action anti-dicotylédones annuel des céréale. Utilisé en pré ou post-levée. Il permet dés l'automne de gérer les dicot dans les céréales	Large : efficace pour tout adventices anuels ou vivaces (pas seléctif des cultures)	Action sur les graminées annuelles	Efficace sur de nombreuses dicotylédones, dont le chardon. Moins phytotoxique sur les cultures céréalières et légumineuses	Utilisé en pré levée/ efficace contre les graminées estivales (panics , digitaire, sétaire, ray grass, ...). Bonne persistance d'action.	Action contre toutes les espèces de limace et gastéropodes	Action efficace sur les lépidoptères, homoptères (cochenilles et cicadelles)	Large spectre d'action. Efficace contre la fusariose Helminthosporiose, oïdium, septoriose, rouille (jaune, brune, naine). Persistance d'action jusqu'à 8 semaines	Fongicide systemique (agissent sur des phénomènes de biosynthèse et sont de ce fait davantage spécifiques) contre le mildiou et la pourriture grise
action	Action multisites	Absorbé par les jeunes pousses d'adventices pendant la germination, si les pousses leve alirs elles deviennent chlorotiques et meurent	En pré-levée il est fortement absorbé par les premiers centimetre de sol, pénetre dans l'adventice par la tigelle. En post levée il agit par contact et est plus efficace sur les jeune pousses(stade 4 feuilles)	Absobé par les feuilles, circule dans le phloème pour atteindre l'extrémité des racines ou des rhizomes : pertubation du métabolisme de la plante par inhibition d'une enzyme de synthèse d'acide aminée aromatique	absorbé par les racines et les feuilles et agit comme inhibiteur de la photosynthèse	Action situé principalement sur la croissance des méristemes	Action multisites en post-levée : pénétration par le coléoptile et les racines. Il provoque l'arret de la germination et la mort du plantule par rupture des cellules membranaires dans les zones de forte croissance cellulaires.	Agit par ingestion ou par contact sur le pied de la limace qu'il engourdit provoquant de forte sécrétions de mucus sans qu'elles puissent se réhydrater.	Agit sur les insectes par contact, Ingestion et inhalation.	Rapidement absorbé par la plante il est réparti de façon homogène. Agit sur la membrane pathogène en inhibant la synthèse de l'ergostérol (blocage de la démethylation)	Inhibe la germination des spores
Cultures	MF, MI	T, MF, MI,PO	O, OI, Bi, B	T, V	B, Bi, O	O	T	T, MF, MI, C, Bi, B	C, V	V	V

I.2 Réglementation

Les pesticides sont régis en droit français par les articles L 253-1 et suivants du Code Rural. Ces articles précisent les règles relatives à leur mise sur le marché, distribution et utilisation. Le Code Rural français fait référence et se conforme au « paquet pesticides » européen d'Octobre 2009, un ensemble de réglementations qui vise à réduire de façon sensible les risques liés aux pesticides, à leur utilisation et ce, de manière compatible avec la protection des cultures (voir Encadré 2). L'autorisation de mise sur le marché (AMM) des produits commerciaux est délivrée par les Etats membres sur la base d'une évaluation nationale. La disposition prévue par l'article 5 de la directive 91/414/CEE doit être interprétée à la lumière du principe de précaution (Thevenot, 2014). Le tribunal pénal international a jugé que des indices sérieux permettant de douter de l'innocuité d'une substance s'opposaient à l'autorisation de cette substance. Un fort lobbying de l'industrie phytopharmaceutique s'exerce à Bruxelles et à l'échelle des états membres pour limiter les interdictions.

I.3 Quelques caractéristiques importantes

Les pesticides sont issus de nombreuses familles chimiques. La diversité de familles chimiques (Encadré 1), par lesquelles on les désigne souvent, «les organochlorés», «les triazines», «les carbamates», etc. explique la complexité à les appréhender, et à les mesurer. Les pesticides subissent dans le sol des dégradations chimiques et microbiologiques sous l'action de bactéries ou de champignons et donnent naissance à de nouvelles molécules dites de dégradation. **Des réactions chimiques abiotiques peuvent aussi les transformer lorsqu'ils ne sont pas décomposés ou volatilisés dans l'atmosphère (cf. Figure 4). Leur dégradation donne lieu à la naissance de nouvelles molécules.** Par exemple l'atrazine devient de la déséthyl-atrazine puis de l'hydroxy-atrazine, parfois encore plus complexes à identifier et à quantifier que les molécules d'origine, et parfois plus toxiques. Chaque famille présente des caractéristiques chimiques différentes et par là des modes d'action et de transfert spécifiques.

Le coefficient de partage Octanol-Carbone organique (Koc), exprimé souvent en log, quantifie la répartition relative du composé considéré entre la matière organique et l'eau. Il peut être exprimé comme le rapport des concentrations de pesticide dans un état de sorption et dans un état de solution. Ce coefficient renseigne sur la mobilité potentielle de la molécule dans le sol : pour une valeur de Koc< 50 la molécule est fortement mobile, pour un Koc entre 150 et 500 moyennement mobile, pour un Koc > 2000 faiblement mobile.

La rétention dans le sol est souvent caractérisée par un coefficient de distribution (Kd) du polluant entre les phases solide et liquide (Barriuso et al, 1996). Une expression normalisée de Kd peut être obtenue en le rapportant à la fraction de carbone organique du sol[7].

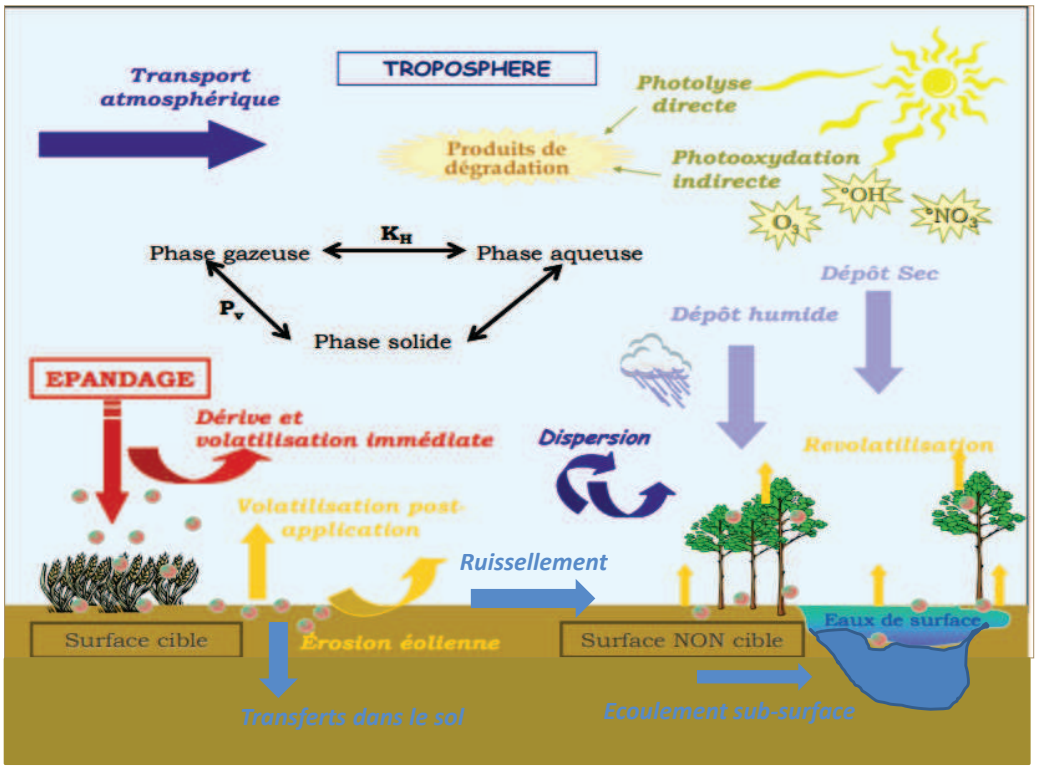


Figure 4 : Voies et mécanismes de dispersion des pesticides dans l'environnement (adapté d'après Aubertot et al, 2005 et Pliefger, 2009)

La solubilité varie de moins de 1 mg/l à plusieurs dizaines de grammes et renseigne sur la capacité d'entraînement du sol vers les eaux et/ou sur la tendance à précipiter à la surface du sol. La solubilité des molécules peut être évaluée grâce à leur valeur de log K_{OW}[8]. Plus la valeur de log K_{OW} est faible, plus la molécule est soluble. Le tableau 2 présente les valeurs de Kow pour les molécules modélisées dans le cadre du programme d'action du bassin d'alimentation de captage (BAC) de Coulonge (16), notre territoire d'étude sur lequel je reviendrai ultérieurement.

La durée de demi-vie est le temps nécessaire à la dissipation ou à la dégradation de la moitié de la concentration initiale et traduit la vitesse de dégradation du pesticide dans le sol. Elle est fortement liée

[7] Koc = Kd / Foc (où Foc = Corg/100, Corg étant la teneur en carbone organique exprimée en g/100g)

[8] Kow : Octanol-Water partition Coefficient, ou Coefficient de partage octanol/eau

Logarithme du rapport des concentrations de la molécule dans l'octanol et dans l'eau

aux conditions environnementales et dépend notamment de la nature du sol, du climat et bien évidemment de l'activité microbienne du sol.

Tableau 2 : Classement des 9 molécules définies comme « molécules témoins » sur le BAC Coulonge, selon leur valeur de Kow (coefficient de partage Octanol/Eau), Source : Ineris, 2012, Mazzella et al, 2008

Molécules solubles Kow < 0	Molécules neutres 0 < Kow < 3	Molécules hydrophobes Kow > 3
GLYPHOSATE	S-METALOCHLORE	CHLORPYRIPHOS-ETHYL
2-4 MCPA	ACETOCHLORE	TEBUCONAZOLE
	ISOPROTURON	ACLONIFEN
	MANCOZEBE	

Ces différentes caractéristiques vont conduire, avec les conditions pédo-climatiques et de température, à des modes de transfert privilégiés selon les produits et à une rémanence plus ou moins importante dans les sols.

I.4 Modes de transfert

Le devenir des pesticides dans l'environnement dépend de différents processus illustrés en Figure 5. Le comportement des produits est ainsi très différent en laboratoire et dans l'écosystème. En premier lieu, la **dégradation** des produits phytosanitaires peut être biotique (par des organismes vivants) ou abiotique (contexte physico-chimique).

On observe également un phénomène de **rétention**. Les molécules peuvent être adsorbées dans le sol sur la surface du complexe argilo-humique. Ce phénomène d'adsorption traduit le passage de la phase liquide du sol à la phase solide. Le processus inverse est appelé la désorption. La rétention se traduit donc par une diminution de la disponibilité des molécules et par leur entraînement sous forme dissoute par la phase liquide du sol.

Une autre voie de dispersion est **la volatilisation**, qui représente le passage de la substance de la phase liquide ou solide (sol ou eau) à la phase gazeuse (air). Des phénomènes de dispersion atmosphérique peuvent avoir lieu après le traitement sous l'effet du vent et des évaporations (Serra et al, 2016). Au niveau du sol, **le relargage** de molécules provenant de granulats et d'agrégats est un processus qui influence beaucoup la dynamique des pesticides (Lopez-Perez et al, 2006 in Serra et al, 2016) mais l'eau reste le vecteur principal des transferts de pesticides.

L'infiltration désigne la circulation d'une partie de l'eau de pluie, dite « pluie efficace », par gravité à travers le sol et le sous-sol (zone non saturée) en direction des eaux souterraines. Cette voie de transfert concerne essentiellement des molécules solubles dans l'eau, ou très faiblement adsorbées.

Le ruissellement représente le déplacement horizontal de l'eau. Le ruissellement de surface se produit quand l'intensité de la pluie est supérieure à la perméabilité de la surface du sol ou quand le sol est déjà saturé en eau. C'est l'un des vecteurs majeurs du transfert rapide et concentré des pesticides sous forme dissoute ou adsorbée des parcelles jusqu'aux cours d'eau.

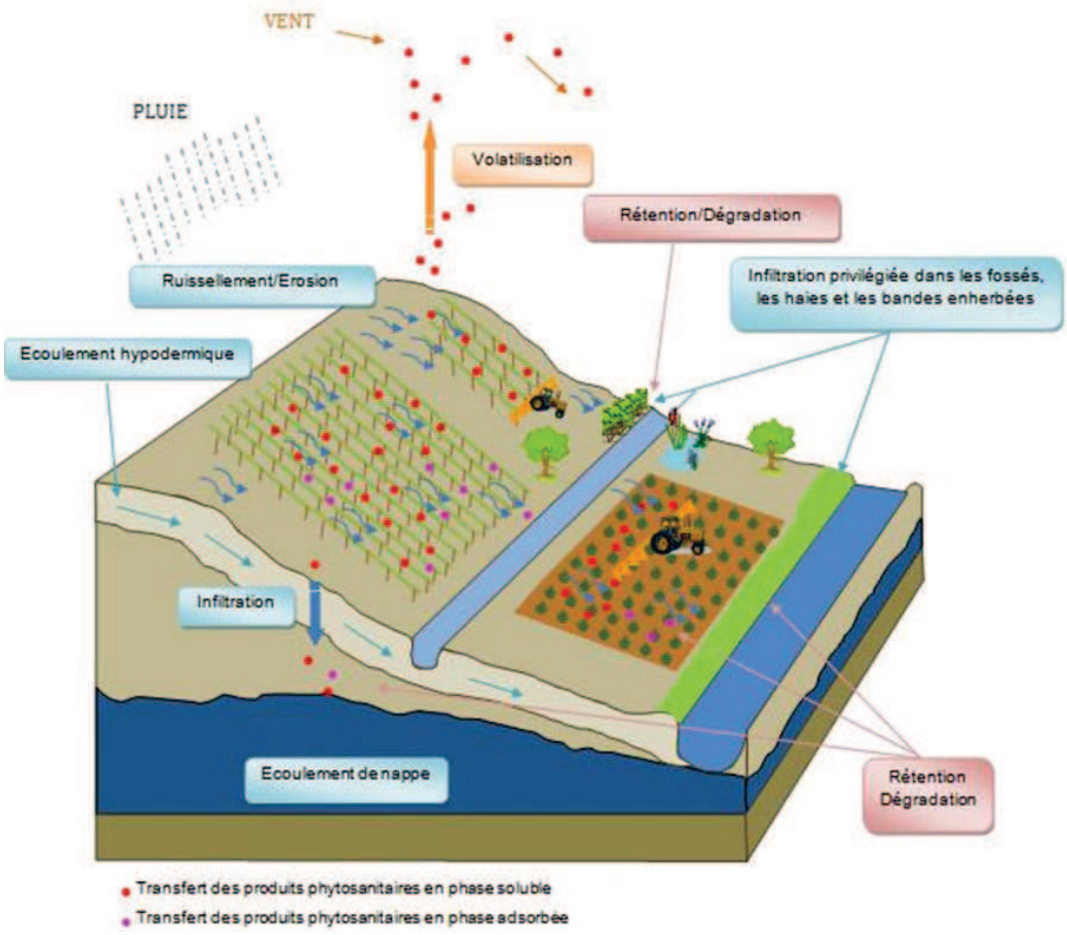


Figure 5 : Mécanismes de dégradation et de transfert des pesticides modélisables par SWAT (adapté d'après la documentation du modèle agro-hydrologique SWAT)

Les différentes voies de transfert n'ont pas toutes la même capacité d'entraînement des molécules en raison de chemins et de vitesses d'écoulement différents. Les ordres de grandeur sont donnés en Figure 6.

La voie du ruissellement et de l'entrainement par érosion étant déterminante, les transferts de pesticides sont particulièrement importants lors des évènements pluvieux intenses et pendant les épisodes de crues. Ce transfert intense mais très court dans le temps rend difficile l'évaluation des flux

de pesticides dans les cours d'eau. En effet, cela conduit à une sous-évaluation des flux de pesticides si la faible fréquence des mesures ne permet pas d'intégrer ces épisodes de fort transfert. 80% du flux de pesticides annuel peut ainsi transiter pendant les périodes de crues. La topographie, l'occupation du sol et l'érosivité des sols jouent un rôle important dans ces transferts.

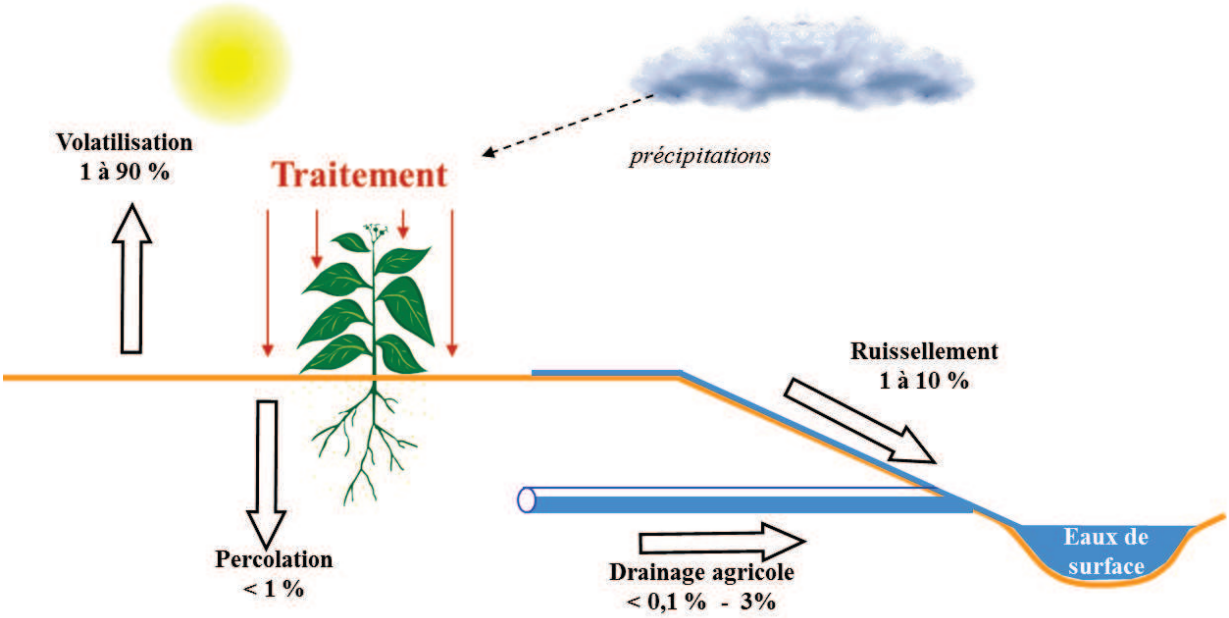


Figure 6 : Fourchettes d'exportation des substances appliquées selon les voies de transfert en pourcentage (d'après Voltz et Louchart, 2001)

En conditions réelles, la dynamique de transfert latéral en proche surface est très variable à l'échelle d'un évènement, et d'une manière plus générale, les concentrations de ces pesticides dans l'écoulement latéral suivent une décroissance exponentielle. Cette décroissance est fonction, d'une part, de l'éloignement temporel des évènements par rapport aux dernières applications, et, d'autre part, des propriétés physico chimiques des produits phytosanitaires (Peyrard, 2016).

Des aménagements appropriés du paysage peuvent limiter les transferts de pesticides dans les bassins versants. Une abondante littérature existe sur le sujet et justifie de mettre en place ou de préserver des zones tampons dans les bassins versants pour atténuer les transferts hydriques et par là les transferts de pesticides (Carluer et al, 2017, Le Henaff, G., 2016, Le Henaff, G. and F. X. Schott, 2016). Les zones tampons au sens large et les zones enherbées près des cours d'eau ou des zones de transfert ont été intégrées dans la panoplie de mesures agro-environnementales classiques des programmes de lutte contre les transferts de pesticides. Le premier intérêt d'une bande enherbée proche du cours d'eau est d'éviter un transfert direct, à savoir la machine agricole qui « tourne » au-dessus du ruisseau. **Mais la zone enherbée permet aussi de sédimenter les particules en cours de**

transfert. Elle constitue alors une zone de rétention, d'adsorption et de dégradation des pesticides (cf. Figure 7).

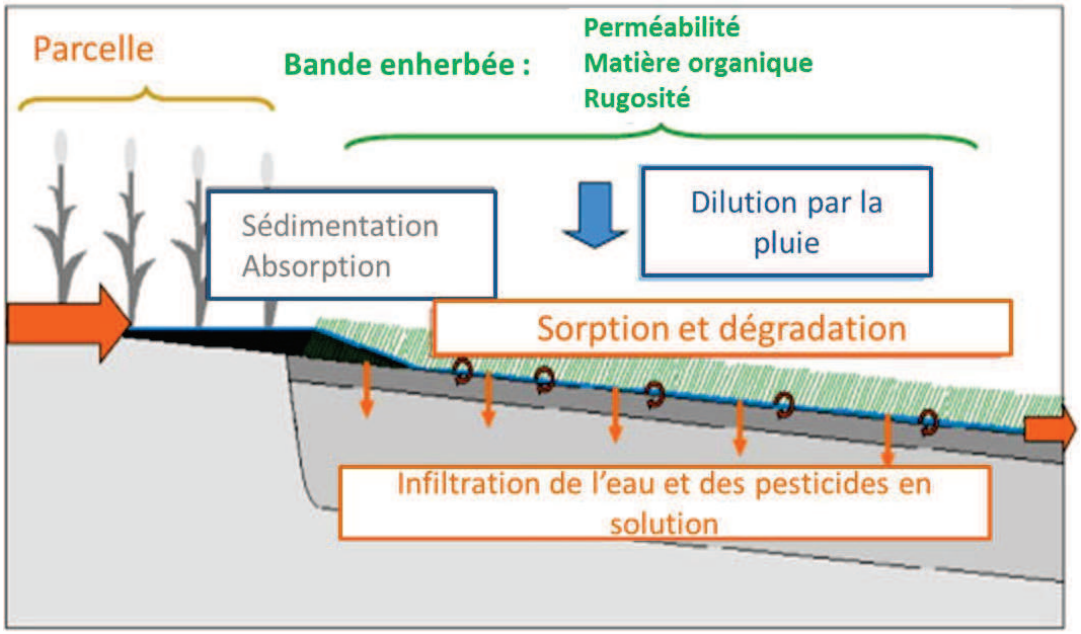


Figure 7 : Intérêt des bandes enherbées pour limiter les transferts de pesticides (d'après Carluer et al, 2017)

Dans les ZTHA (Zones Tampons Humides Artificielles), l'augmentation du temps de résidence de l'eau permet d'optimiser les processus de remédiation (rétention et dégradation) dans les dispositifs. Le développement d'une végétation dense et une morphologie méandreuse conduisent à limiter la vitesse de l'eau et par conséquence à favoriser les processus de sédimentation. Les végétaux qui se développent spontanément dans ces dispositifs de zones tampons artificielles peuvent en augmenter l'efficacité par adsorption ou absorption. Ainsi, de fortes concentrations en pesticide ont pu être retrouvées dans les végétaux, pouvant atteindre près de 250 µg par kg pour une molécule. (Vallée, 2015).

Les ripisylves sont des boisements de 4 à 20 m de large en bordure de cours d'eau, avec dans certains cas des spécificités (« forêt galerie » dans les Landes de Gascogne par exemple). En dehors de leur rôle pour la lutte contre l'érosion et le maintien ou l'amélioration de la biodiversité, elles jouent également un rôle dans la rétention des pesticides et constitue un filtre longitudinal le long des cours d'eau (Figure 8).

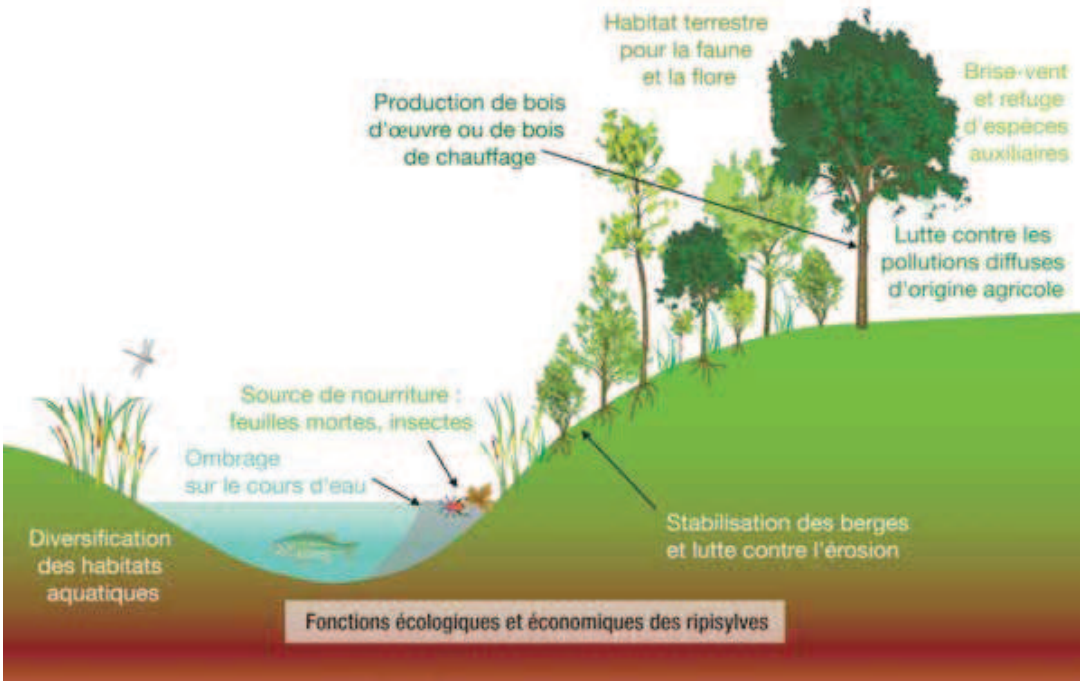


Figure 8 : Différentes fonctions des ripisylves (source : Agence de l'eau Artois Picardie)

Mais le devenir des pesticides ainsi piégés dans des zones tampons, naturelles ou artificielles reste mal connu. Les protocoles de gestion actuels ne prennent pas en compte le potentiel d'accumulation directe de contaminants dans le compartiment végétal (Serra et al, 2016). Des études intégratives en milieu naturel sont nécessaires pour pouvoir appréhender, en fonction de diverses conditions, quelles sont les potentialités de relargage de pesticides par ces zones tampons au bout de plusieurs années de fonctionnement.

II LE CONSTAT D'UNE DEGRADATION DE LA QUALITE DES EAUX

L'eau, élément indispensable à la vie, « patrimoine de la nation » (article 1er de la loi du 3 janvier 1992 sur l'eau), est évidemment une préoccupation constante de toutes les époques et de tous les lieux. La France ne manque pas d'eau. Elle dispose de ressources potentielles très importantes : les précipitations annuelles représentent 440 milliards de m^3, le stock mobilisable d'eaux souterraines est estimé à 2.000 milliards de m^3 et les 270.000 km de cours d'eau ont un débit de 170 milliards de m^3 par an.

Les différentes activités humaines ont utilisé largement cette ressource abondante, sans se soucier ni de l'économiser en volume ni de surveiller sa qualité. La dégradation de la qualité de l'eau a dû

atteindre des niveaux préoccupants pour que les problèmes de qualité de l'eau deviennent un enjeu majeur des politiques publiques.

II.1 Une prise de conscience progressive

Voilà pourtant plusieurs décennies que des problèmes de dégradation de la qualité des eaux douces superficielles sont détectés. Ces problèmes sont liés à l'élévation de la teneur globale en azote et en phosphore, contribuant à l'eutrophisation et à l'augmentation de la quantité de nitrates. Ces processus rendent l'eau impropre à la consommation sans traitement préalable. L'excès de nitrates dans l'eau peut ainsi avoir des incidences sur la santé des fœtus et des jeunes vertébrés (méthémoglobinémie). Le déséquilibre des quantités relatives d'azote et de phosphore dans les eaux perturbe les écosystèmes et peut être à l'origine de blooms algaux. Le phosphore est identifié en eau douce comme le facteur de contrôle de la production végétale mais en milieu marin, le phosphore ne garde ce rôle-clé que dans les eaux dessalées des panaches de fleuves, et seulement au printemps. Les blooms estivaux restent contrôlés par l'azote, de même que toutes les « marées vertes » littorales. L'équilibre des deux éléments azote et phosphore est donc important dans la genèse de ces nuisances (De Wit et al, 2005, Menesguen et Dion, 2007)

Les molécules issues de produits phytosanitaires (molécules mère et tous leurs produits de dégradation) perturbent les hydrosystèmes et ont des effets indésirables sur la biodiversité et la santé. La présence de quantités importantes de matières en suspension dans les eaux douces destinées à la consommation humaine a également des effets néfastes et rend nécessaire un traitement des eaux pour les rendre potables. Cet impact se juxtapose aux effets néfastes sur le milieu aquatique, principalement le colmatage des fonds et la modification de l'habitat de la faune aquatique.

La surveillance des concentrations des cours d'eau en pesticide est postérieure à celle de l'azote et du phosphore, plus simples à mesurer. **La difficulté d'estimer les concentrations et les flux en pesticides** tient à deux facteurs principaux : i) la diversité chimique des molécules complexifiant la mise au point de protocoles de mesures efficaces et ii) la diversité des modes de transferts, quoique préférentiellement liés au ruissellement.

II.2 Une pollution avérée dans les cours d'eau et dans les nappes

En 2013[9], 671 pesticides différents, dont 664 en métropole et 235 dans les départements d'outre-mer (DOM), ont été recherchés sur les 3 044 points de mesure utilisés pour la surveillance de la qualité des cours d'eau. Le nombre de pesticides recherchés peut varier d'un point de mesure à un autre, en

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

fonction de la stratégie de surveillance appliquée, elle-même dépendante au regard des systèmes agricoles présents en amont. Les molécules utilisées sont différentes selon les cultures (grandes cultures, vigne, arboriculture, légumes..). L'effort est conséquent : 312 pesticides ont été analysés en moyenne par point de mesure en métropole et 78 dans les DOM. 60 % des pesticides recherchés en métropole sont détectés au moins une fois, contre un quart dans les DOM. Les autres pesticides ne sont pas détectés sur les points surveillés en 2013. Ces points de mesure, sous la responsabilité des agences et offices de l'eau, font majoritairement partie des programmes de surveillance mis en place en réponse à la directive-cadre sur l'eau (DCE). Ils comprennent également des points issus de réseaux complémentaires mis en œuvre par certaines agences ou offices de l'eau, souvent à visée locale.

De façon générale, les eaux souterraines semblent moins contaminées par les pesticides que les cours d'eau. En 2011, seules 4 des 176 entités hydrogéologiques métropolitaines (nappe de Beauce, nappe de la Gâtine occidentale, nappe purbeckienne des Charentes, nappe de la molasse dans le Vaucluse et les Alpes de Haute-Provence) présentent une concentration totale en pesticides qui dépasse la norme de 0,5 µg/l fixée par la DCE. En revanche, plusieurs nappes des DOM, dont 70% des nappes martiniquaises, dépassent ce seuil.

Dans 29 % des nappes françaises, les concentrations totales en pesticides atteignent ou dépassent 0,1 µg/l. 38 % montrent une contamination faible, avec des concentrations inférieures à 0,1 µg/l, et dans 22 % des cas aucun pesticide n'est détecté. Mais 12% des nappes n'ont pas fait l'objet de mesure en 2011. Étant donné les temps de transfert vers les nappes et la lenteur de leurs écoulements, les molécules de dégradation des pesticides (métabolites), qui ne sont d'ailleurs pas toutes connues, y sont plus largement retrouvées que les molécules mères.

La contamination des cours d'eau en pesticides est maintenant quasi-généralisée en France. La Figure 9 qui fait le bilan de la contamination dans les eaux continentales à partir des derniers chiffres disponibles (2014) montre l'importance de cette contamination. Il s'agit là du nombre de molécules détectées et non de leur quantité. Cela souligne que si les herbicides sont à l'origine des flux les plus importants, le nombre de molécules insecticides et fongicides détectées est considérable.

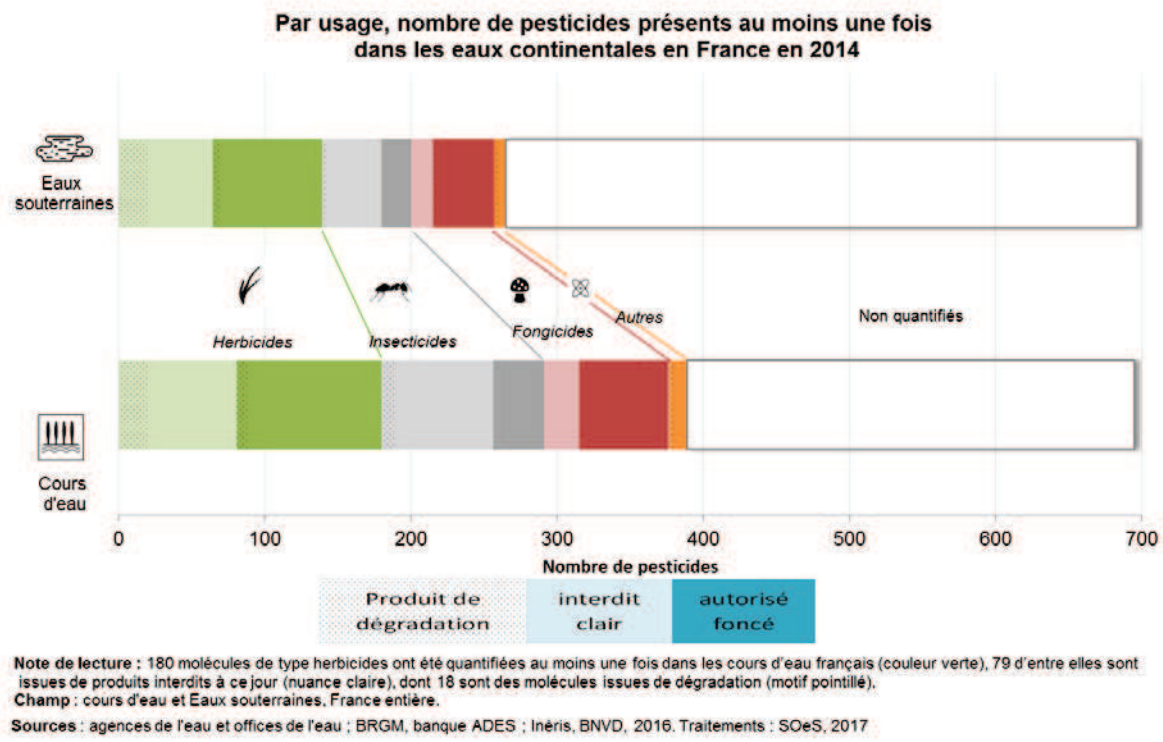


Figure 9 : Présence des pesticides dans les eaux continentales en 2014

On constate une forte disparité territoriale : les régions céréalières, de maïsiculture ou de viticulture, notamment dans le bassin parisien, en Adour-Garonne et le long du Rhône, ou à tradition maraîchère, comme en Martinique et Guadeloupe présentent les plus fortes concentrations en pesticides, selon le dernier bilan disponible sous cette forme (bilan 2015, données 2013) (cf. Figure 10).

Cette contamination est souvent le fait d'un grand nombre de pesticides : plus de 20 pesticides différents ont été décelés sur 18% des points de mesure. Elle est également liée aux types de cultures pratiquées et aux conditions climatiques. Ce sont essentiellement des insecticides en Outre-mer et des herbicides en France métropolitaine. Si le Sud-Ouest atlantique semble plus épargné, le bassin de la Charente ressort cependant comme une zone particulièrement touchée par cette pollution.

Le dernier bilan du commissariat général au développement durable (2017) qui analyse l'évolution des pesticides dans les cours d'eau par sous-secteur hydrographique montre une tendance générale en légère baisse sur la période 2009-2014, liée aux interdictions de certains herbicides, mais toutefois de forts contrastes géographiques avec des secteurs en hausse de plus de 50%.

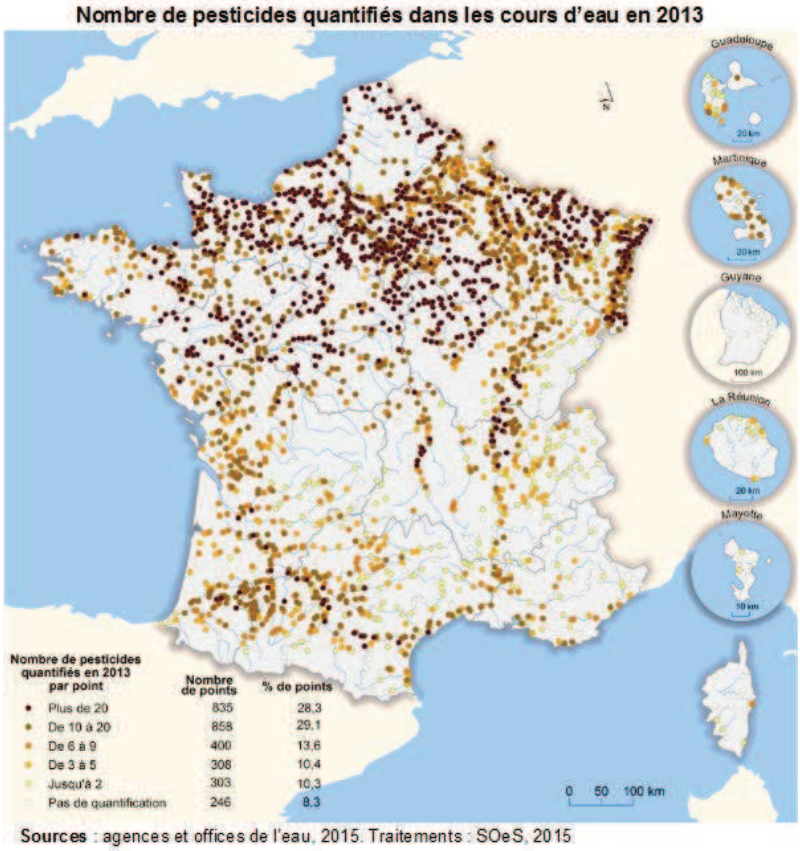


Figure 10 : Nombre de molécules pesticides, par station de mesure, quantifiés dans les cours d'eau en 2013. Plus le point est marron foncé, plus le nombre de molécules est élevé (source Agences de l'eau et Offices de l'eau)

Une molécule peut être détectée (signature chimique) sans qu'il soit possible de la quantifier c'est-à-dire d'estimer sa concentration dans l'eau (en µg/l). La Figure 11 présente les 15 pesticides les plus mesurés dans les cours d'eau (en métropole), tous des herbicides ou leurs dérivés. Les fréquences de quantification sont les plus importantes pour le glyphosate et son métabolite, l'AMPA (Acide amino méthyl phosphonique), estimée plus dangereuse que la molécule mère. Ceci s'explique par l'utilisation massive du glyphosate par les agriculteurs et les autres utilisateurs (villes, jardins familiaux), en raison de son efficacité et de son coût peu élevé (et pour certains pays, par son lien avec la production de plantes OGM résistantes). Le diuron, substance classée comme prioritaire et dangereuse, est détectée sur tout le territoire et présente à des concentrations suffisantes pour être quantifiée, elle entre ainsi au tableau des molécules à suivre particulièrement. C'est une molécule utilisée comme herbicide dans le cadre agricole et des entretiens de voiries ou d'espaces verts, mais également comme biocide (peinture antifouling). L'atrazine, molécule qui est interdite depuis fin 2003 car tératogène, à l'origine de malformation du fœtus (confirmé par l'étude de Chevrier et al, 2011) et agit comme un perturbateur endocrinien, prouve à nouveau sa forte persistance dans le milieu et sa lente dégradation car elle est présente sur plus de 10% des stations. Elle a été largement utilisée par les agriculteurs comme

herbicide sur le maïs. 2/3 des 15 substances les plus rencontrées ne sont pas couvertes, à ce jour, par des normes de qualité environnementales (NQE).

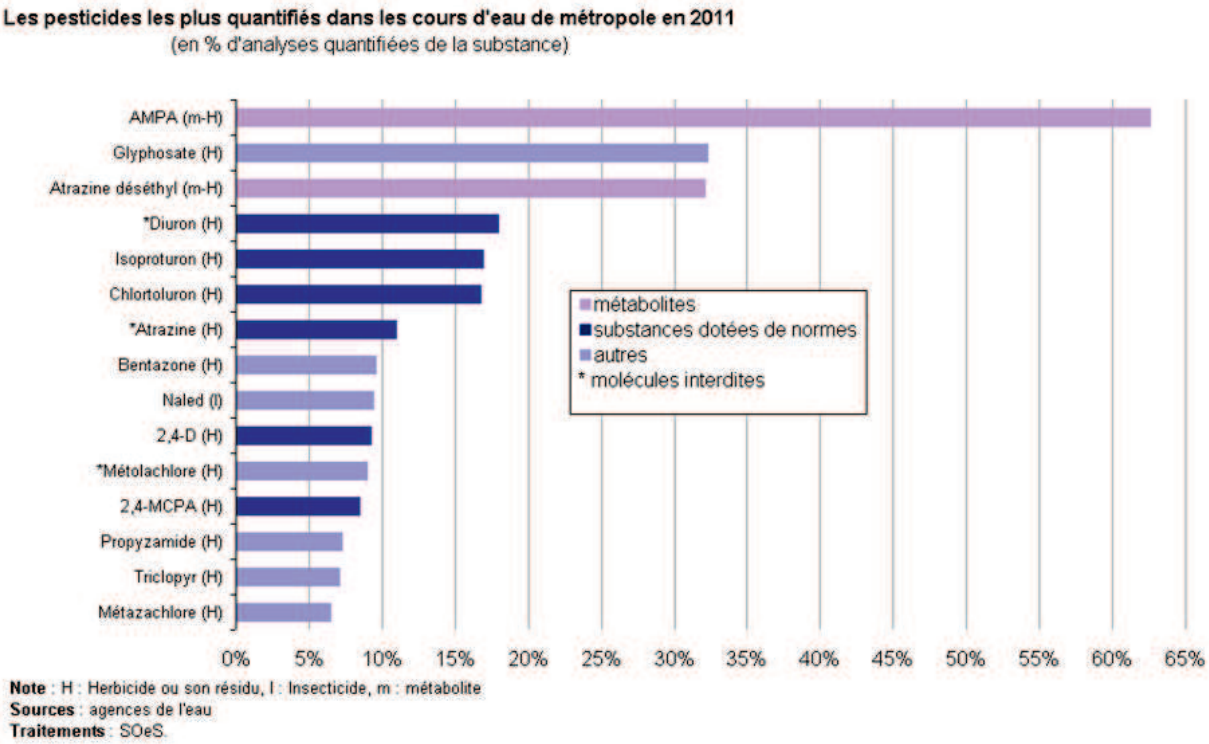


Figure 11 : Les pesticides les plus quantifiés dans les eaux (source Agences, 2011).

II.3 La pollution impacte la distribution d'eau potable

Les eaux distribuées sont généralement de bonne qualité vis-à-vis des pesticides. En 2012, 95,5% de la population (97,3% en 2011), soit 60,5 millions d'habitants, ont été alimentés par de **l'eau conforme, en permanence, conforme aux normes de qualité (1 µg/l par molécule et 5 µg/l pour l'ensemble des molécules mesurées)**. Toutefois, ce satisfecit doit être nuancé car les situations sont variées. La carte présentée en Figure 12 montre que les dépassements de ces limites ne sont pas rares et qu'ils touchent une large partie du territoire français, départements d'outre-mer y compris.

La carte ne présente que les dépassements récurrents. En réalité, au cours de l'année 2012, pour 2,87 millions d'habitants, soit 4,5% de la population française, l'eau du robinet a été au moins une fois non-conforme aux limites de qualité pour les pesticides. L'atrazine et ses métabolites sont les principaux responsables. La Figure 13 présente l'évolution entre 2000 et 2009 des molécules quantifiés dans les nappes libres de Poitou Charentes. Elle met en évidence la diminution de la molécule mère (atrazine) et la montée en régime de son produit de dégradation, la déséthylatrazine. Cet exemple illustre la difficulté de traiter la pollution par les pesticides. L'interdiction d'une molécule ne conduit pas à son

élimination immédiate dans les cours d'eau et les nappes : que ce soit la molécule mère ou les produits de dégradation, ils peuvent y rester présents pendant des années.

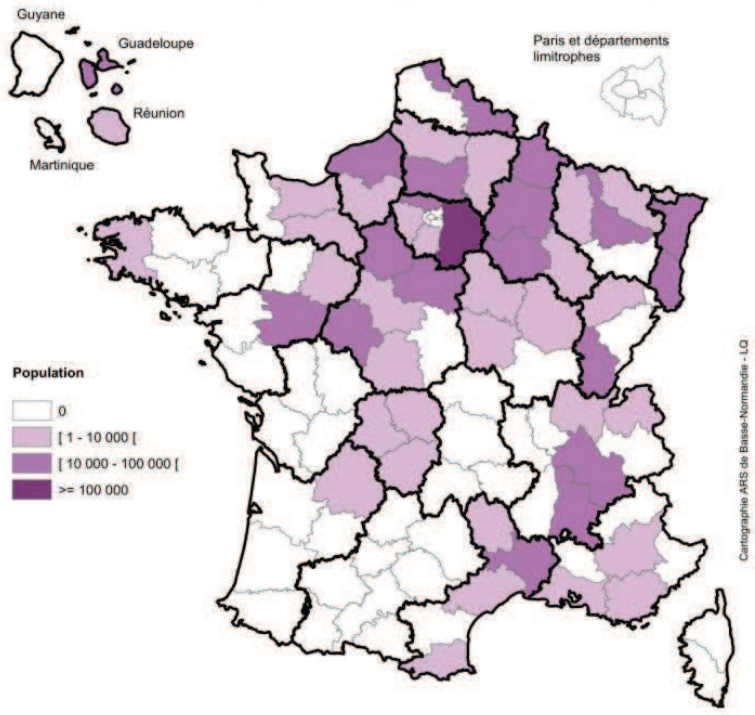


Figure 12 : Population ayant été alimentée par de l'eau présentant des dépassements récurrents aux limites de qualité vis-à-vis des pesticides sans nécessiter de restrictions d'usage – Année 2012 – Source : Ministère chargé de la santé- ARS – SISE eaux

La lutte contre les pesticides nécessite donc d'intervenir « à la source ». La substitution d'une molécule -lorsqu'elle devient trop visible dans les mesures de surveillance- par une autre, supposée moins toxique et/ou moins prompte à transférer, conduit bientôt à l'apparition d'une nouvelle molécule problématique dans les mesures de terrain, dès lors que cette nouvelle molécule sera utilisée massivement dans les traitements agricoles. Ainsi l'interdiction de certains herbicides a conduit à une forte augmentation de l'utilisation du glyphosate, peu cher et efficace, et bientôt, retrouvé massivement dans les eaux.

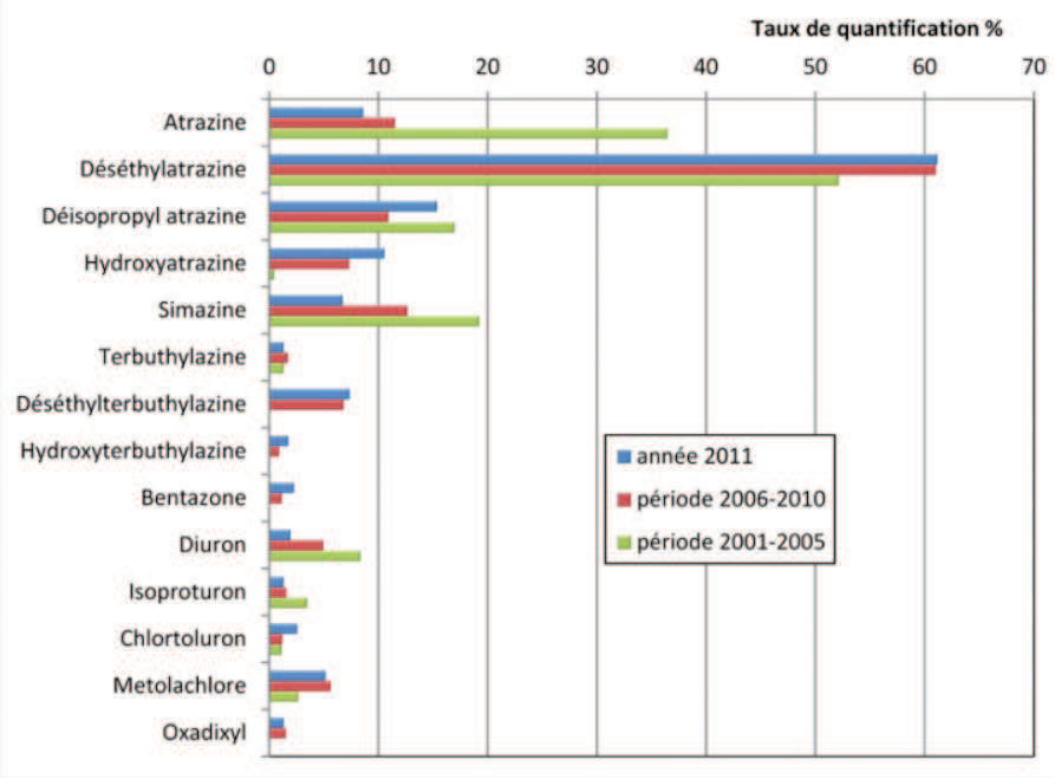


Figure 13 : Taux de quantification des dix principales molécules phytosanitaires détectées dans les nappes libres en Poitou Charentes entre 2001 et 2011 – source : SIGES région Poitou Charentes

II.4 Quelles substances actives mesurer ?

La mise en place d'une surveillance pertinente nécessite de bien connaitre à la fois l'utilisation régionale qui est faite des produits phytosanitaires (car elle va varier selon les activités), et des produits que l'on retrouve dans les eaux de manière récurrente, même s'ils ne sont plus utilisés actuellement.

Sur les 300 molécules commercialisées en Poitou-Charentes, environ une dizaine sont régulièrement mises en évidence dans les cours d'eau (glyphosate, diuron, dérivés de l'atrazine…). Les nappes de la région sont polluées par des substances (atrazine, simazine, diuron, métolachlore) qui ont, pour la plupart, été déjà retirées du marché. Pour nos travaux dans le bassin de la Charente, une étude multicritère a été réalisée afin de déterminer quelles molécules « témoins » seraient les plus intéressantes à suivre (cf. Tableau 3). Les critères tiennent compte de la disponibilité des données

d'itinéraires techniques pour des molécules jugées prioritaires[10,11], largement utilisées et détectées dans les eaux.

Tableau 3 : Choix de molécules « témoins » dans le bassin versant de la Charente (source : Etude Modchar, Irstea/Fredon/Agence de l'eau, 2012)

FAMILLE CHIMIQUE	ACTION	PRESENCE DANS LES EAUX SUPERFICIELLES	SUBSTANCES LES PLUS VENDUES POITOU CHARENTES	SUBSTANCES LES PLUS UTILISEES	PRESENCE DANS LES EAUX (FRANCE/CHARENTE)	SUBSTANCES LES PLUS RECHERCHEES	NORME QUALITE ESU NQE-MA,DCE	SUBSTANCES DANGEREUSES PRIORITAIRES SDP (DCE)	DONNEES ITK MOBILISABLES
ACIDE AMINE	HERBICIDE	X	X	X	XX				x
CHLOROACETAMIDE	HERBICIDE	X	X	X	XX	X			x
THIADIAZINONE		X			XX				
CHLOROACETAMIDE	HERBICIDE	X	X	X	-X	X			x
UREE	HERBICIDE	X	X	X	XX	X	X	SP	x
DITHIOCARBAMATE	FONGICIDE REPULSIF	X			-X				
CHLOROACETAMIDE	HERBICIDE	X			-X				
CHLOROPHENOXYLE	HERBICIDE	X		X	XX				
CARBAMATE	FONGICIDE	X	X	X	-X				x
ARYLOXYACIDE CHLOROPHENOXYLE	HERBICIDE	X		X	XX		X	SP	x
TRIAZOLE	HERBICIDE	X			XX				x
AMIDE	HERBICIDE	X		X	-X				x
CYCLO-OCTANE	MOLLUSCICIL	X		X	-X				x
TRIAZOLE	FONGICIDE	X			-X				
UREE	HERBICIDE	X		X	XX	X	X		x
UREE	HERBICIDE	X			-X	X	X	SDP	
CHLOROACETAMIDE	HERBICIDE	X			-X	X			x
ORGANOSPHOSPHORE	INSECTICIDE				-X	X	X	SP	x
PHOSPHITE	FONGICIDE		X		-X				x
PHTALIMIDE	FONGICIDE		X		-X				x
DIPHENYL-ETHER	HERBICIDE		X	X	-X				x

Les substances de dégradation des molécules sont souvent plus difficiles à quantifier et à mesurer que les molécules-mère. Par ailleurs, on connait encore peu l'effet « cocktail », mélange de différentes molécules dans le milieu naturel, est encore peu connu. Les interactions avec les nombreux organismes vivants, sont différentes dans les conditions physiques réelles de celles des labos où sont faites les études de pré-habilitation. La Commission Européenne reconnait qu'une des principales lacunes des textes sur les produits phytopharmaceutiques réside dans le fait que leur évaluation est fondée sur les effets des composants, alors qu'elle évalue de manière très limitée les effets cumulés des mélanges (Martin, 2016).

10 Liste des SDP au titre de la Directive n° 2006/11/CE du 15/02/06 concernant la pollution causée par certaines substances dangereuses déversées dans le milieu aquatique de la Communauté (version codifiée) - JOUE n° L 64 du 4 mars 2006

11 Une Norme de Qualité Environnementale, ou NQE définit la concentration d'un polluant ou d'un groupe de polluants dans l'eau, les sédiments ou le biote qui ne doit pas être dépassée, afin de protéger la santé humaine et l'environnement. Les NQE sont définies au niveau communautaire pour les substances SP, SDP et Liste 1 et au niveau national pour les autres substances.

Enfin, reste la question de l'apparition quasi incessante de nouvelles molécules, le plus souvent à de faibles doses. Les doses épandues sur les parcelles agricoles ne le sont plus à quelques kilogrammes à l'hectare mais à quelques grammes. Pour autant, leur toxicité n'est pas moindre que celle de ces anciens produits, mais les faibles doses les rendent plus difficiles à détecter. Mettre au point une nouvelle méthode pour mesurer finement une nouvelle molécule n'est pas simple. On admet une inertie d'au moins cinq ans entre le début d'utilisation et les premières détections dans le milieu.

Figure 14 : Exemples d'échantillonneurs passifs POCIS (source : Irstea)

Estimer, mesurer la présence des pesticides dans les cours d'eau est donc bien moins simple que pour l'azote par exemple. Dans ce contexte complexe et mouvant, comment mesurer l'évolution de la qualité du milieu et aussi son impact sur les organismes vivants présents dans les hydrosystèmes ?

Le suivi de qualité des eaux est réalisé dans différents réseaux de mesures « officiels ». Nous avons vu précédemment les difficultés à effectuer des mesures pertinentes dans les cours d'eau, en raison de la diversité des substances d'une part, et des modes de transferts d'autre part, qui nécessiteraient des mesures fréquentes. Les échantillonneurs passifs (techniques POCIS, SPMD cf. Figure 14) sont des dispositifs permettant de piéger les molécules et d'intégrer sur la durée les flux de pesticides. Ils ne sont pas encore suffisamment opérationnels (calibrage, transport des échantillons,…) pour se dispenser des échantillonneurs classiques et des mesures chimiques, malgré d'importants progrès (Gonzalez et al, 2015, projet Aquaref). Le coût de ces opérations de mesures reste un frein à l'acquisition des données de monitoring.

II.5 Indicateurs d'état et indicateurs d'impact : deux outils pour estimer la qualité des milieux

En sus de la quantité en telle ou telle molécule présente dans le milieu, la difficulté est d'identifier l'impact que cette molécule a sur le milieu aquatique (indicateur d'impact). Pour déterminer cet impact, un « point zéro » est nécessaire. C'est un indicateur d'Etat qui reflète la bonne santé du milieu.

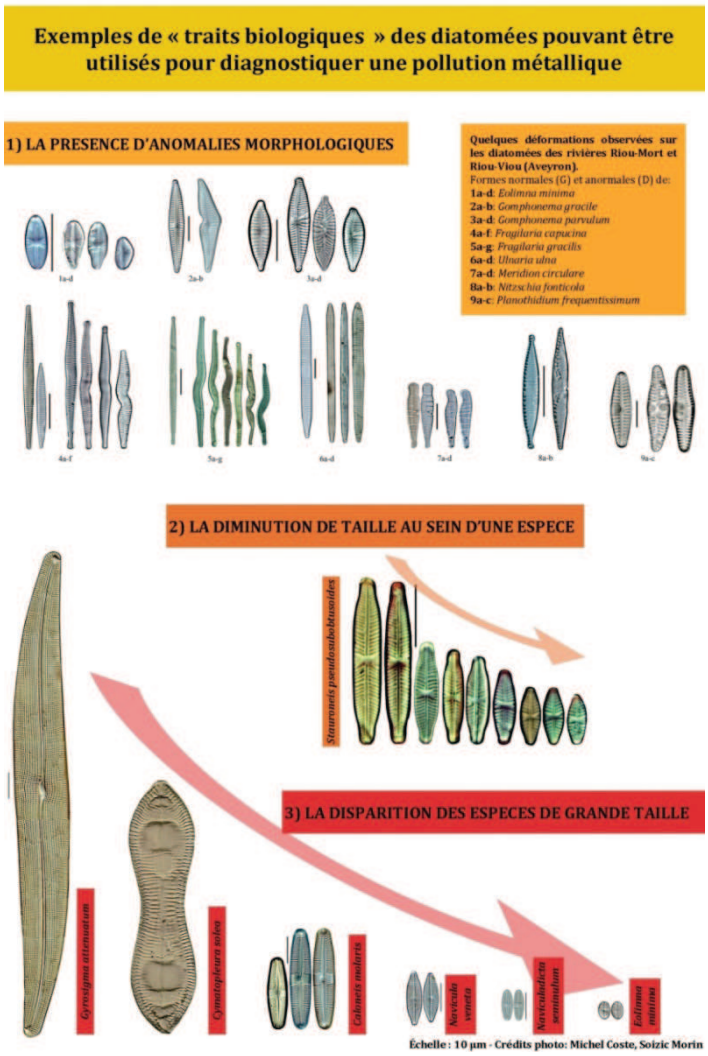


Figure 15 : Exemple d'utilisation des diatomées comme marqueur d'une pollution (Illustration Coste M., Morin S., Irstea)

Les indicateurs d'état correspondent à un constat à un instant donné : il peut s'agir de concentrations retrouvées dans les différentes milieux et matrices étudiés, mais aussi de la quantité et qualité des organismes présents dans le milieu.

Les diatomées, des micro-algues présentes dans les hydrosystèmes, peuvent être utilisées comme bio-indicateurs de la qualité globale des eaux. Elles peuvent aussi alerter sur des contaminations toxiques (Morin et al, 2016). **Divers descripteurs** de ces communautés de micro-algues peuvent être utilisés :

i) la composition spécifique et les préférences écologiques variées des différentes espèces qui permettent de calculer des indices de qualité (score /20) et **ii) les abondances de certains taxons particuliers** qui peuvent aussi être des marqueurs de pollutions particulières. L'IBD (indice biologique diatomées) permet ainsi d'évaluer la qualité biologique de l'eau d'un cours d'eau au moyen d'une analyse de la flore diatomique benthique. Cet indice est particulièrement sensible à la matière organique, aux éléments nutritifs (azote et phosphore), à la minéralisation, au pH et, en partie, aux toxiques. La mise en évidence des altérations chimiques est facilitée dans les situations extrêmes, au moment des basses eaux (débit minimal, température maximale) ou en période critique (rejets, activités humaines saisonnières, etc.) (Coste et al, 2016).

Les essais de confrontation réalisés entre indicateurs de pression et indicateurs d'état (diatomées) (Zahm et al, 2015) ont mis en évidence des difficultés d'interprétation. Il n'est pas évident de confronter volume des pesticides appliqués sur un territoire et impact sur les cours d'eau qui le traverse et/ou sur les nappes souterraines. Il est nécessaire de caractériser tous les mécanismes liés aux transferts qui vont conduire à exporter une plus ou moins grande quantité des volumes appliqués, en intégrant les données climatiques, température, fréquence et intensité des évènements pluvieux, notamment.

III LES ACTIVITES ANTHROPIQUES ET LA POLLUTION PAR LES PESTICIDES

III.1 Une opinion publique de plus en plus exigeante

Les préoccupations du public ont largement évolué ses dernières années, mêlant préoccupation environnementale et préoccupation autour de la santé. Pour tout dire, les pesticides ont de plus en plus « mauvaise presse » et les médias se font largement l'écho d'épisodes de pollution ou de controverses sur les maladies professionnelles ou les accidents provoqués par l'utilisation des pesticides.

La préoccupation du public pour les conséquences de l'utilisation des pesticides s'exprime surtout lors d'épisode de crises (blooms algaux, interdiction de pêche ou de vente de coquillages, interdiction de boire l'eau potable…) ou encore lors d'épisodes médiatiques. Ainsi, l'article de presse qui présentait le fleuve Charente comme un des plus pollués de France a fait beaucoup parler dans toutes les réunions

d'acteurs locaux[12]... L'offensive dans les médias est menée sur deux fronts : d'une part sur le risque de contact avec les pesticides lors du traitement ou des retombées de ce traitement (dans les zones viticoles notamment, avec une affaire d'épandage près d'une école très récente dans la région de Bordeaux,) et d'autre part sur les résidus de pesticides dans les aliments, avec les conséquences potentielles sur la santé. Des reportages « à sensation » parus à des heures de grande écoute ont sensibilisé le public sur les volumes de pesticides mis en jeu et les dangers potentiels pour la santé, avec pour corollaire une exigence de limitation ou d'interdiction de ces produits. La demande en produits bio ou locaux (dont on connait la provenance) explose, au point que l'agriculture française ne permet pas de répondre à cette demande, et le public demande des comptes sur la qualité de l'eau distribuée au robinet.

Toutefois, **l'intensité du débat sur ces questions au niveau national ne se répercute pas forcément au niveau local.** Ainsi, l'enjeu qualité de l'eau, bien qu'identifié, est moins discuté et publicisé, dans le bassin de la Charente que celui de l'accès à la ressource (Deldreve et al, 2011, Candau, 2012). Les préoccupations sur la qualité de l'eau, concernant surtout l'azote mais aussi les pesticides, sont souvent évoquées par les acteurs du secteur ostréicole dont l'activité dépend pour beaucoup de la qualité de la ressource. Mais le débat reste confiné dans leur sphère professionnelle pour ne pas mettre en cause leurs productions. C'est aussi vrai des agriculteurs souvent désignés comme des « pollueurs ». Ils vivent très mal cette accusation car ils estiment faire déjà beaucoup d'efforts pour améliorer leurs pratiques, efforts qu'ils considèrent comme insuffisamment reconnus. D'une manière plus générale, la profession agricole s'est mise à communiquer en direction du grand public pour corriger cette image. Ce sont par exemple, la diffusion des actions en faveur de la reconquête de la ressource en eau (fiches action de l'APCA, 2016), la communication des chambres d'agriculture sur le réseau DEPHY[13] ou encore les actions mises en exergue par le réseau « eau et bio »[14] de la fédération des agriculteurs bio- (FNAB). Toute cette communication vise à montrer les efforts de la profession pour réduire l'impact sur l'environnement en général et l'eau en particulier.

III.2 Pollutions ponctuelles et diffuses générées par les activités anthropiques

III.2.1 *Pollutions ponctuelles : elles concernent plutôt les activités industrielles et les zones urbanisées*

La pollution des eaux peut être ponctuelle ou diffuse. Les sources de pollutions ponctuelles sont surtout domestiques et industrielles (Figure 16). Elles se traduisent par des rejets, dans les cours d'eau,

[12] Cf. annexe VI
[13] http://www.chambres-agriculture.fr/agriculteur-et-politiques/ecophyto/nos-actions/
[14] http://www.eauetbio.org/

de nutriments ou de substances chimiques plus ou moins toxiques en un point donné (rejet direct, ou via une station d'épuration). Ces rejets sont assez constants tout du long de l'année, sauf dans des cas très particuliers comme un accroissement de la population d'une agglomération pendant l'été. Les origines de ces rejets peuvent être facilement inventoriées et l'on peut suivre l'impact sur les flux rejetés d'un traitement des effluents. Ces pollutions peuvent être chroniques, par exemple rejets d'une usine tout au long de l'année, ou accidentelles. Dans le cas des pesticides, un déversement accidentel de produit dans le milieu peut faire des dégâts importants, d'où l'intérêt de la mise en place d'aires de préparation et de rinçage sécurisées du matériel d'épandage ou de traitement des cultures.

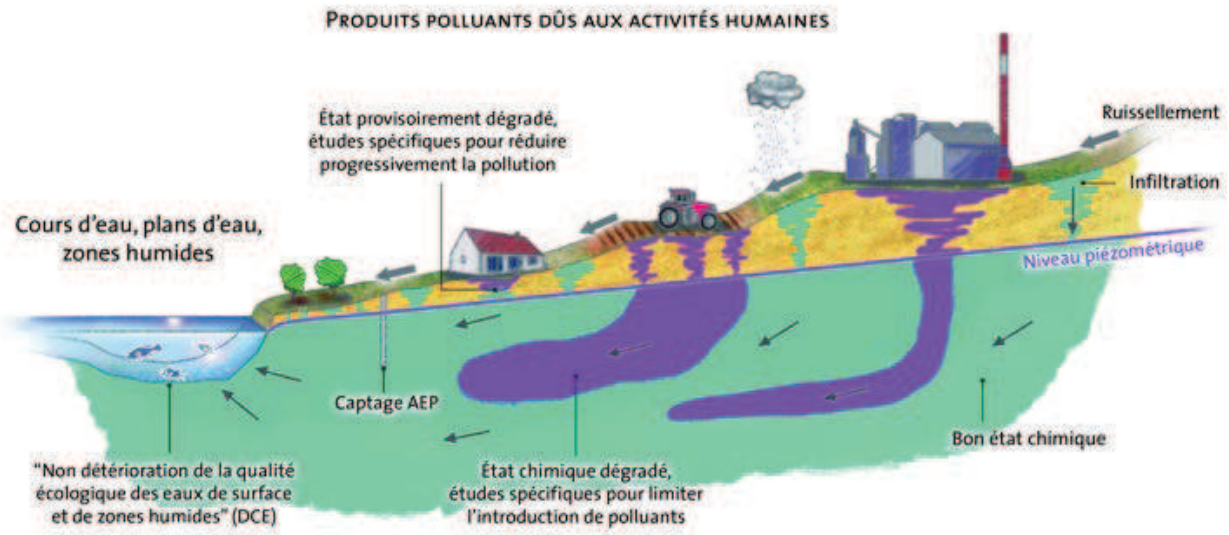


Figure 16 : Différentes sources de pollution dues aux activités humaines (source : SIGES Poitou Charentes)

C'est en premier lieu les émissions de polluants directement dans les rivières que l'action publique s'est attachée à réduire. Parallèlement aux travaux de la mission « eaux-nitrates », des instructions techniques prises au titre de la loi de 1976 sur les installations classées ont concerné les plus gros élevages et les industries agricoles ou agro-alimentaires. La lutte contre les sources ponctuelles de pollution n'a pas suffi à réduire sensiblement les flux de nutriments, azote et phosphore, vers les eaux superficielles.

Les flux d'origine diffuse, longtemps négligés, se sont révélés très importants. Ainsi, une étude effectuée dans la zone du Wister Lake (Oklahoma) en 1995 a démontré que 76% des apports en phosphore étaient d'origine diffuse (pour une production totale de 117 tonnes/an) (Hession, 1995).

III.2.2 *Pollutions diffuses : plus difficiles à quantifier et à traiter*

Les pollutions diffuses sont plus difficilement quantifiables car d'une part elles sont réparties sur tout un territoire, et d'autre part les transferts vers les cours d'eau se produisent de façon intermittente. Les activités anthropiques à l'origine de pollutions diffuses, en particulier les activités agricoles, ne rejettent généralement pas directement d'effluents dans le milieu (à l'exception par exemple de certains élevages ou de pollutions ponctuelles lors de la préparation ou du lavage du matériel d'épandage ou de traitement des cultures).

Par contre, la conséquence de ces activités est la présence plus fréquente d'éléments transférables dans ou à la surface des sols, présence qui conduit elle-même à des transferts plus importants vers les eaux douces, superficielles et souterraines.

Les principaux processus à l'origine des pollutions diffuses sont essentiellement : i/ **le ruissellement** (en zone construite, sur des sols non cultivés ou sur des parcelles agricoles), ii/ **l'érosion des sols** (qui entraîne des particules), iii/ **la percolation** des eaux de pluie et de surface au travers des sols, les eaux se chargeant alors en nutriments avant de rejoindre les cours d'eau. D'autres phénomènes peuvent intervenir : le régime hydrique des cours d'eau qui transportent plus de matières lors des crues, la pluie dont l'intensité et la succession des averses dans le temps, va provoquer plus ou moins de départs de matières, etc.

Pour qu'il y ait pollution diffuse, la conjonction de deux facteurs est nécessaire : la présence d'un élément sous une forme transférable dans ou à la surface d'un sol, et l'apparition d'un élément déclenchant (le plus souvent un épisode pluvieux ou une crue). L'élément transférable peut être une forme particulière de l'azote ou du phosphore, ou une molécule déposée lors d'un traitement phytosanitaire, résultant d'une pratique agricole.

La mise en évidence de l'impact des pesticides sur les milieux aquatiques **ne doit pas occulter les autres problèmes environnementaux** : contamination de l'air, des sols et impact sur la biodiversité (Rapport Potier, 2014). Le suivi de tous ces impacts est encore moins développé que celui de la qualité de l'eau et les avancées en écotoxicologie exigent de prendre en compte des effets biologiques plus divers et plus complexes. Cependant, la pollution des rivières et des nappes reste le problème majeur auquel les gestionnaires de l'eau et les acteurs agricoles doivent faire face. La qualité de l'eau s'élabore en amont des bassins versants, où ce sont de petits ruisseaux comme celui du Ruiné en Charente (Figure 17) qui reçoivent les flux de nitrates et de pesticides issus des parcelles traitées.

Figure 17 : Le ruisseau du Ruiné(16) et les vignes dans le bassin versant (Photos Irstea)

III.3 Les activités agricoles sont à l'origine de transferts de pesticides vers les eaux

La forte augmentation de la productivité agricole en Europe depuis 1945 est due à l'utilisation d'intrants, fertilisants pour augmenter les rendements et produits phytosanitaires pour lutter contre les adventices, les champignons et les insectes ravageurs des cultures. **L'usage des pesticides d'origine chimique commence à se généraliser après la seconde guerre mondiale** avec de nouvelles molécules telles que le, bien connu, DDT (dichlorodiphenyltrichloroethane), un insecticide organochloré. Pourtant, l'agriculture n'est pas encore mise en cause pour les dégradations de l'environnement. Jusqu'au début des années 80, il était admis au Royaume-Uni que l'agriculture n'avait qu'un impact restreint sur l'environnement, sauf dans quelques cas particuliers de pollution locale par le DDT (Philips and Mighall, 2014).

Les besoins alimentaires de la France puis le développement des exportations agricoles - cf. le slogan « nourrir le monde » - ont conduit à une intensification rapide de l'agriculture, favorisée par les politiques publiques et le développement de l'industrie des produits phytosanitaires. Les choix économiques opérés pour le développement d'une agriculture intensive, à forte production animale dans certaines régions comme la Bretagne, ont altéré la ressource en eau et son potentiel pour la production d'eau potable. Les taux de nitrates se sont accrus à partir des années 1970 pour plafonner dans les années 1990 (jusqu'à plusieurs centaines de mg/l ponctuellement dans certains cours d'eau). La présence croissante de pesticides a suivi à partir de la fin des années 1980 pour atteindre également des niveaux record dans les années 1990-2000.

Avec une production agricole estimée à 75 milliards d'euros en 2013, qui représente 18,3 % de la production européenne, l'agriculture française est une des premières d'Europe. **Mais la France est aussi l'un des pays où il se vend et s'utilise le plus de pesticides**. Elle reste au deuxième rang européen après l'Espagne. –en quantité de substances actives vendues, environ 70 000 tonnes- Toutefois, en termes d'utilisation à l'hectare, elle se situe dans la moyenne européenne car la quantité utilisée est à rapporter à l'une des plus grandes surfaces agricoles utiles d'Europe. L'agriculture française utilise environ 500 matières actives qui entrent dans la composition de plus de 8 000 produits commercialisés.

La part des produits phytosanitaires appliqués n'atteignant pas leur cible, donc directement transférée dans l'air et/ou le sol, est extrêmement variable (de 10 à 90%) selon les stades de la culture et les conditions d'application (Butault et al, 2011). Si l'on se réfère aux travaux du Cemagref dans le bassin du Ruiné (16) portant sur les transferts de pesticides sur une période de plusieurs années, les exportations de produits vers l'eau par les différentes voies de transfert peuvent atteindre 10% selon en fonctions les des conditions climatiques, lors et juste après l'application des produits (Delmas et al, 2006, projet Transpest).

Cette utilisation massive des pesticides n'est pas sans conséquence, sur la santé humaine mais aussi sur les écosystèmes. L'agriculture est considérée comme le plus gros contributeur à la pollution diffuse en pesticides dans les eaux souterraines et les eaux de surface (Eurostat, 2016). L'impact de l'agriculture est aujourd'hui reconnu, y compris l'impact biologique (Schäfer et al, 2007). De nombreux règlements et directives ont tenté de réguler l'utilisation des pesticides et leur impact (cf. encadré 2 page suivante). **La contamination par les pesticides reste pourtant l'un des facteurs bloquants pour l'atteinte du bon état des eaux** selon l'objectif fixé pour 2015 par la Directive Cadre Européenne sur l'Eau (DCE). L'autre facteur qui peut conduire au déclassement concerne les flux d'azote, générateurs de déclassement pour la potabilité mais aussi d'eutrophisation voir de phénomènes extrêmes comme les blooms algaux. L'objectif du bon état de l'eau a ainsi été reporté, pour beaucoup de masses d'eau à 2021, avec des dérogations jusqu'à 2027 (European Commission, 2015).

Le bilan actuel est plutôt un constat d'échec face à la forte résilience des pollutions, et à l'inertie des pratiques sociétales et des systèmes de production (Geoff, 2014). Suite au Grenelle de l'environnement (2007) et pour satisfaire aux exigences européennes, le plan « Ecophyto 2018 » a été mis en place pour réduire l'utilisation des produits phytosanitaires. L'un de ses objectifs était de diviser par deux l'usage de ces produits avant 2018. Les associations de protection de l'environnement ont souligné l'ambigüité de cette approche quantitative car elle ne résout pas le problème de l'apparition de nouvelles molécules toxiques à faible dose. Malgré cette ambition mesurée, devant les difficultés de

réalisation de ce plan, un nouveau plan « Ecophyto II » lancé en 2015 reporte ce même objectif de réduction de 50% des quantités utilisées à 2025.

Encadré2 : Règlements et directives sur les pesticides

Mise sur le marché et suivi AMM : La mise sur le marché et le suivi post-homologation des produits phytosanitaires et des substances actives qui les composent sont strictement Encadrés et harmonisés au niveau européen par le règlement (CE) n° 1107/2009 qui abroge la directive 91/414/CEE concernant la mise sur le marché des produits phytopharmaceutiques. Les substances actives autorisées sont inscrites à l'annexe 1 de la directive. L'autorisation de mise sur le marché (AMM) des produits commerciaux est quant à elle délivrée par les Etats membres sur la base d'une évaluation nationale.

Le « paquet pesticides » Le «paquet pesticides», adopté en Octobre 2009, vise à réduire de façon sensible les risques liés aux pesticides ainsi que leur utilisation et ce dans une mesure compatible avec la protection des cultures. Ce paquet législatif contient, un règlement (CE) n° 1107/2009 relatif à la mise sur le marché et l'évaluation des produits phytopharmaceutiques, une directive 2009/128/CE instaurant un cadre communautaire d'action pour parvenir à une utilisation des pesticides compatible avec le développement durable, une directive 2009/127/CE concernant les machines destinées à l'application des pesticides, et un règlement (CE) n°1185/2009 relatif aux statistiques.

Développement durable et utilisation des pesticides : la Directive 2009/128/CE du Parlement européen et du Conseil du 21 octobre 2009 instaure un cadre d'action communautaire pour parvenir à une utilisation des pesticides compatible avec le développement durable (JOUE L309 du 24 novembre 2009) et encourager le recours à la lutte intégrée et aux alternatives non chimiques. Elle prévoit notamment la mise en place d'un plan d'action national par chaque état membre visant à réduire les risques et les effets sur la santé humaine et l'environnement et ainsi que la dépendance à l'égard de l'utilisation des pesticides avec des objectifs quantitatifs (plan Ecophyto 2018 pour la France).Elle prévoit aussi la formation obligatoire de tous les professionnels à l'échéance de décembre 2013, la mise en œuvre d'une inspection régulière des matériels d'application avec un intervalle de 5 ans jusqu'en 2020, et de 3 ans ensuite, l'interdiction de la pulvérisation aérienne sauf dérogation Encadrée, la mise en place de restriction ou d'interdiction d'utilisation des pesticides dans certaines zones spécifiques (milieu aquatique, eaux potables, lieux publics…), la mise en place d'indicateurs de risques harmonisés. La régulation EC83/1988 établit les normes de 0.1µg/l par molécule et 0.5 µg/l pour l'ensemble des molécules dans l'eau destinée à consommation humaine. La régulation 396/2005 établit quant à elle les normes sur les résidus de pesticides dans les produits destinés à l'alimentation.

Matériels de traitement : la Directive 2009/127/CE du Parlement européen et du Conseil du 21 octobre 2009 introduit des exigences de protection de l'environnement applicables à la conception et à la construction de machines neuves destinées à l'application de produits phytopharmaceutiques. Les machines devront satisfaire à ces exigences avant leur mise sur le marché. De plus, la directive cadre introduit des exigences d'inspection et d'entretien à effectuer sur ces matériels. Ces dispositions sont applicables depuis le 15 décembre 2011.

Statistiques : le Règlement (CE) no 1185/2009 du Parlement européen et du Conseil du 25 novembre 2009 relatif aux statistiques sur les pesticides (JOUE L324 du 10 décembre 2009) établit un cadre commun pour la production systématique de statistiques communautaires concernant la mise sur le marché et l'utilisation des produits phytopharmaceutiques.

Malgré toutes les actions mises en place, le recours aux produits phytosanitaires –au niveau national- a augmenté de 5 % en moyenne entre 2009 et 2013 (Anses, 2016). La modification des systèmes

agricoles qui s'avérait nécessaire, systèmes plus durables, plus diversifiées et utilisant moins d'intrants, systèmes en agriculture biologique, n'est pas aisée à mettre en place (Butault et al, 2011). Hossard et al (2017) font un bilan de l'utilisation des pesticides sur sept principales cultures en France et concluent que malgré des variabilités territoriales, il n'y a pas de preuve flagrante d'une baisse d'utilisation des pesticides depuis 2001 sur ces cultures, à l'exception du blé tendre.

III.4 Les pratiques mises en cause et les mesures envisagées pour réduire les pressions

Devant l'importance de la littérature sur le sujet, l'objectif de cette section n'est pas d'être exhaustif mais de présenter les principales pratiques agricoles à l'origine des pollutions et des exemples de mesures technico-administratives qui peuvent être mises en place pour les limiter.

III.4.1 *Le désherbage*

En agriculture conventionnelle, les herbicides sont utilisés pour se débarrasser des adventices (« mauvaises herbes »). **Les herbicides représentent la moitié des substances actives vendues**, et compte-tenu de leurs caractéristiques physico-chimiques et de leur mode d'application, ce sont aussi les substances les plus retrouvées dans les eaux. Je présente ci-après quelques exemples de molécules herbicides parmi les plus utilisées dans le bassin de la Charente.

Le glyphosate apparaît comme la substance la plus commercialisée (13% des ventes). Elle peut être utilisée sur toutes les cultures ainsi qu'en zone non agricole. Le glyphosate est efficace et peu cher, d'où sa forte utilisation. **Son produit de dégradation, l'AMPA, est retrouvé en forte concentration dans les eaux superficielles.** Il peut aussi provenir de la dégradation de détergents. Longtemps considéré comme « inoffensif », « biodégradable », il est actuellement mis en cause pour ses effets sur les écosystèmes et sur la santé, avec une controverse à l'échelle européenne sur sa dangerosité et l'opportunité de l'interdire.

En Février 2017, une quarantaine d'associations environnementales de quinze pays ont lancé une initiative citoyenne européenne (ICE), "Ban glyphosate" avec un triple objectif : améliorer l'évaluation des risques des pesticides et changer les pratiques de l'homologation de ces produits dans l'Union européenne, réduire l'utilisation des pesticides toxiques et interdire le glyphosate. La commission européenne propose de son côté de renouveler la licence du glyphosate pour 10 ans. Le vote du comité d'experts est attendu en Octobre 2017 et donnera lieu, n'en doutons pas, à des commentaires passionnés.

L'atrazine, désormais interdite et auparavant utilisée pour désherber le maïs, a été abandonnée au profit des chloroacétamides (S-métolachlore, acétochlore, diméthenamide-P), une des familles actuellement les plus quantifiées dans les eaux. L'atrazine est toutefois encore présente dans les eaux

par le biais de ses produits de dégradation : la déséthylatrazine, issue de la dégradation de l'atrazine et une substance issue de la dégradation de la déséthyl-atrazine, l 'hydroxy-atrazine.

Le S-métolachlore et l'acétochlore sont deux molécules régulièrement détectées dans 10 à 20 % des stations en France (chiffre 2013). Le bentazone a aussi été utilisé pour désherber le maïs : il peut être utilisé sur les céréales et les légumineuses. L'aclonifen, molécule utilisée sur plusieurs cultures est retrouvée régulièrement dans les eaux du bassin de la Charente, comme l'isoproturon, le 2,4 MCPA, le mécoprop et le chlortoluron, pour le désherbage des céréales.

L'isoproturon, utilisée surtout sur le blé, est une substance désignée comme prioritaire (SP) dans la Directive 2008/105/CE. Cette directive établit des normes de qualité environnementale (NQE) dans le domaine de l'eau en listant 41 substances caractéristiques du bon état chimique des eaux pour la DCE. L'isoproturon et le chlortoluron, de la famille des urées, sont recherchés sur environ 95% des stations de France. Le 2,4 MCPA (sels ou esters) est actuellement en examen pour être classée Substance Dangereuse Prioritaire ou Substance Prioritaire. Une NQE a été fixée pour cette molécule (Parlement Européen et du conseil, 2008[15]). Tous ces exemples montrent que, parmi les molécules les plus couramment utilisées, figurent des substances considérées comme dangereuses pour les écosystèmes et aussi pour la santé humaine. L'isoproturon est d'ailleurs interdit depuis l'automne 2017.

En dehors des activités agricoles, les herbicides sont utilisés, en quantité plus faible certes, dans les jardins familiaux, les zones urbanisées ou les voies de transport. Des mesures d'interdiction (pour les jardins familiaux, en 2020) ou de limitation des usages (villes « zéro pesticides) ont été prises récemment, de manière contrainte ou volontaire. Un effort particulier a été réalisé en Poitou Charentes : la Charte « Terre saine » [16] invite les communes à participer à la réduction des pesticides et à la préservation d'un environnement sain. Un label (1, 2 ou 3 « papillons ») est attribué aux communes selon leurs initiatives pour éradiquer les traitements pesticides sur les voiries, les parcs et jardins et les cimetières.

Les mesures pour limiter les pesticides sont à la fois préventives et curatives. La rotation des cultures consiste à cultiver sur une même parcelle des plantes différentes d'une année sur l'autre. En évitant des prélèvements uniformes, elle permet au sol de reconstituer son stock de nutriments, de

---

15 C.E. (2008). Règlement (CE) no 1272/2008 du Parlement européen et du Conseil du 16 décembre 2008 relatif à la classification, à l'étiquetage et à l'emballage des substances et des mélanges, modifiant et abrogeant les directives 67/548/CEE et 1999/45/CE et modifiant le règlement (CE) no 1907/2006.

16 http://www.terresaine-poitou-charentes.fr/Une-intitiative-recompensee.html

s'aérer et de nourrir les différents organismes qui y vivent. L'alternance empêche également les nuisibles et les maladies spécifiques à chaque espèce de se développer dans les proportions observées dans les monocultures et permet une meilleure maitrise du développement des adventices. Le désherbage mécanique peut être utilisé y compris dans les systèmes conventionnels pour limiter l'utilisation des herbicides. Il nécessite du matériel agricole spécifique.

Figure 18 : Désherbage mécanique en agriculture bio à Corme Ecluse (17) (Photo agriculteur)

Dans les systèmes « bio », les moyens utilisables contre les adventices sont la rotation des cultures pour prévenir leur apparition, les procédés mécaniques de travail du sol (cf. Figure 18) et le désherbage thermique. Une autre voie possible est de favoriser les cultures en association, par exemple association d'un céréale à un protéagineux. L'association amènerait plus de protéines à la céréale, une meilleure couverture du sol limitant l'infestation de la parcelle par des adventices, un rendement total plus élevé, donc une meilleure utilisation des ressources. Depuis 2011, des essais en association céréales -protéagineux ont été implantés en Poitou-Charentes. Le mélange est appelé « méteil » et il est le plus souvent valorisé en autoconsommation (élevage).

III.4.2 *Les traitements insecticides*

Les traitements insecticides ont pour objectif de préserver la culture des insectes « ravageurs » qui endommagent la qualité, réduisent les rendements et peuvent même détruire complètement les productions dans certains cas. Deux molécules de ce type ont été sélectionnées comme molécules « témoins » dans le cadre de nos travaux sur le bassin de la Charente. La première, **le chlorpyriphos**

est un insecticide pour toutes cultures désigné comme substance prioritaire (SP) donc très recherché dans les cours d'eau mais pas forcément présente dans tous. La seconde, **le métaldéhyde,** est un molluscicide utilisé potentiellement sur toutes les cultures, très présent dans les eaux de la Charente.

Les insecticides autorisés en agriculture biologique sont de diverses natures : les substances actives d'origine animale ou végétale (purin d'ortie, huiles végétales, pyréthrines, etc.), des micro-organismes ou des substances produites par des micro-organismes, des substances comme les phéromones et les pyréthrinoïdes utilisées dans des pièges ou des distributeurs, des mélanges à base de plantes ou de substances minérales à disperser en surface (molluscicides), etc. Ces pesticides « bio » ne sont pas sans danger car ils ont eux aussi des principes actifs mais ils se dégradent plus rapidement que les molécules chimiques.

III.4.3 *Les traitements fongicides*

Les fongicides luttent contre les attaques de champignons. Ils sont utilisés en grandes quantités notamment dans des cultures pérennes comme la vigne **(Folpel, Mancozèbe..)**, avec des variations selon les années en fonction des conditions climatiques.

Les deux principaux fongicides utilisés en agriculture bio sont à base **de cuivre et de soufre**. Toutefois, l'abus du cuivre peut endommager les sols et créer une pression sur les microorganismes, champignons et animaux qui y vivent (Komarek et al, 2010). Les applications sont limitées en quantité dans plusieurs pays (en France, 6 kg/ha/an depuis 2006).

Les recherches continuent pour utiliser des extraits de plantes ou sélectionner des plants plus résistants à des maladies comme le mildiou.

III.4.4 *Autres pratiques*

L'utilisation de graines enrobées de pesticides ajoute une charge polluante au niveau du sol, souvent ignorée dans le calcul de la pression en pesticide. Le matériel utilisé pour épandre les produits phytosanitaires est aussi très important. Au fil des années, les traitements dits « en plein », c'est-à-dire sur l'ensemble de la surface de la parcelle, sont devenus « localisés » le plus possible à l'échelle de la plante.

Les traitements aériens ont été interdits. Les matériels tentent aujourd'hui d'apporter la « bonne dose » et d'éviter les dérives ou les traitements inutiles. Tout un pan de la recherche y est consacré et dans les programmes d'action, il est souvent prévu un diagnostic de ces matériels et de l'aide à l'investissement pour acquérir des matériels plus performants. La récupération des produits inutilisés, des emballages, les aires de lavage des matériels sont autant de points à surveiller car ils contribuent aux pollutions diffuses.

III.5 Changer de pratiques et faire évoluer les systèmes agricoles pour limiter l'utilisation des pesticides

Il est possible de classer en trois grandes catégories les mesures correctrices que l'on retrouve couramment dans les programmes d'action agro-environnementaux (PAE).

En premier lieu, certaines mesures visent à modifier les pratiques individuelles des agriculteurs. Sans que l'agriculteur investisse dans une modification profonde de son système de cultures, il peut toutefois mettre en œuvre des mesures limitant le risque de pollution diffuse par les pesticides. Les groupes régionaux d'action contre les pesticides (GRAP), les actions régionales Ecophyto ou encore **les actions programmées dans les programmes d'action ont plusieurs objectifs** : i) encourager le raisonnement des pratiques phytosanitaires, ii) promouvoir les outils d'aide à la décision et de l'agriculture de précision, iii) améliorer la qualité et la précision de la pulvérisation pour limiter les quantités appliquées, iii) favoriser l'enherbement des vignes qui sont plus fortement traitées que les grandes cultures et aussi iv) développer des aires de remplissage collectives et individuelles pour éviter les fuites vers le milieu naturel.

La récupération des emballages des produits phytosanitaires est aussi à surveiller, même si des efforts importants ont été faits ces dernières années, efforts initiés par l'ADEME et le plan Ecophyo : 84% des emballages vides de produits phytopharmaceutiques (6450 tonnes) ont été collectés en 2016.

La seconde catégorie de mesures, plus ambitieuses, a pour objectif de modifier les systèmes de culture eux-mêmes. Les mesures correctrices sur les pratiques individuelles permettent de réduire la pression mais elles sont insuffisantes pour atteindre une véritable efficacité environnementale à l'échelle d'un territoire d'action. Pour atteindre un niveau de réduction de la pression pesticide plus important, il faut alors encourager le développement de systèmes de culture limitant les transferts, donc basés sur des rotations plus diversifiées, moins irriguées, utilisant moins d'intrants et moins de pesticides. Ces systèmes de cultures sont dénommés « systèmes à bas intrants » ou encore « systèmes innovants » et font l'objet d'études impliquant les chambres d'agriculture et les instituts techniques. Le réseau « RMT SdCi », un réseau de compétences en conception/évaluation de systèmes de cultures a ainsi produit 45 systèmes de culture économes en phytosanitaires, efficients en énergie et gaz à effet de serre ou favorisant la biodiversité (Petit et al, 2012).

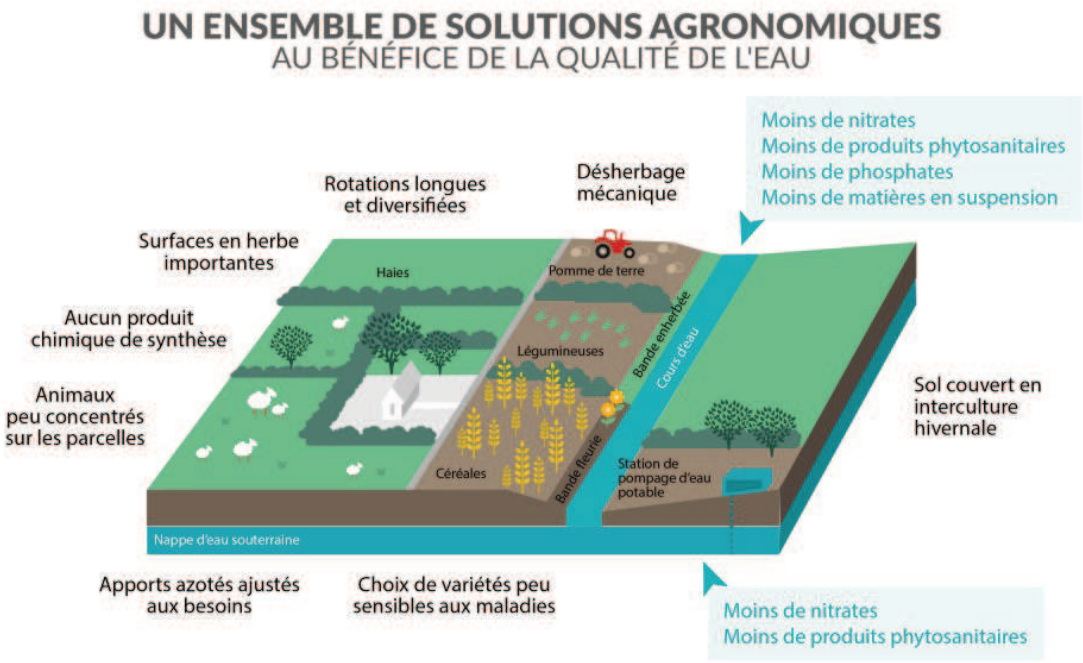


Figure 19 : Apports de l'agriculture biologique pour limiter les intrants et les transferts vers les eaux (source FNAB réseau Eau et bio)

Pour aller encore plus loin dans la limitation de l'emploi des pesticides, le passage à des systèmes en agriculture biologique est envisageable et souhaitable, sachant que la France est très en retard dans leur développement, alors même que la demande en « produits bio » est en forte augmentation. Les porteurs de projet à l'installation sont nombreux à souhaiter s'engager dans l'agriculture biologique selon la fédération nationale de l'agriculture biologique (FNAB). Les installations en bio présentent quelques caractéristiques spécifiques : beaucoup d'entre elles sont le fait d'une reconversion professionnelle, et beaucoup de projets d'installation concernent le maraîchage et les circuits de proximité. Le réseau « Eau et Bio » de la FNAB promeut ainsi un ensemble de solutions agronomiques au bénéfice de la qualité de l'eau (Figure 19).

Enfin, **une dernière catégorie de mesures** ne s'efforce pas de réduire les pesticides utilisés mais plutôt de limiter leurs transferts en agissant sur les paysages. Dans cette catégorie, entrent des mesures comme l'implantation de haies et de bandes enherbées, l'installation de prairies le long des cours d'eau, la réalisation de diagnostics d'exploitation pour identifier les parcelles les plus sensibles aux transferts. Ces actions concernent tous les types d'agriculture mais impliquent aussi des investissements et une modification des pratiques par les agriculteurs. Leur action sur la limitation des transferts et la biodiversité est aujourd'hui reconnue (cf. paragraphe I.4 sur les transferts).

RESUME DU CHAPITRE 1

L'utilisation des pesticides s'est fortement accrue avec le développement d'une agriculture productiviste et intensive et leur utilisation massive n'est pas sans conséquences sur les écosystèmes et sur la santé humaine. Les pesticides ainsi que leurs produits de dégradation sont maintenant présents largement dans les eaux et remettent en cause l'utilisation de certains captages pour l'alimentation en eau potable. Les principaux mécanismes de transferts sont connus. Toutefois, des phénomènes complexes -comme la rétention dans les zones tampons ou encore le comportement des « cocktails » de molécules- posent encore des questions aux chercheurs. Les usages de pesticides par l'agriculture conventionnelle conduisent à des transferts vers les eaux superficielles et souterraines que l'action publique cherche à limiter, par des pratiques adaptées, une évolution des systèmes de culture, ou en agissant sur des aménagements du paysage. Le développement de l'agriculture biologique reste un phénomène de niche et ne permet pas une réduction massive des pressions. Les actions engagées comme la mise en œuvre de la directive cadre sur l'eau ou le programme Ecophyto 2018 ont produit des résultats décevants. Les activités agricoles, de par leurs impacts potentiels sur la ressource en eau, se trouvent ainsi au cœur des négociations pour une reconquête de la qualité des milieux dans le cadre des programmes d'action agro-environnementaux.

.

Chapitre 2. Territorialisation des politiques publiques agro-environnementales : vers des démarches plus participatives ?

Dans ce chapitre, j'aborde la dimension territoriale des politiques publiques agro-environnementales et j'étudie comment les acteurs impliqués dans la mise en œuvre de ces politiques « s'approprient » les différents espaces qui se superposent dans un territoire d'action agro-environnemental. Le territoire est un terme polysémique qui renvoie à des significations variées, en fonction de l'angle d'approche et des disciplines qui l'étudient. Il est largement employé, dans des contextes et avec des significations très différentes, par les techniciens, les administratifs et par les politiques. Je présente l'intérêt, au-delà des affichages politiques, **des démarches prospectives et participatives, dans la conception et le suivi des programmes d'action agro-environnementaux**. En soulignant **la production des éléments de connaissance mobilisés dans ces programmes**, j'analyse l'importance des cadres conceptuels pour cette production.

I LE TERRITOIRE D'ACTION : UN SYSTEME COMPLEXE

I.1 Le territoire, un concept polysémique

Historiquement, le terme de **« territoire »** a été utilisé, à partir du XVIIème siècle surtout dans un sens politico-administratif. Le mot territoire évoque l'idée d'une domination et d'une gestion d'une portion de l'espace géographique par une puissance qui assoit son autorité et sa légitimité sur cet espace en le contrôlant, qu'il s'agisse d'une collectivité territoriale ou d'un Etat. Les géographes ont revitalisé ce terme à partir des années 1980 en élargissant son champ sémantique.

De nombreux auteurs se sont attachés à revisiter de concept (Tableau 4), avec différentes entrées.

- **Une entrée par l'espace,**

On peut définir l'espace géographique comme étant « l'ensemble des lieux et de leurs relations » (Bailly, 2001) ;Certaines définitions des concepts de « territoire » et d'« espace géographique » sont très proches : « *L'espace géographique est l'étendue terrestre utilisée et aménagée par les sociétés en vue de leur reproduction, non seulement pour se nourrir et s'abriter, mais dans toute la complexité des actes sociaux* » (Brunet R. et al, 1993) ; « *Le territoire est la portion de surface terrestre appropriée par un groupe social pour assurer sa production et la satisfaction de ses besoins vitaux* » (Le Berre M.,1992). Dans ce concept de territoire, la référence spatiale est centrale (Brunet, 1992, Pumain, et Saint Julien, 1997). C'est à partir de ce concept que la géographie quantitative a développé des méthodes comme la chorématique ou l'analyse spatiale.

Tableau 4 : Différentes définitions du concept de territoire

Auteurs	Définitions du territoire
Raffestin, 1986	Projection "d'un système d'intentions humain sur une portion de la surface terrestre"
Brunet, 1992	Une forme objectivée et consciente de l'espace"
Le Berre, 1992	Un sens juridique très fort auquel on peut associer les trois idées suivantes : celle de domination liée au pouvoir du prince, celle d'une aire dominée par ce contrôle territorial, celle de limites matérialisées par des frontières.
Caron, 2005	Un espace borné, aux limites plus ou moins précises, et approprié par un groupe social
Debarbieux et Vanier, 2002	Un espace en mouvement qui se transforme et se recompose sous l'impulsion des acteurs.
Di Méo (1998)	Le territoire «témoigne d'une appropriation à la fois économique, idéologique et politique de l'espace par des groupes qui se donnent une représentation particulière d'eux-mêmes, de leur histoire, de leur singularité
Moine (2006, 2008)	Un système composé des acteurs, réunis par leurs jeux mutuels qui conduisent à l'utilisation, à l'aménagement et à la gestion d'un deuxième sous-système qui est l'espace géographique, composé d'objets qui interagissent au gré de leur localisation.

- **Une entrée par les acteurs, un espace « approprié »**

Selon Di Meo (1998), le territoire est une construction sociale, un espace approprié par les acteurs. Inspirée de Brunet et al (1992), on peut citer également la définition retenue par Caron (2005) : (i) un

espace borné, aux limites plus ou moins précises, et approprié par un groupe social ; (ii) un sentiment ou une conscience d'appartenance de la part de ses habitants ; (iii) l'existence de formes d'autorité politique et de règles d'organisation et de fonctionnement.

Certains auteurs (Ripoll,Veschambre, 2005) se sont penchés sur une typologie de l'appropriation : ils décrivent notamment « des formes d'appropriation à dominante matérielles avec un versant exclusif ou privatif (monopole d'accès aux ressources) qui s'accompagne souvent d'une clôture de l'espace, et un versant fonctionnel (usage autonome) qui comprend le détournement, l'adaptation à ses propres fins, et suppose souvent une transformation, un aménagement. Toutefois, cette appropriation de l'espace par un groupe, dans le cas d'un territoire à enjeu eau (aire de protection de captage, bassin versant), n'est pas toujours préexistante, elle est souvent à construire. Les acteurs concernés par ces actions peuvent avoir un sentiment d'appartenance sur des territoires connexes à celui couvert par le programme d'action (syndicat d'eau, petite région agricole, appellation etc…)

Selon Debarbieux et Vanier (2002) le territoire est un espace en mouvement, il se transforme et se recompose sous l'impulsion des acteurs. Un territoire peut être vu comme le périmètre sur lequel on applique une politique donnée. La référence du territoire n'est alors pas dans sa limite géographique, mais dans le réseau d'acteurs réunis au sein de l'action territoriale (Moine, 2006).

- **Le territoire comme un système complexe**

Le territoire peut être défini comme un système complexe. Selon Moine (2013), il est composé de deux sous-systèmes : d'une part les acteurs qui par leur jeu d'acteurs conduisent à l'utilisation, à l'aménagement et à la gestion et d'autre part l'espace géographique, composé de lieux et d'objets qui interagissent au gré de leurs localisation et par le biais des aménités et des contraintes que ces derniers offrent aux acteurs (Figure 20).

C'est cette dernière définition que je retiens pour ma démarche de proposition d'un système d'information en appui aux programmes d'action agro-environnementaux : elle nécessite de tenir compte des acteurs, des espaces qu'ils s'approprient, de l'information qu'ils mobilisent.

Dans les sections suivantes, nous explorons les différentes composantes du territoire d'action agro-environnementale, de l'espace des processus et des transferts, à l'espace des pratiques agricoles et à celui approprié par les acteurs.

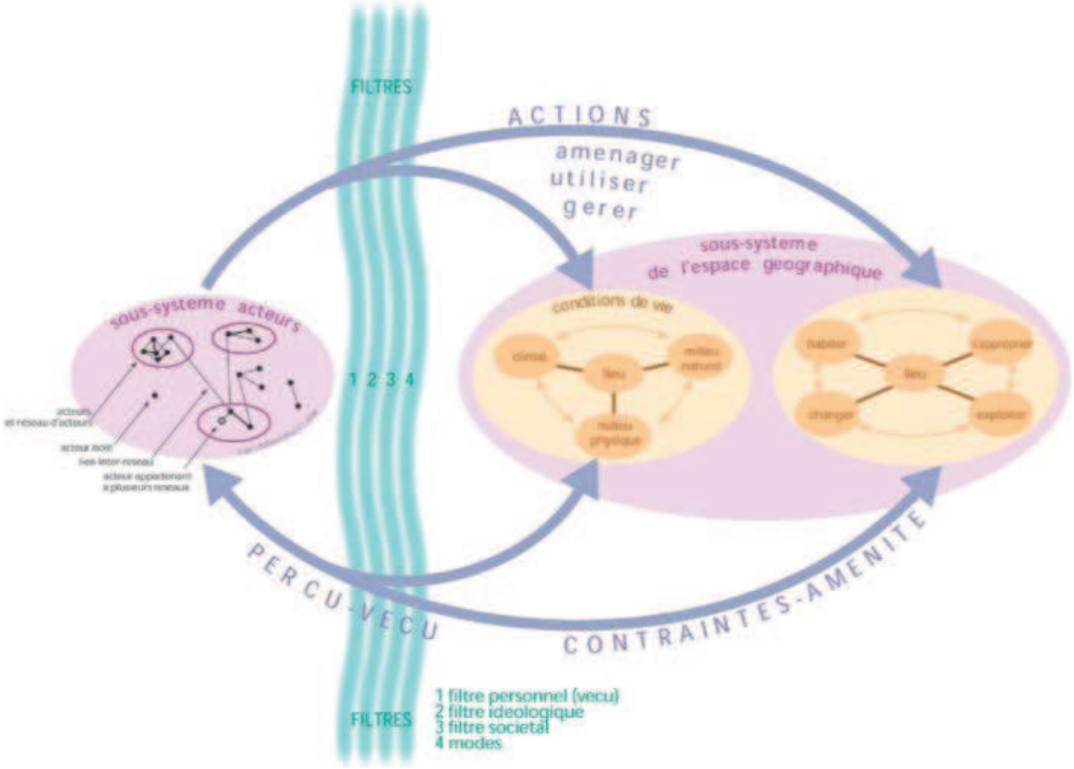


Figure 20 : Le territoire vu comme un système complexe (Moine, 2013)

I.2 L'espace des processus et des transferts, un système complexe.

Le premier espace à considérer au démarrage d'un programme d'action environnemental est l'étendue géographique pertinente, compte-tenu des processus physiques ou écologiques que l'on cherche à appréhender. Si l'on s'intéresse à la ressource en eau, les processus à considérer sont ceux de l'hydrologie ou de l'hydrogéologie d'une part, et des transferts de nutriments ou de pesticides d'autre part.

L'espace considéré aura donc des limites liées à ces processus hydrologiques. Un bassin versant est ainsi délimité en fonction des lignes de partage des eaux avec les unités hydrologiques voisines et en fonction de l'exutoire considéré (bassins versants « emboités »). Ce bassin versant correspond à l'impluvium, et donc à une logique « eau superficielle ». La délimitation de la nappe (ou des nappes) souterraines sur ce même lieu géographique aboutira à un découpage de l'espace différent auquel il faudra le cas échéant se référer : **il n'y a pas coïncidence du bassin versant « eaux superficielles » et de la masse d'eau souterraine** avec laquelle des échanges d'eau et de flux de nutriments et de pesticides sont pourtant possibles (Figure 21).

En raisonnant simplement sur les limites hydrologiques du territoire concerné, plusieurs zonages sont déjà envisageables et doivent être précisés en fonction de l'enjeu écologique prioritaire pour les actions à engager.

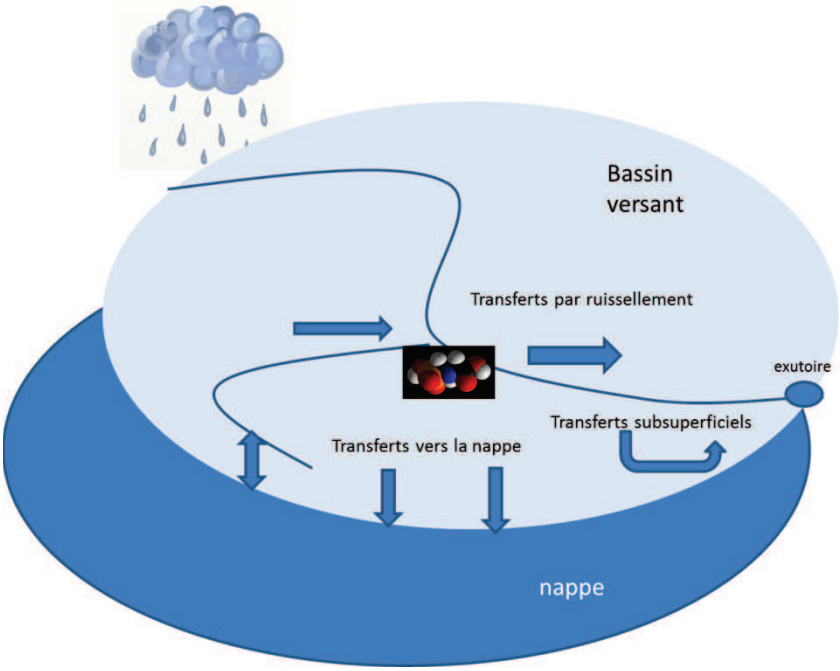


Figure 21 : L'espace des processus et des transferts

La logique hydrologique de délimitation du territoire n'est pas simple. En effet, les flux d'eau, de nutriments et de pesticides s'élaborent en amont des bassins versants, des liaisons complexes peuvent s'établir avec les eaux souterraines (résurgences) ou les bassins versants amont, etc.

Le caractère multi-échelle de l'espace des transferts concerne la gestion des flux d'eau, mais aussi la qualité des milieux (Blöschl et Sivapalan, 1995). Il concerne l'espace et le temps. Le caractère multi-échelle se traduit par des emboitements dans l'espace : les flux de nutriments ou pesticides qui transitent dans un bassin versant sont influencés par les flux arrivant des bassins versants à l'amont. Le caractère multi-échelles concerne aussi les échelles de temps, si l'on considère l'inertie des nappes ou encore l'influence à long terme de l'installation de barrages ou d'aménagements sur la morphologie et l'écologie des cours d'eau.

L'espace des transferts est aussi un espace d'interdépendances de diverses natures. L'interdépendance entre amont et aval s'étend même entre zone continentale et zone côtière. Ainsi, les flux d'eau douce et de nutriments arrivant via l'estuaire de la Charente à la Mer des Pertuis ont une influence déterminante sur la production primaire, notamment sur la production ostréicole (salinité, teneur en nitrates). Différentes études montrent que les flux de pesticides ont une influence sur les activités aquacoles, même si les mécanismes doivent encore en être précisés (Munaron D. et *al*, 2006, Uddin et al, 2016).

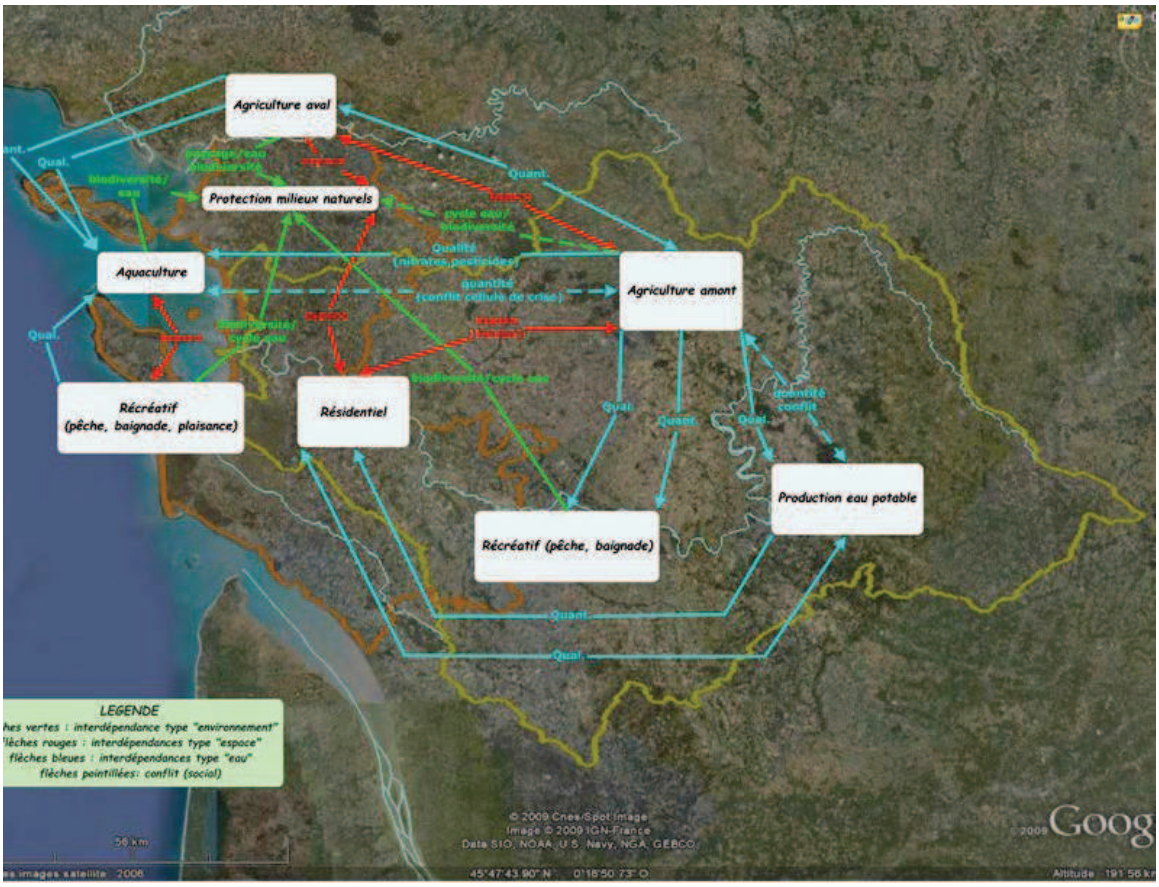


Figure 22 : Interdépendances des activités amont (bassin versant) et aval (zone côtière) dans le bassin de la Charente : flèches en vert, de type « environnement », flèches rouge, par rapport à l'espace et flèches bleues, relatives à l'eau) (Vernier et al, 2009)

Le territoire peut être représenté comme un éco-socio-système, ensemble de compartiments entre lesquels circulent des flux de différentes natures (Odum, 1971, 1983). Le « socio » de « éco-socio-système » indique que l'on ne peut expliquer ces interdépendances et ces flux sans prendre en compte la sphère socio-économique. Le territoire est un espace des processus certes, mais un espace anthropisé. **C'est un système complexe** constitué d'un ensemble de relations écologiques, économiques, sociologiques et culturelles qui relient les composantes physico-chimiques, biologiques et anthropiques. Un réseau de flux décrit les interdépendances entre les différents composants de l'écosystème et les compartiments représentant les différentes fonctions/activités. La modélisation de ces interdépendances permet de déterminer l'ensemble des ressources utilisées dans le processus économique et de quantifier les différents flux entre composants écologiques du système.

La Figure 22 illustre les **interdépendances écologiques entre activités amont et aval,** relatives à l'espace, la qualité ou la quantité de l'eau et à la biodiversité, interdépendances décrites dans un projet de recherche sur l'ensemble bassin de la Charente-Mer des Pertuis (Vernier et al, 2009). Les interdépendances sont représentées selon une typologie des liens : cause-effet, compétition,

complémentarité. Les interdépendances de type « eau » décrites existent entre activités agricoles, activités récréatives, résidentiel et activités aquacoles.

Ces interdépendances illustrent également **la nécessité d'une gestion multi-scalaire** dès lors que l'on s'intéresse à la quantité et la qualité de la ressource en eau. Dès lors, une action en amont du bassin versant ou a contrario sur la zone côtière doit ou devrait concerner des acteurs potentiellement éloignés géographiquement, mais reliés au territoire d'action par ces interdépendances.

I.3 L'espace des pratiques agricoles

Comme nous l'avons vu au chapitre 1 (section III.3), **les activités agricoles influencent largement la quantité et la qualité de la ressource en eau disponibles sur un territoire**. Cette influence est perçue de manière négative par les autres activités : l'irrigation utilise beaucoup la ressource en été, les flux de nitrates et de pesticides sont identifiés comme essentiellement d'origine agricole. Mais, en retour, l'agriculture est pourtant elle-même demandeuse d'une ressource en eau abondante et de qualité, nécessaire pour développer des systèmes agricoles irrigués ou d'élevage. Les agriculteurs doivent intégrer des contraintes environnementales, plus ou moins fortes selon leur localisation (zone vulnérable nitrate, par exemple, ou captage d'eau potable) et évoluer vers des pratiques plus durables pour répondre aux objectifs de qualité de l'eau. L'accompagnement des acteurs agricoles vers des pratiques plus respectueuses de l'environnement relève ainsi d'un espace que nous qualifions d'**espace des pratiques agricoles.**

I.3.1 *Qualification des systèmes : quelques définitions*

La qualification des systèmes agricoles et des pratiques sur un territoire a une dimension multi-scalaire. Les pratiques agricoles s'organisent tout d'abord dans l'espace, au niveau élémentaire de la parcelle et de ses bordures, puis à celle de l'ilot agricole qui reflète des pratiques appliquées homogènes. On parle d'**assolement** pour décrire la configuration d'un système de culture dans le territoire. **L'itinéraire technique reflète l'ensemble des opérations opérées sur une culture**. Le système de culture peut être défini par une succession de cultures (rotation) sur une parcelle ou plutôt un ensemble de parcelles, ainsi que par l'itinéraire technique correspondant pour chaque culture de la rotation (Meynard et al, 2001).

Le système de culture a une cohérence spatiale mais aussi temporelle, par la succession de cultures logique dans le temps. Il dépend d'un processus de décision à une échelle plus large que la simple parcelle (Jouve, 2006). La répartition spatiale des systèmes de cultures peut s'expliquer par différents facteurs environnementaux comme le sol, la disponibilité en eau, la biodiversité et par des facteurs technico-économiques (Bürgi et al, 2004; Dalgaard et al, 2003).

Parmi ces facteurs environnementaux, **le type de sol** et ses caractéristiques font partie des critères principaux (Clavel et al, 2011). Je reviendrai sur ce critère du type de sol lors de la présentation de ma démarche de qualification des systèmes sur notre territoire d'étude, dans la partie 2.

I.3.2 *Les pratiques, une somme de décisions individuelles mais le fruit d'un contexte socio-environnemental*

Les pratiques agricoles sont mises en place par les agriculteurs sur le territoire sous la contrainte de plusieurs facteurs à différents niveaux d'organisation (Thenail et Baudry, 2004 ; Vannier, 2010). La décision d'affecter certaines rotations aux parcelles d'une exploitation résulte de facteurs environnementaux, agronomiques mais aussi socio-économiques (Castellazzi et al, 2007, 2010). Le concept de système agraire reflète quant à lui la dimension collective dans un territoire. Il correspond aux règles d'organisation spatiale des systèmes de culture entre les exploitations et avec d'autres formes d'utilisation du territoire (Deffontaines et Thinon, 2001).

L'assolement (à un instant t), **les rotations** (en dynamique) et **les pratiques** réalisées sur un territoire résultent ainsi d'une **somme de décisions individuelles** - prises par chaque exploitant agricole- mais aussi d'**éléments plus collectifs**. Citons : les conditions pédoclimatiques qui déterminent le choix des cultures, la disponibilité des ressources, les contraintes environnementales, les filières en place, les conditions socioéconomiques locales, l'accompagnement technique et économique réalisé par des conseillers agricoles ou des coopératives, les contraintes environnementales et de disponibilité des ressources.

En termes de performance environnementale et sur des zones géographiques de petite taille, des niveaux élevés de pollution peuvent résulter de pratiques d'agriculteurs minoritaires qui ignorent sciemment les principes de l'usage responsable des produits phytosanitaires (Laurent, 2015).

I.3.3 *Un espace multi-niveaux avec des dynamiques spatiale et temporelle*

L'espace des pratiques agricoles (Figure 23) est approprié et modelé par les décisions individuelles ou collectives des exploitants agricoles. Il ne se superpose pas à l'espace des transferts. Pour une action environnementale concernant un bassin versant, certains agriculteurs qui ont toutes leurs parcelles dans cet espace seront concernés au premier chef, tandis que pour d'autres seules quelques parcelles seront incluses et leur motivation dans ce dernier cas sera plus difficile à susciter.

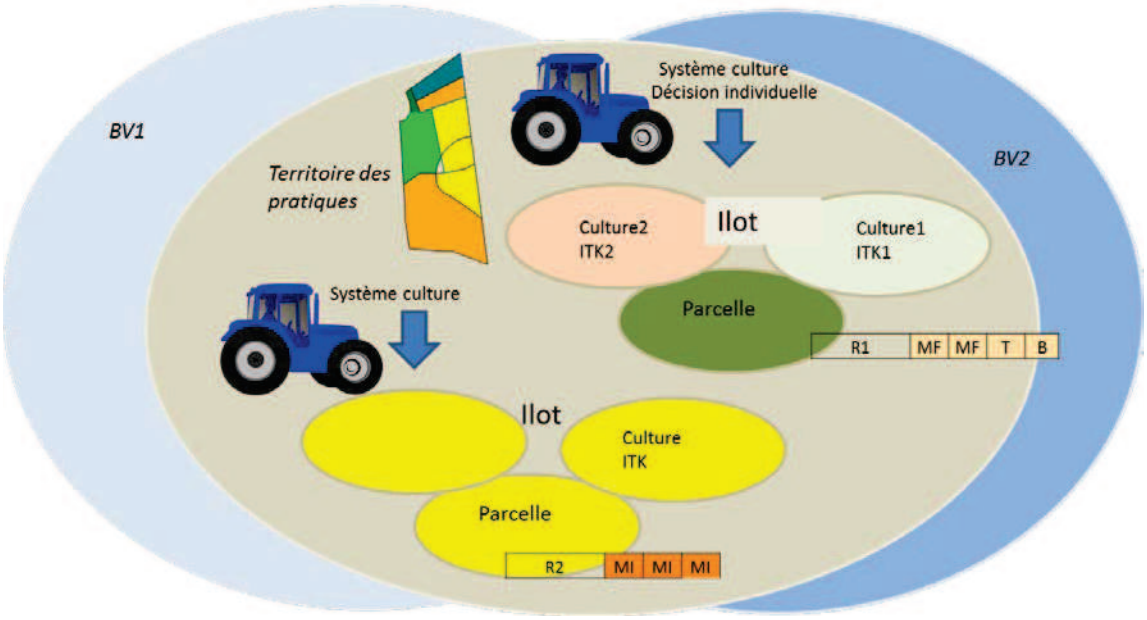


Figure 23 : L'espace des pratiques agricoles et ses niveaux d'organisation

L'espace des pratiques agricoles est un espace dynamique dans l'espace et dans le temps. Le contour même des parcelles agricoles peut changer d'une année à l'autre. Ainsi, en polyculture l'agriculteur recompose son assolement chaque année en «regroupant » ou « découpant » un certain nombre de parcelles de l'assolement. Le contour des parcelles se modifie moins souvent pour les cultures pérennes comme la vigne. Toutefois certaines parcelles de vigne peuvent être arrachées tandis que d'autres sont replantées.

Ainsi, au-delà de la rotation des cultures sur les parcelles existantes, les limites même de ces parcelles peuvent être modifiées chaque année. J'ai été amenée à utiliser dans mes travaux la notion de transchronoparcelle (Vernier, 2007). Elle se caractérise par une succession culturale et des pratiques agricoles homogènes dans des contours géographiques invariants sur une période donnée. Une transchronoparcelle permet de prendre en compte la dimension temporelle de la parcelle agricole et des pratiques associées, que ce soit pour le calcul d'indicateurs ou la mise en œuvre d'un modèle

Au-delà du changement de pratiques agricoles tout, en gardant les mêmes successions de culture, les agriculteurs peuvent aussi changer de système, par exemple, avec une conversion en agriculture biologique. Dès le début des années 90, une réflexion sur la conception de systèmes de culture alternatifs a été lancée par quelques agronomes (Meynard et Girardin, 1993) dans le cadre du réseau « Produire autrement »

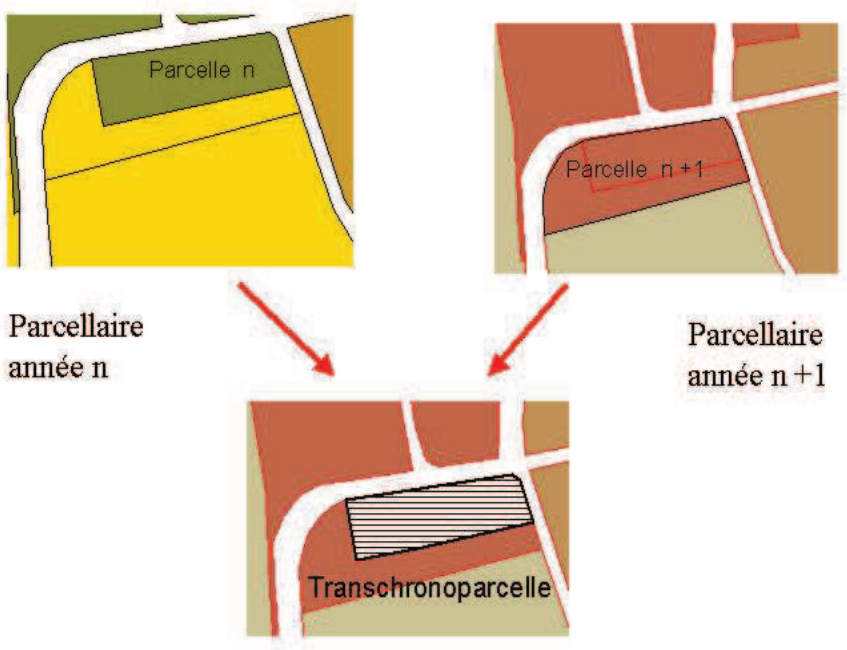


Figure 24 : Exemple de Transchronoparcelle dans le bassin versant du Ruiné (16)

L'agriculture biologique, pratiquée au départ par des « convaincus « et relevant plutôt de systèmes alternatifs ou de niches, s'est peu à peu développée et élargie vers une production plus massive, inspirée par des logiques économiques. Le « bio » est devenu rentable dans certains contextes et attire ainsi de nouveaux profils d'exploitants agricoles. Enfin, les agriculteurs peuvent aussi recomposer le paysage en réalisant dans leur propriété un certain nombre d'aménagements : chemins, haies, zones enherbées,… qui ont une grande influence sur la dynamique des transferts de polluants.

I.3.4 *L'espace des pratiques agricoles tend à s'élargir vers d'autres préoccupations*

Avec le développement des actions agro-environnementales, **l'espace des pratiques s'écologise et intègre les préoccupations d'aménagement de l'espace et d'environnement**. La géographie rurale s'est affirmée de plus en plus comme une géographie globale des espaces ruraux traitant aussi bien de questions d'organisation de l'espace et d'environnement que d'aménagement (Chaléard et Charvet, 2004). Les « géoagronomes » comme Deffontaines (1998) invitent le paysage comme clé de lecture de l'espace agricole. Des géographes comme Juin-Rialland (2009) expliquent que les structures agraires héritées du passé permettent d'expliquer, de comprendre et de protéger les paysages ruraux d'aujourd'hui.

Dans cet espace élargi, les représentations du milieu, des processus agronomiques et hydrologiques et les relations qu'ils entretiennent avec d'autres usagers du territoire guident les agriculteurs dans leurs activités (Laurent, 2012). Une illustration de ces liens entre processus physiques, gouvernance et décisions individuelles est présentée en Figure 25 pour l'enjeu « quantité d'eau » (Vernier et al, 2009).

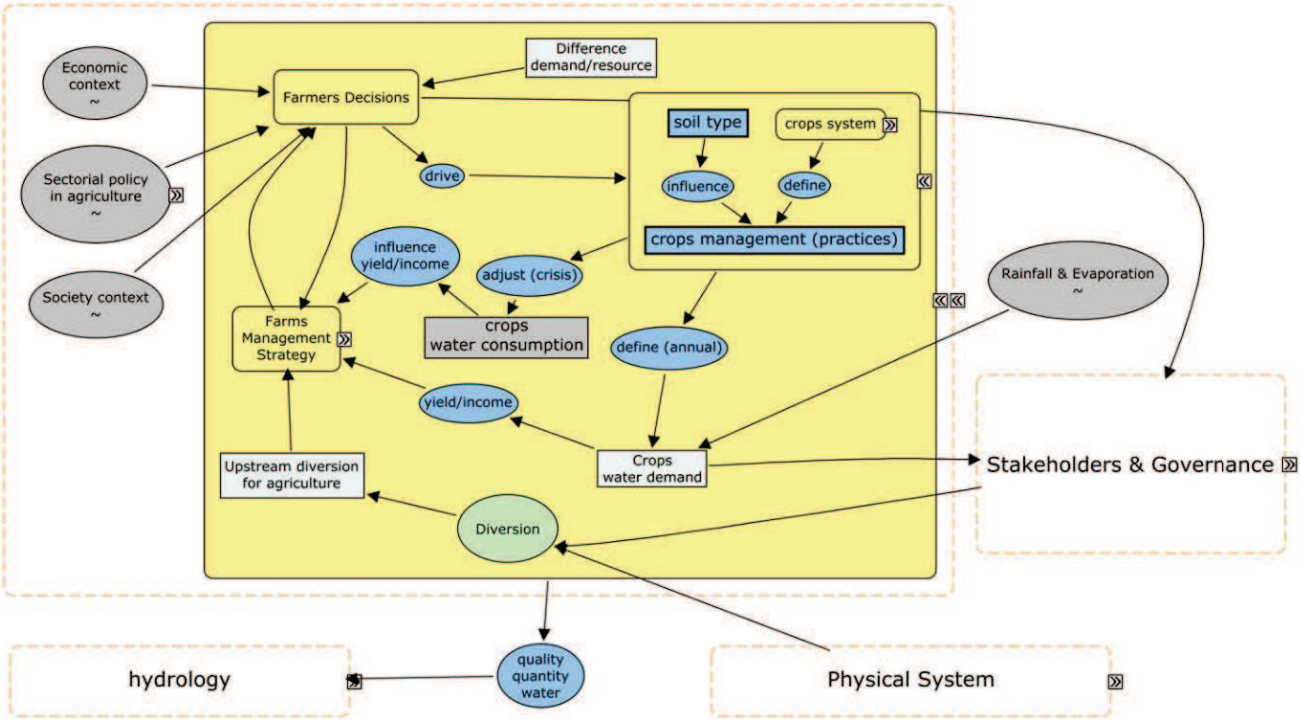


Figure 25 : Espace des pratiques en lien avec les processus et la gouvernance de l'eau (Vernier et al, 2009)

L'espace de l'action agro-environnementale intègre ainsi l'espace des processus et des transferts, d'une part, et l'espace des pratiques agricoles, d'autre part.

I.4 L'espace de l'action agro-environnementale : un territoire d'action approprié par les acteurs

Selon Di Meo (2008), l'acteur n'est pas une personne en général, c'est une personne qui agit. Ce peut être aussi une instance ou une organisation (groupe social), une entité identifiable ou un opérateur générique en capacité d'agir. Le statut d'acteur relève plus d'une posture et d'une intentionnalité associée à une position plus ou moins stratégique, qu'à une fonction clairement établie. Les acteurs se territorialisent dans la mesure où ils participent à un processus ayant des implications territoriales (Lajarge et al, 2003), C'est le cas d'un programme d'action agro-environnemental qui se définit dans le cadre d'un territoire d'action. Di Meo (1991) distinguent les acteurs endogènes qui sont issus du territoire où ils vivent ou exercent leur activité, et les acteurs exogènes qui l'investissent de l'extérieur.

La notion de limites ou de frontières du territoire apparait. Nous avons vu précédemment que ces limites ou frontières sont mobiles, y compris celles associés aux processus de transferts hydriques. Les interdépendances du territoire d'action avec d'autres secteurs géographiques (via la circulation de l'eau), avec d'autres enjeux environnementaux ou socio-économiques, modifient les limites du territoire et conduisent à associer de nouveaux acteurs. Le réseau d'acteurs autour d'un programme d'action évolue donc dans un processus négocié, même si de fait il inclut d'emblée un certain nombre d'acteurs institutionnels.). Ces acteurs territorialisés, organisés ou non en réseaux, jouent un rôle fondamental en termes de production de l'espace social et de ses territoires (Di Meo, 1998).

Le territoire de l'action agro-environnementale est donc un territoire social, approprié en premier lieu par les décideurs et les animateurs des programmes d'action. Il s'élargit, d'une part, à l'espace des processus approprié par les gestionnaires des milieux et les associations environnementales et d'autre part, au territoire des pratiques approprié par les acteurs agricoles avec leur logique productive, de terroir, de pays, et les acteurs associés en termes de filières ou de distribution. Tous ont leur propre représentation du territoire.

Le territoire de l'action doit composer avec des limites administratives, des zonages environnementaux liés au contexte réglementaire ou aux enjeux locaux, mais aussi avec des frontières socio-économiques liées aux activités productives ou résidentielles. La mobilité du territoire d'action a une dimension à la fois spatiale et temporelle : il peut évoluer dans le temps et dans ses frontières géographiques.

Dans le cadre de mes travaux, je définis donc le territoire d'action agro-environnemental (Figure 26) comme un espace localisé aux contours géographiques mobiles, un espace approprié et aménagé, un espace de représentations sociales, avec des acteurs organisés en réseaux.

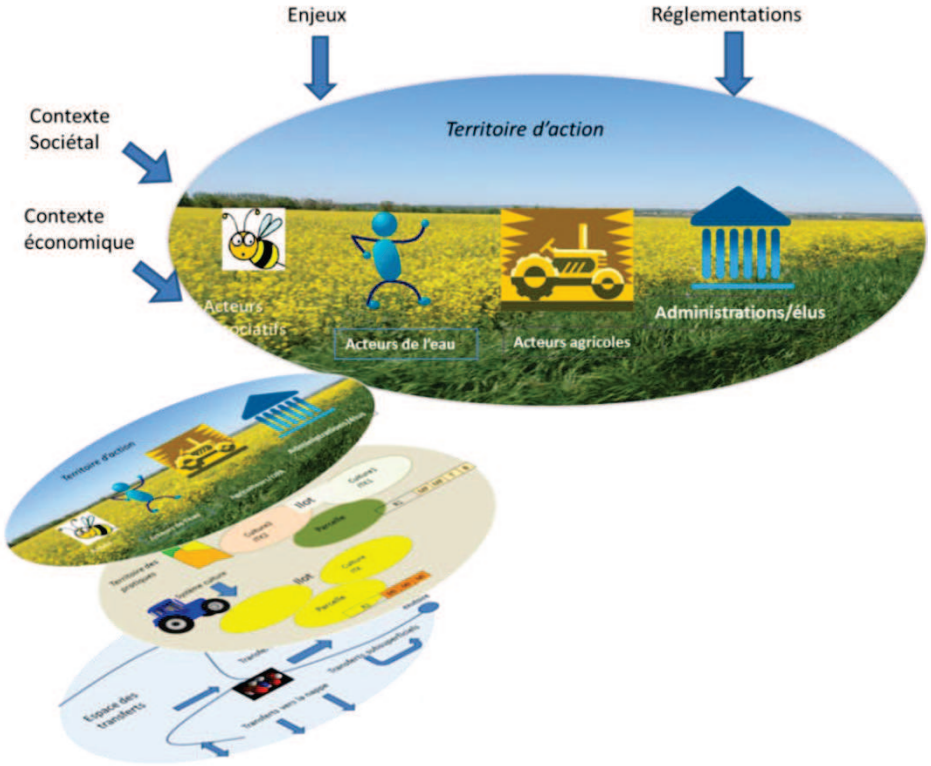


Figure 26 : De l'espace des transferts, au territoire des pratiques agricoles et au territoire d'action agro-environnemental

Cette représentation du territoire d'action rejoint l'approche des éco-socio-systèmes représentés par Odum (1971, 1983) dans lesquels des flux de différents ordres peuvent être représentés: i) des flux de masse et énergie (volet écologique), ii) des flux monétaires (volet économique : évaluation marchande et non marchande), iii) des flux d'information contribuant à la gouvernance, aux représentations et valeurs (volet social). Un exemple de ce type de représentation d'un territoire d'action est présenté en Figure 27.

Le modèle conceptuel élaboré dans ce cas d'étude permet de visualiser l'ensemble des liens entre les processus (représentés en vert) ou, les mécanismes autour des transferts hydriques (représentés en rose), et les acteurs impliqués (représentés en orange) autour d'enjeux « quantité et qualité de la ressource en eau ».

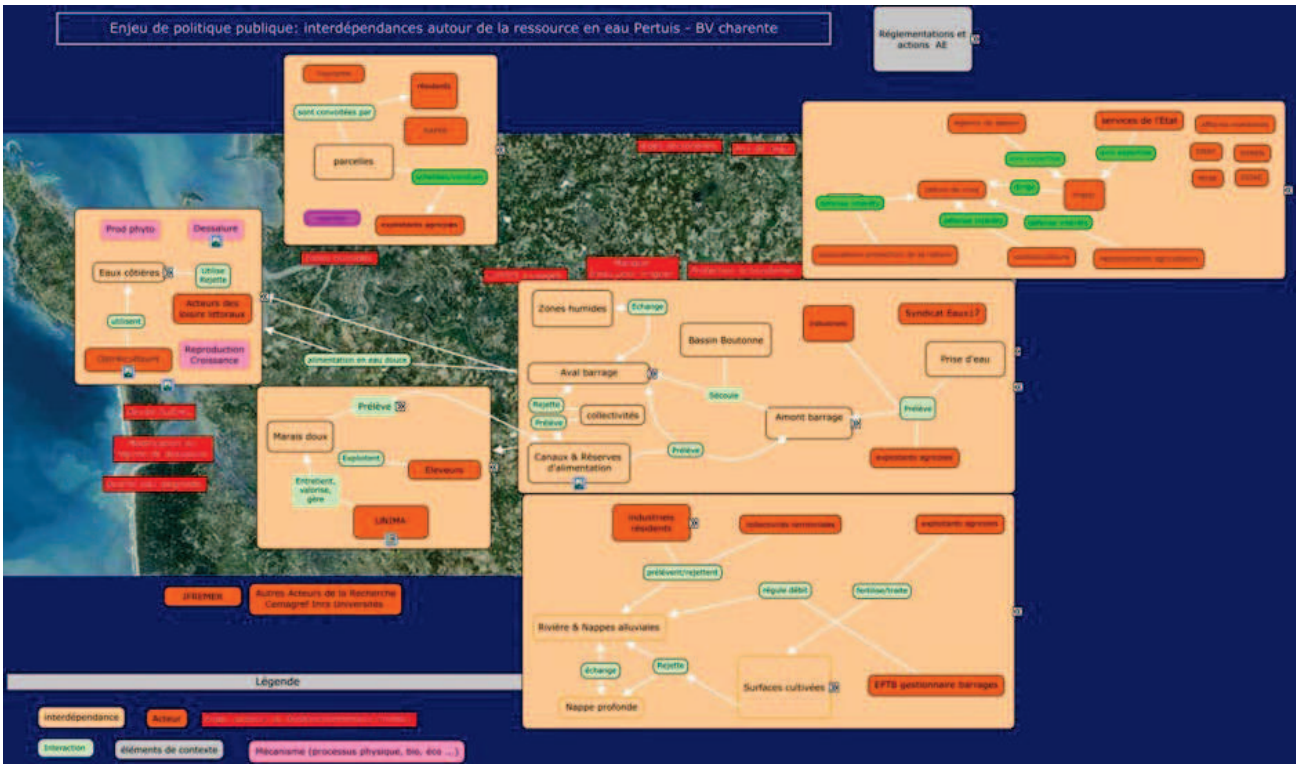


Figure 27 : Représentation de l'éco-socio-système des Pertuis Charentais (Vernier et al, 2010)

Les politiques publiques doivent s'adapter aux multiples échelles et niveaux d'organisation, de l'espace des transferts à celui des pratiques agricoles et enfin au territoire d'action approprié par un réseau d'acteurs impliqués dans la conception et la mise en œuvre de mesures agro-environnementales. L'espace joue un rôle primordial dans la mise en œuvre de ces politiques agro-environnementales, ce que nous explorons dans la section suivante.

II L'ESPACE DANS LES POLITIQUES AGRO-ENVIRONNEMENTALES

Au plan institutionnel, l'intégration de l'environnement dans la politique agricole commune a modifié les règles classiques d'une intervention publique uniforme sur le territoire. Les agriculteurs ne représentent plus qu'une minorité de citoyens dans des espaces ruraux de plus en plus multifonctionnels. La prise en compte de l'espace dans les politiques agro-environnementales procède de la reconnaissance du territoire d'action comme un système complexe, multi échelles et multi niveaux d'organisation.

II.1 Echelles et Niveaux d'organisation, objet spatial de référence : quelques définitions

Un niveau d'organisation prend en compte soit l'échelle physique des processus soit l'échelle d'organisation des acteurs socio-économiques (Caron, 2005). Un niveau d'organisation correspond à une entité spatio-temporelle qui a du sens. La notion de seuil est alors plus pertinente que celle d'échelle qui renvoie à l'idée de continuité (Houdart, 2005). Dans une approche plus « constructiviste », le niveau d'organisation peut être défini comme » *le point de vue d'un modélisateur sur un ensemble d'entités du système accomplissant une certaine fonction à l'intérieur d'une unité structurelle jugée pertinente* » (Abrami, 2004).

L'échelle fait référence aux dimensions spatiales auxquelles les entités, les éléments et les processus peuvent être observés et caractérisés. Trois différents niveaux d'échelle sont classiquement admis : l'échelle globale, l'échelle locale et l'échelle intermédiaire. L'échelle globale est celle du climat et des grands systèmes (océans, atmosphère, continents). L'échelle locale est celle du processus, qu'il soit biologique, comme la relation fertilisation / croissance d'une plante, ou physico-chimique, tel que le transfert des produits phytosanitaires dans le sol. Enfin, l'échelle intermédiaire, dite régionale ou des territoires, correspond à l'échelle de l'ingénierie des territoires, définie comme « unité de perception des interactions entre l'homme et l'environnement » (Caseau, 2003). Cette échelle prend en compte : les grandeurs caractéristiques liées aux différents processus en présence ; l'organisation topographique et physique des territoires à son meilleur niveau de cohérence (bassin versant par exemple) ; les niveaux de l'organisation humaine dans ses activités. Elle est considérée comme l'échelle pertinente de la gestion par les acteurs.

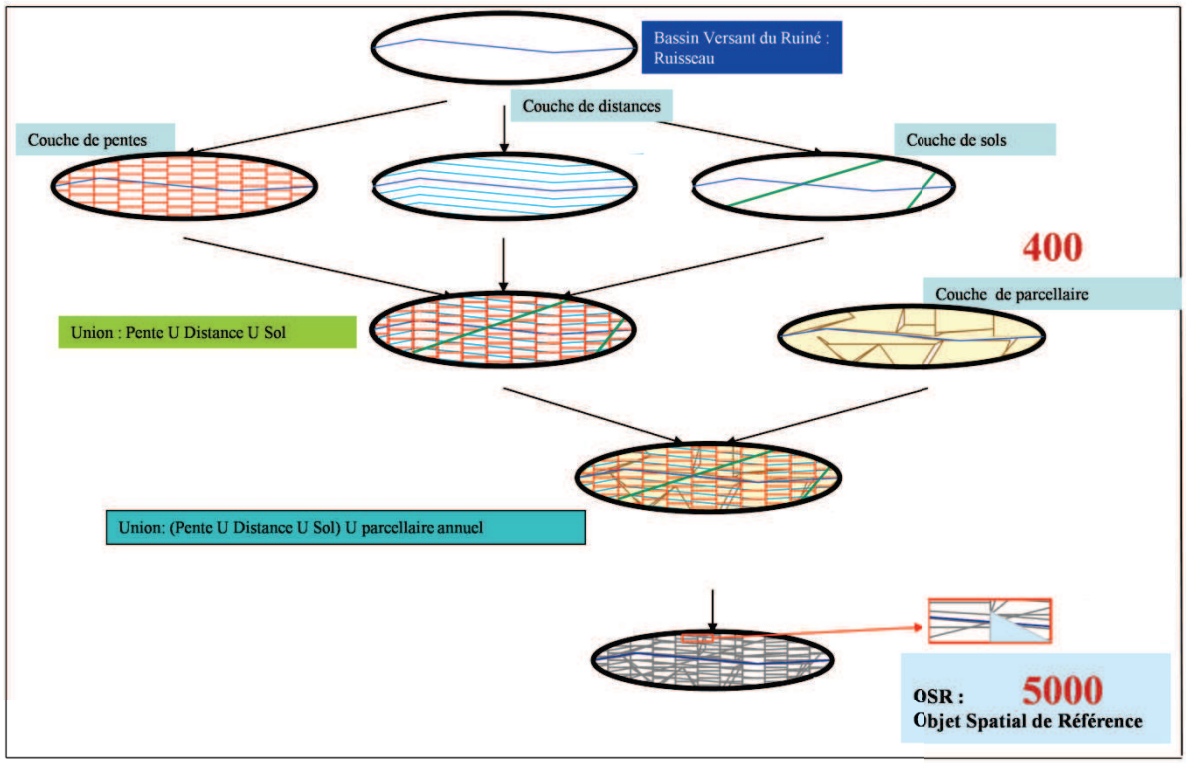


Figure 28 : Un objet spatial de référence construit : la partie homogène de BV (pente, distance, sol, assolement) dans le bassin versant du Ruiné (Vernier, 2007).

Wood et al (1988) ont défini le concept d'**Objet Spatial de référence (OSR)** en considérant qu'à un phénomène étudié correspond une aire de travail et une échelle associée idéale. Un objet spatial de référence peut être choisi dans des objets aux contours déjà existants, naturels ou institutionnels, comme une zone hydrographique ou une commune, mais il peut être aussi construit par les acteurs ou les chercheurs. Dans l'exemple présenté en Figure 28, l'OSR choisi n'est pas purement agricole mais tient compte des caractéristiques du milieu : il correspond à une partie de bassin versant homogène pour les variables sol, pente, distance au ruisseau et pratiques. L'objet spatial de référence est construit et utilisé pour réaliser un zonage des secteurs les plus sensibles aux transferts de pollution diffuse (Vernier, 2007).

II.2 L'imbrication des niveaux d'organisation pose la question du passage d'un niveau à l'autre ?

L'imbrication des différents niveaux d'organisation en agro-environnement et la diversité des sources de données disponibles posent le problème du changement d'échelle ou de niveau d'organisation ainsi

que des méthodes utilisables pour transférer l'information d'un niveau à l'autre (Figure 29). Ces méthodes s'appuient sur une analyse des dépendances entre niveaux d'organisation et disponibilité des données (Ewert et al, 2011, Volk et al, 2011). Parfois, il n'est pas possible ni souhaitable de faire ce transfert entre échelles ou niveaux. Par exemple, un résultat produit par un modèle à une certaine échelle ne peut être agrégé sans remettre en cause la validité de la quantification effectuée au niveau supérieur. De même, l'agrégation ou la combinaison de résultats issus de plusieurs modèles nécessitent d'analyser précisément le domaine de validité et le jeu de données utilisés par chacun.

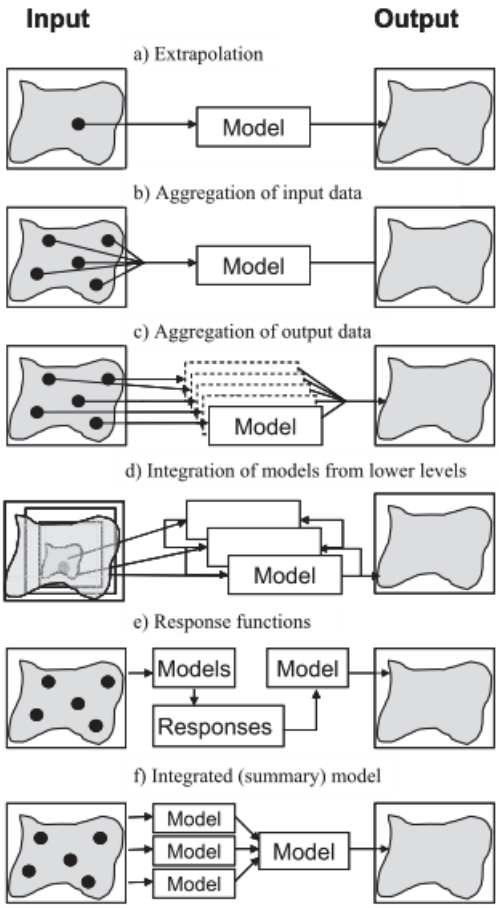


Figure 29 : Types de méthodes pour changer d'échelle d'après Ewert et al, 2006.

La question du changement d'échelle (pris dans le sens restreint d'une question de niveau d'agrégation de l'information) doit être distinguée de celle du changement de support, c'est-à-dire le passage d'une information entre des entités spatiales de taille, forme et orientation différentes (Gotway et Young, 2002). La granularité de l'information peut être considérée comme une généralisation du changement d'échelle qui s'applique sur la dimension spatiale. En effet, la granularité peut être thématique, temporelle et pas seulement spatiale (Bimonte, 2007).

II.3 La gouvernance des programmes d'action intègre-t-elle cette dimension spatiale ?

L'incapacité des politiques à réduire les pesticides ou les nitrates dans les eaux (cf. les condamnations répétées de la France par l'EU, 2013, 2014…) a fait émerger la question de l'implication des acteurs locaux et des usagers. L'Etat a souhaité développer une gestion plus intégrée et participative, dans lesquelles les acteurs du territoire s'approprient les questions environnementales et élaborent des plans d'actions. Ces nouvelles politiques de gestion intégrée nécessitent une démarche fondée sur un processus de gouvernance, qui passe par la concertation et la négociation entre différentes catégories d'acteurs, porteurs d'enjeux de natures différentes, afin d'aboutir collectivement à un compromis concernant la stratégie de gestion à mettre en œuvre (Giordano et al, 2010, Mongruel et al, 2011). Le terme de *gouvernance*, utilisé par la plupart des acteurs de la vie publique, fait sens commun sans toutefois être toujours précisément défini par ses utilisateurs. Le concept renvoie à des champs différents comme la gestion des entreprises, les prises de décisions d'intérêt public, ou encore la gouvernance internationale (Létourneau, 2009 ; Paquet 2009).

La forte dimension territoriale de la gouvernance de l'eau a été soulignée par de nombreux auteurs (Salles et al 2006 ; Roussary et al 2010, 2013 ; Barbier, 2011). L'application de la Directive Cadre sur l'Eau a fait par exemple émerger le concept d'« hydro-territoire » (Barbier et Roussary, 2016).

Le concept de géogouvernance (Dubus et Masson-Vincent, 2010) propose une démarche s'appuyant sur l'utilisation des méthodes et outils de l'analyse spatiale, destinée à rendre intelligible la complexité du territoire, à faire émerger les enjeux spatiaux et à mettre à portée de tous les acteurs une information territoriale pertinente et nécessaire à la mise en œuvre d'une gouvernance territoriale « éclairée ». La définition proposée par Dubus et Masson-Vincent (2010) est la suivante : *« Le concept de géogouvernance repose sur la construction d'une démarche s'appuyant sur l'utilisation des méthodes et outils de l'analyse spatiale, destinée à rendre intelligible la complexité du territoire, à faire émerger les enjeux spatiaux et à mettre à portée de tous les acteurs une information territoriale pertinente et nécessaire à la mise en œuvre d'une gouvernance territoriale « éclairée »».*

L'intégration de l'espace dans les questions de gouvernance des territoires intéresse directement la géographie. Plusieurs auteurs proposent des approches géographiques tournées vers l'action (Perrin, Soulard et al, 2016, Lardon, Tonneau et al, 2008, Lardon et al, 2011, Laurent, 2012) avec le double objectif de produire des connaissances scientifiques et d'élaborer des outils pour accompagner les acteurs du développement. Le territoire est vu comme un niveau privilégié pour la coordination des acteurs locaux et la mise en œuvre du développement durable à l'échelle locale. La gouvernance territoriale, et particulièrement celle des territoires de l'eau intègre la dimension spatiale. En conséquence, les méthodes et outils de l'analyse spatiale et de la modélisation spatiale peuvent

constituer des supports d'aide à la concertation pour guider la planification et traduire les enjeux de développement d'un territoire (Lardon et al, 2001).

III DES POLITIQUES TERRITORIALES PLUS INTEGREES

III.1 Des politiques territoriales plus intégrées mais un « mille-feuille territorial » à l'échelle locale

Dans les années 1990, l'approche par bassin hydrographique et bassin versant apparaît comme une réponse à la complexité territoriale croissante, liée à la décentralisation et à la construction européenne. La territorialisation des politiques sectorielles de l'Etat et leur transfert vers les collectivités locales, en situation de concurrence, sont une étape de la politique de décentralisation (Ghiotti, 2006).

La loi n° 92-3 du 3 janvier 1992 a renforcé celle la première loi sur l'eau de 1964 et a instauré un système de planification globale de la ressource en eau. Six SDAGE (schémas directeurs d'aménagement et de gestion des eaux), correspondant aux grands bassins hydrographiques (dont Adour Garonne), ont été élaborés. Les SDAGE définissent les grandes orientations pour la gestion de la ressource en eau. Les SAGE (schéma d'aménagement et de gestion des eaux) sont une déclinaison locale des SDAGE sur un périmètre plus restreint (exemples des SAGE Boutonne, SAGE Charente).

Face à une multitude de réglementations sur l'eau, le Parlement Européen a adopté, en décembre 2000, la Directive Cadre Européenne sur l'Eau (DCE) avec pour objectif de se substituer aux textes antérieurs, tout en les complétant et en assurant une cohérence globale. En effet la Directive inclut dans son champ l'ensemble des masses d'eau, continentales et marines. Elle fixe trois objectifs principaux :

- Atteindre un bon état des eaux d'ici 2015: le « bon état » tient compte des aspects qualitatifs et quantitatifs des milieux aquatiques, des eaux de surface, des eaux souterraines et des milieux naturels;
- Instaurer une gestion concertée par une participation de l'ensemble des acteurs,
- le principe « pollueur payeur » est renforcé.

Pour la première fois, **il est demandé aux Etats membres une obligation de résultat et pas uniquement de moyens**. L'autre nouveauté de cette directive cadre est de considérer l'impact biologique en sus de l'impact chimique des polluants sur les eaux. Le bassin hydrographique est reconnu comme territoire opérationnel de gestion.

En 2006, la loi sur l'eau et les milieux aquatiques (LEMA, loi n° 2006-1772 du 30 décembre 2006) succède aux deux textes fondateurs relatifs à la gestion de l'eau en France (lois de 1964 et de 1992) et les adapte aux exigences de la DCE, en particulier, l'obligation d'atteindre un bon état des eaux en 2015. La LEMA impose la révision des SDAGE et met en place les Aires d'Alimentation des Captages (AAC) et les Zones Soumises aux Contraintes Environnementales (ZSCE) (article 21). Suite aux lois Grenelle de l'Environnement (2009), 507 captages prioritaires ont été identifiés et soumis au dispositif ZSCE.

En 2010, la loi de Grenelle 2 aborde six chantiers dont un consacré à la préservation de la biodiversité. Ce dernier aborde les questions relatives à l'eau et à l'agriculture. Le plan Ecophyto 2018 en découle. Son objectif est de réduire de 50% l'utilisation des pesticides d'ici 2018. Devant les difficultés de réalisation de ce plan et le constat de son échec à réduire l'utilisation des pesticides, un nouveau plan Ecophyto 2 est lancé en 2015. Il reporte ce même objectif à 2025. Les plans nationaux sont déclinés à l'échelle régionale : pour Ecophyto, dans le cadre des GRAPs (groupe régional d'action contre les pesticides) et dans les plans régionaux santé et environnement pilotés par les agences régionales de santé (ARS).

La contractualisation tend à se généraliser et participe à la territorialisation des politiques de l'eau. La mise en œuvre des programmes d'action autour des captages « Grenelle » répond aux objectifs de l'article 27 de la loi Grenelle 1. Les programmes d'action pour la protection effective des captages identifiés doivent s'appuyer sur les engagements unitaires des mesures agro-environnementales, en particulier, les mesures territorialisées à enjeu eau.

Parallèlement, les politiques agricoles évoluent. Le Règlement du Développement Rural n°1257/99 rend obligatoire la mise en place des mesures agro-environnementales au titre du deuxième pilier de la PAC. L'objectif est de réduire l'impact de l'agriculture sur l'environnement, une préoccupation sociétale croissante selon les enquêtes d'opinion. En France, les mesures Agro-environnementales territorialisées (MAET) instaurées depuis 2007, au titre de la mesure 214-I du Programme de Développement Rural Hexagonal (PDRH), sont conformes au principe de subsidiarité qui permet une définition locale des actions en favorisant la concertation entre les acteurs. Cependant, les évaluations réalisées montrent un taux de réalisation faible et une efficacité environnementale discutée. Les nouvelles MAEC (mesures agro-environnementales et climatiques) constituent désormais un des outils majeurs du second pilier de la PAC pour i/ accompagner le changement de pratiques agricoles afin de réduire des pressions agricoles sur l'environnement identifiées à l'échelle des territoires et ii/ maintenir les pratiques favorables, sources d'aménités environnementales, là où il existe un risque de disparition de ces dernières ou de modification en faveur de pratiques moins respectueuses de l'environnement. Les MAEC sont désormais pilotées par les régions. L'appel à projets agro-environnementaux et climatiques (PAEC) dans le cadre du FEADER vise à accompagner les exploitations agricoles pour

préserver et restaurer les ressources en eau, par la mise en œuvre de MAEC. Le concept d'agro-écologie a été introduit dans la loi d'Avenir de l'agriculture de 2015. Cette loi prend en compte l'évolution sociétale se traduisant par des préoccupations croissantes en matière d'environnement, d'alimentation, de relations entre l'homme et l'animal. La nouvelle organisation territoriale (loi NOTRE, 2015) confère un rôle plus important aux régions dans le pilotage de l'agriculture et du développement rural,

Les politiques publiques dites territoriales visent à la fois un développement plus intégré et plus transversal par rapport aux politiques sectorielles, et un développement défini à l'échelle locale (Frinault, 2006 ; Barthe, 2009). Les politiques publiques imbriquées à des degrés divers sont traduites via des plans d'actions adaptés à des territoires hydrographiques au même titre que les bassins de vie pour l'aménagement et l'urbanisme (SCoT et PLU). Plusieurs niveaux d'intégration sont à prendre en compte :i/ l'intégration entre niveaux de décision et branches sectorielles de la politique de l'eau (eau potable, assainissement…) ii/ l'intégration entre politique de l'eau et politiques d'aménagement (urbanisme, agriculture, tourisme…).

Les politiques territorialisées se veulent plus efficaces et proches de la réalité du terrain. Mais la territorialisation a aussi favorisé l'émergence d'un « millefeuille territorial » -c'est-à-dire une superposition et une articulation complexes de territoires de différentes échelles, aux compétences se chevauchant, auxquelles plusieurs réformes ont tenté et tentent encore de remédier (Duvernoy, 2016). La superposition des périmètres d'actions et des outils applicables complique la tâche des animateurs des programmes d'action compliquée (Goeldner et al, 2016). Nous présentons dans la section suivante un exemple de cet l'empilement de réglementations dans le cas les programmes d'action autour des aires d'alimentation de captage d'eau potable.

III.2 Un exemple de la superposition et de l'enchevêtrement des réglementations : les programmes d'action autour des aires d'alimentation de captage

Les programmes d'action définis et mis en œuvre dans les aires d'alimentation de captages visent prioritairement à restaurer la qualité de la ressource en eau dans toutes ses composantes. Ils se sont développés depuis les années 90, aux niveaux national et régional, pour protéger les captages dont la baisse de qualité a conduit à de nombreuses fermetures. Leur mise en œuvre se raisonne à l'échelle locale de manière intégrée, mais aussi pour tenir compte de la réglementation européenne, nationale et régionale comme évoqué au paragraphe précédent. Ces programmes restent toutefois centrés sur l'enjeu eau et interfèrent peu avec d'autres programmes. La notion d'Aire d'Alimentation et de Captage (AAC) correspond à l'ensemble des surfaces sur lesquelles l'eau, qui s'infiltre ou ruisselle, participe à l'alimentation des ouvrages de prélèvements en eau potable (Figure 30).

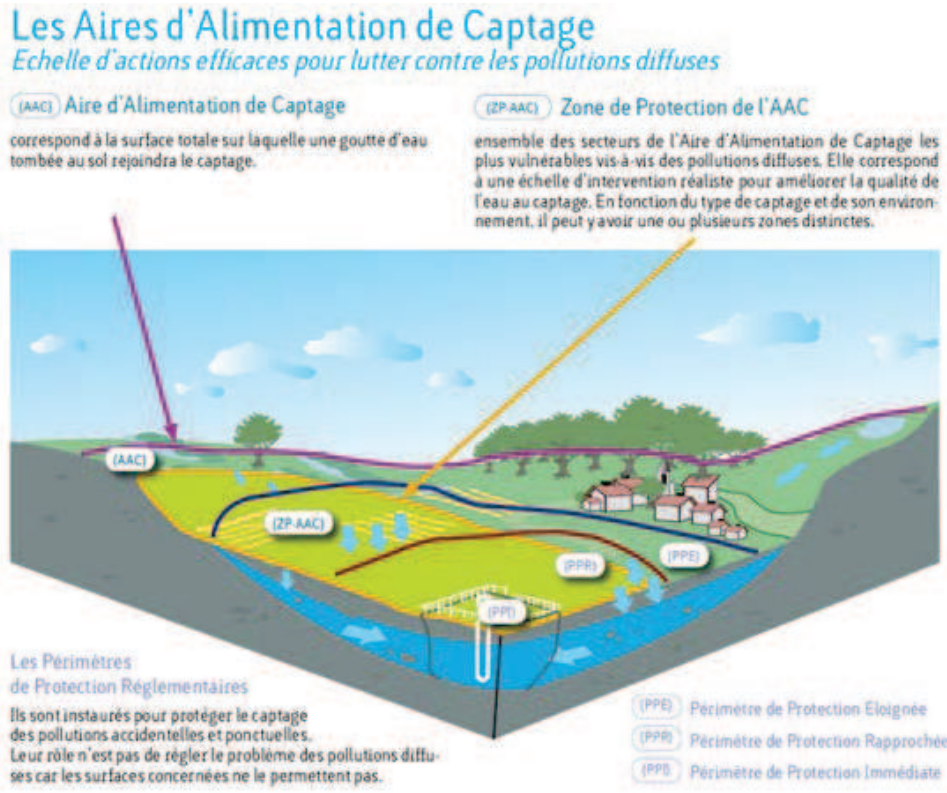


Figure 30 : Représentation schématique d'une aire d'alimentation de captage (Ministère de l'écologie du développement durable et de l'énergie, Ministère de l'agriculture de l'agroalimentaire et de la forêt, 2013

La Figure 31 illustre cette superposition et enchevêtrement de réglementations, issues des différentes échelles. Dans le cas d'un programme d'action autour de la protection de la ressource en eau, citons : i/ l'échelle européenne et réglementaire avec les directives et leurs applications reprises en droit français ; ii/ l'échelle nationale avec des plans nationaux comme Ecophyto 2018, iii/, à l'échelle locale, des outils de planification du bon usage de la ressource en eau (SDAGE et SAGE) ainsi que des démarches de contractualisation spécifiques comme le plan de gestion des étiages dans le bassin de la Charente ou encore les contrats de reconquête de la qualité des captages d'eau potable comme le BAC Coulonge.

En Poitou-Charentes, la démarche ReSources est une démarche régionale spécifique de contractualisation qui a été développée pour la restauration de la qualité de l'eau (Figure 32). La convention ReSources a été établie en Poitou-Charentes sur la période 2007-2013 et renouvelée pour 2015-2020. Elle réunit de nombreux partenaires institutionnels : administrations, élus, syndicats d'eau, associations, coopératives, distribution, représentants de l'agriculture conventionnelle et biologique.

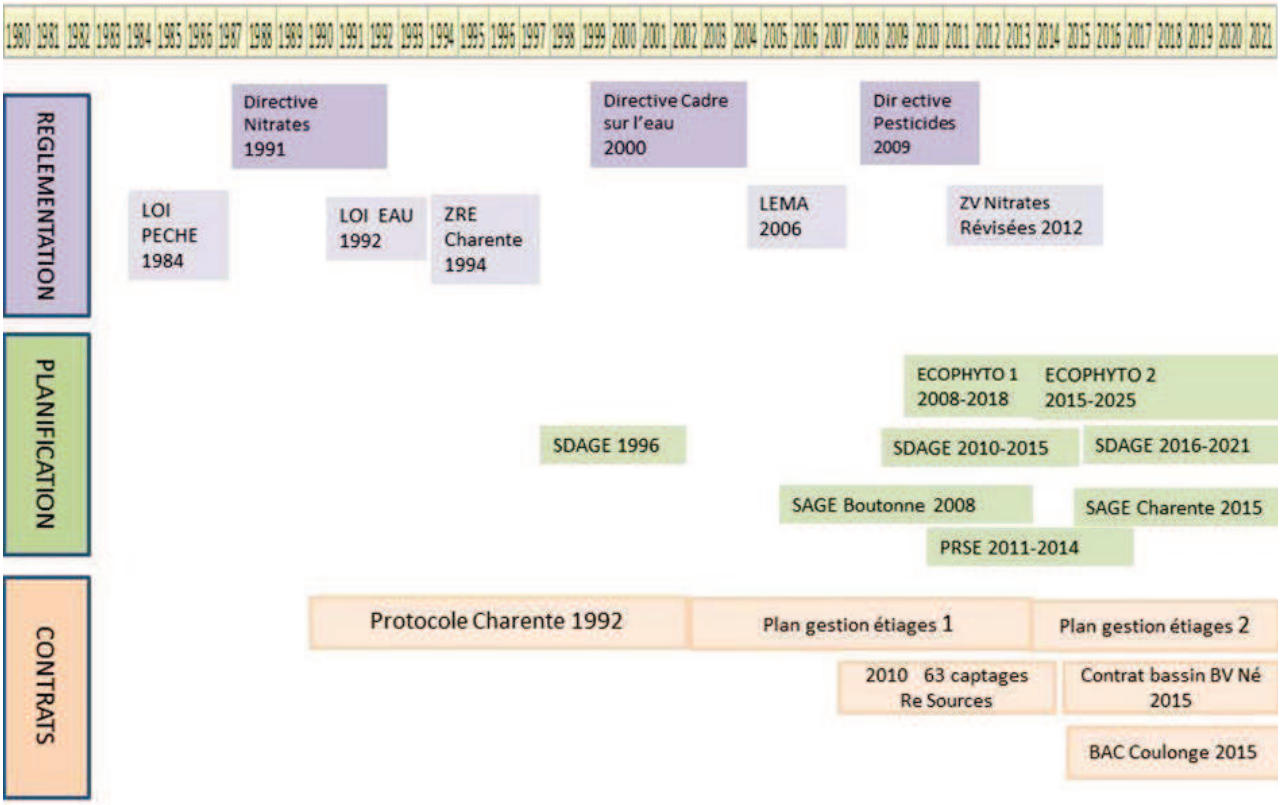


Figure 31 : Réglementations à diverses échelles impactant les programmes agro-environnementaux locaux

Sur 406 captages recensés dans les quatre départements de l'ex-région Poitou-Charentes, 133 sont des captages prioritaires -dont 63 bassins ReSources- et 89 non prioritaires -dont 76 bassins ReSources- (Figure 32). Si l'enjeu principal reste les nitrates, l'enjeu « pesticides » est affiché pour les captages superficiels. 30 à 50 nouveaux bassins pourraient rejoindre le programme d'ici 2020 (nouveaux bassins prioritaires « Grenelle » ou SDAGE).

Le contexte d'application du programme d'action autour du BAC Coulonge St Hippolyte illustre bien la superposition des règlements européens, nationaux et locaux, à savoir : un triple contexte d'application des directives européennes (DCE, directive nitrates, pesticides), d'application de plans nationaux comme Ecophyto 2018 des déclinaisons locales d'application de la DCE comme le SAGE Charente, et enfin de la contractualisation locale comme le programme ReSources. Ce mille-feuille réglementaire et contractuel qui implique à la fois l'Etat et les collectivités territoriales, sans compter les instances gestionnaires de l'eau, justifie l'importance d'une forte dimension participative pour définir et mettre en œuvre des actions de réduction des pollutions.

Figure 32 : Les bassins « ReSources » en Poitou-Charentes (sources : Agence de l'Eau/ cellule ReSources)

IV DIMENSION PARTICIPATIVE ET PROSPECTIVE DES PROGRAMMES D'ACTION

Mathur et Skelcher (2003) identifient trois modèles d'action publique : un modèle hiérarchique avec un contrôle central réalisé par l'État, un modèle reposant sur l'interaction individuelle où le contrôle est laissé au marché, un modèle collaboratif formé par un ensemble de liens multiples et relativement stables entre acteurs (réseau ou partenariat). Les programmes d'action agro-environnementaux entrent dans cette dernière catégorie.

Les programmes d'action visent à faire évoluer les pratiques des agriculteurs et des autres activités impliquées (désherbage urbain, parcs et jardins, etc.) dans un sens plus favorable à l'environnement.

Le changement de pratiques nécessite un processus d'apprentissage étudié par de nombreux chercheurs (Rogers, 2003). Plusieurs étapes sont nécessaires :

- Perception du besoin de changement (ce qui n'est pas toujours évident !),
- Identification des possibilités de changement en fonction des contraintes techniques, environnementales, sociales,
- Tests de solutions potentielles pour adapter et identifier les conditions techniques et économiques de mise en œuvre,
- Elaboration d'un plan d'action.

Toutes ces étapes impliquent également de mobiliser des connaissances, de l'expertise, des quantifications ou simulations de processus qui vont accompagner le processus d'apprentissage et permettre d'aboutir à des décisions plus éclairées.

IV.1 La dimension participative : accompagner les acteurs

Les programmes d'action agro-environnementaux regroupent de nombreux partenaires institutionnels. Par le canal des groupes de travail thématiques, des groupes de pilotage et, des concertations qui ont lieu dans le cadre du programme d'action, tout un réseau d'acteurs est plus ou moins impliqué de plus ou moins près dans l'élaboration du diagnostic puis du programme d'action lui-même. Selon Stocker (1998), «*La gouvernance traduit une interdépendance entre les pouvoirs des institutions associées à l'action collective et fait intervenir des réseaux d'acteurs autonomes »*

La dimension participative des programmes d'action découle, d'une part d'une volonté d'affichage politique mais aussi du besoin de co-production et validation de connaissances dans un processus démocratique. Ces démarches sont proches de celles de recherche-action où la motivation participation des acteurs et des chercheurs à participer tout au long du processus est une condition nécessaire pour que l'apprentissage partagé et l'interaction des savoirs puissent avoir lieu. Des chercheurs en sciences agro-écologiques ou en sciences sociales accompagnent souvent (mais pas systématiquement !) les programmes d'action agro-environnementaux

D'autres auteurs (Petit, Hellec, 2013) proposent d'intégrer dans la dimension participative le principe de « justice environnementale » pour porter un autre regard sur les situations étudiées. Ils rappellent que la « justice environnementale » est un des trois piliers de la convention d'Aarhus[17], aux côtés de l'information et de la participation du public au processus décisionnel. La convention d'Aarhus, ratifiée par la France en 2002, stipule que *« Toute personne a le droit d'être informée, de s'impliquer dans les décisions et d'exercer des recours en matière d'environnement* ». Selon Barataud et al (2013),

17 Adoptée le 25 juin 1998 par la Commission Economique pour l'Europe des Nations Unies (CEE-NU), la convention est entrée en vigueur le 30 octobre 2001. La France a ratifié la Convention d'Aarhus le 8 juillet 2002. Elle est entrée en vigueur le 6 octobre 2002 (loi n° 2002-285 du 28 février 2002 autorisant l'approbation de la Convention d'Aarhus et décret n° 2002-1187 du 12 septembre 2002 portant publication de la Convention d'Aarhus).

la multiplicité des enjeux de qualité de l'eau et leur traitement coordonné au sein des comités locaux de l'eau (CLE) ou d'instances similaires permettent d'évacuer une dissymétrie mal vécue entre les agriculteurs, les autres usagers des territoires de l'eau et les institutions. Sans minorer le poids des activités agricoles à l'origine des pollutions à traiter, ces dispositifs de concertation permettent de penser en termes d'effort contributif et de considérer la totalité des problématiques d'eau présentes sur le territoire,

IV.2 La dimension prospective

La gouvernance par scénarios, a été longtemps réservée à des actions de prospective à long terme, mises en œuvre -par exemple- dans les réflexions sur l'adaptation au changement climatique : *« Les scénarios sont des images diverses du déroulement possible du futur et ils constituent un outil approprié pour analyser comment des forces motrices peuvent influer sur les émissions futures et pour évaluer les incertitudes connexes. Ils aident à analyser l'évolution du climat, notamment sa modélisation et l'évaluation des impacts, l'adaptation et l'atténuation » (Nakicenovic et al 2000)*. Depuis quelques années, la gouvernance par scénarios est plus utilisée dans les politiques locales de l'eau, les SAGE ou les actions de gestion des zones côtières. Elle s'inscrit dans la démarche participative abordée précédemment, qui est la marque des nouvelles politiques de gestion intégrée où l'implication de toutes les parties prenantes d'une action ou d'une politique à mettre en œuvre est recherchée.

L'identification des acteurs est la première phase clé d'une démarche participative de construction et d'évaluation de scénarios (Faure *et al*, 2010; Mathevet *et al*, 2010; Neef *et al*, 2010). Les acteurs concernés devraient être tous ceux qui peuvent soit apporter des connaissances ou une expertise sur le sujet traité, soit être susceptibles d'être impactés par les évolutions des systèmes considérés (Patel *et al*, 2007;Kok *et al*, 2009). Les analyses de réseaux d'acteurs peuvent ainsi contribuer à identifier d'abord les acteurs clés mais aussi ceux qui sont potentiellement impliqués. L'analyse réseau tente de décrire la « qualité » et l'intensité des rapports entre ces différents acteurs, en particulier en identifiant et les rapports de force qui peuvent exister au sein du réseau (Degenne *et al*, 2004).

Cette approche par scénarios est d'autant plus pertinente que le contexte est plus complexe et incertain (Wollenberg, 2000). Ce sont les scénarios agricoles qui sont les plus déterminants pour la réduction des pollutions diffuses. Ces scénarios, trajectoires possibles d'évolution de l'agriculture peuvent combiner : i/ une évolution des conditions climatiques (tenir compte par exemple des scénarios du GIEC déclinés à l'échelle régionale) ii/ une évolution de l'occupation du sol par l'agriculture (augmentation ou diminution de certaines cultures, modifications des rotations) en fonction des systèmes présents et enfin iii/ une évolution des pratiques agricoles qui renvoie à la mise

en œuvre de programmes de mesures. Un exemple typique de scénario environnemental comporte une représentation de la situation initiale et un scénario décrivant les forces motrices et les changements qui façonnent l'image de l'avenir.

La construction des scenarios constituent une tâche en soi. Elle aboutit soit à l'expression d'un consensus entre acteurs soit à un panel de scénarios demandés par différentes catégories d'acteurs. Les approches par scénario intègrent le plus souvent un scénario dit « de référence » qui décrit l'évolution la plus probable basée sur la continuation des tendances constatées actuellement (Claessens et al, 2009 ; Mitchell et al, 2016). En prospective, l'appellation équivalente serait : « **scénario tendanciel** ».

Lorsque les acteurs co-construisent les scénarios, ils ont tendance à privilégier ceux qu'ils perçoivent comme une évolution possible et/ou crédible de leur contexte et de leur activité. Des scénarios plus « extrêmes » ou paroxiques peuvent cependant se révéler très utiles au collectif autour du programme. Ils permettent en effet de mieux appréhender l'importance de tel facteur ou telle activité, ils accentuent les avantages ou les inconvénients de telle politique de développement. Ainsi, tout le monde sait qu'envisager un développement fulgurant de l'agriculture biologique est peu crédible, toutefois que se passe-t-il si 40% ou 50% de la surface agricole passe en système biologique ? Les agriculteurs « bio » comme les agences de l'eau sont intéressées par les impacts potentiels de ce scénario sur la ressource en eau. Ces **scénarios paroxiques** sont également utiles lorsque le programme est soutenu par une démarche de modélisation. Cela permet de « borner » les simulations effectuées, parfois difficiles à discriminer lorsque les alternatives simulées sont trop proches.

IV.3 Des cadres conceptuels pour un partage des représentations et une prise de décision collective

Le partage de représentations est au cœur des processus d'innovation, de création de connaissances nouvelles et de prise de décision stratégique (Peters et Waterman, 1983).

Le terme de **représentation** désigne l'ensemble des éléments cognitifs (savoirs, opinions, croyances, idées...) relatifs à un objet donné. L'idée de l'existence de représentations collectives au sein d'une société a été mise en évidence par Durkheim (1895) puis reprise et élargie à la notion de représentation sociale (Moscovici, 1989 in Jolivet, 1989). Elaborées au cours de processus d'échanges et d'interactions, les représentations sociales orientent la pensée et l'action collective. **Les interactions et les échanges d'informations favorisent le partage de représentations entre tous les acteurs impliqués dans une action collective environnementale.** Je présente ici deux cadres conceptuels utilisés dans la thématique environnementale, le DPSIR (Forces motrices – Pression – Etat - Impact – Réponse) et le MEA (Millenium Ecosystem Assessment) pour les approches par services écosystémiques qui se sont développées plus récemment.

IV.3.1 *Cadre du DPSIR*

L'OCDE préconise dès 1989 une intégration des décisions environnementales dans les politiques et structure ses travaux autour des indicateurs environnementaux en formalisant le cadre conceptuel Pression-État-Réponse (PER) ou Pressure-State-Response (PSR). Si ce modèle PER est utilisé de manière régulière dans de nombreux secteurs d'activités, pour le secteur agricole, l'OCDE a développé **le cadre spécifique DSR** (Driving Forces- State –Response). L'OCDE a établi ce cadre conceptuel pour mettre au point des indicateurs agro-environnementaux susceptibles d'analyser des relations entre activités agricoles et environnement. Ce modèle est construit sur la notion de causalité : il existe un certain nombre de facteurs ou causes agissantes qui induisent des modifications sur l'environnement, qui modifient l'état de l'environnement. La société répond à ces changements en adaptant ses pratiques et sa politique environnementale.

L'OCDE a établi trois objectifs pour le développement d'indicateurs agro-environnementaux afin d'assurer la cohérence entre les politiques agricoles et les politiques de l'environnement : « (i) fournir des informations sur l'état de l'environnement, (ii) aider les décideurs à comprendre les interactions entre agriculture, politique agricole et environnement et (iii) contribuer au suivi et à l'évaluation de l'efficacité des mesures prises pour encourager une agriculture écologiquement viable… » (OCDE, 1999). Au plan opérationnel, l'OCDE propose une liste de 60 indicateurs agro-environnementaux, qui se répartissent en quatre grandes thématiques : (i) l'agriculture et son contexte, (ii) la gestion des exploitations agricoles et l'environnement, (iii) l'utilisation des intrants agricoles et des ressources naturelles et (iv) les répercussions de l'agriculture sur l'environnement.

Le cadre DPSIR (Driving forces – Pressure – State – Impact - Response ou Forces motrices – Pression – Etat - Impact - Réponse) constitue le référentiel conceptuel européen, pour analyser l'intégration de l'environnement dans les politiques agricoles à partir d'indicateurs issus des travaux de l'Agence Européenne de l'Environnement (Smeets et al, 1999).

Le modèle DPSIR (Figure 33) est une adaptation du modèle DSR. Il se distingue du modèle DSR sur deux points : (i) Il introduit d'abord une distinction entre les forces motrices et les pressions qu'elles engendrent sur l'environnement; (ii) Il tient également ensuite compte de la différence entre les modifications de l'état de l'environnement et les impacts générés sur les milieux. La notion de forces motrices est introduite pour distinguer facteurs immédiats, en fin d'une chaîne de causalité, et facteurs de causes premières. Le cadre DPSIR est une adaptation du modèle DSR avec deux types d'indicateurs supplémentaires (indicateurs de forces motrices et indicateurs d'impact).

Les indicateurs de forces motrices (D) mesurent les pressions s'exerçant sur le milieu. Il peut s'agir de variables internes au système (activités : industrie, agriculture, mais aussi population) ou de variables externes comme le changement climatique, la politique agricole commune, les évolutions

technologiques, le commerce international. **Les indicateurs de Pression (P) et d'Etat (E)** sont les mêmes que ceux présentés dans le cadre DSR. **Les indicateurs d'Impact (I)** caractérisent les effets finaux causés par les changements d'état. Les indicateurs d'impact peuvent être des bio-indicateurs comme les indices diatomiques ou des indicateurs de pression fondés sur les émissions. Les **indicateurs de Réponse (R)** mesurent les différentes actions correctives entreprises pour corriger les impacts. Ces corrections peuvent s'exercer à différents niveaux sur les forces motrices, les pressions ou sur l'état.

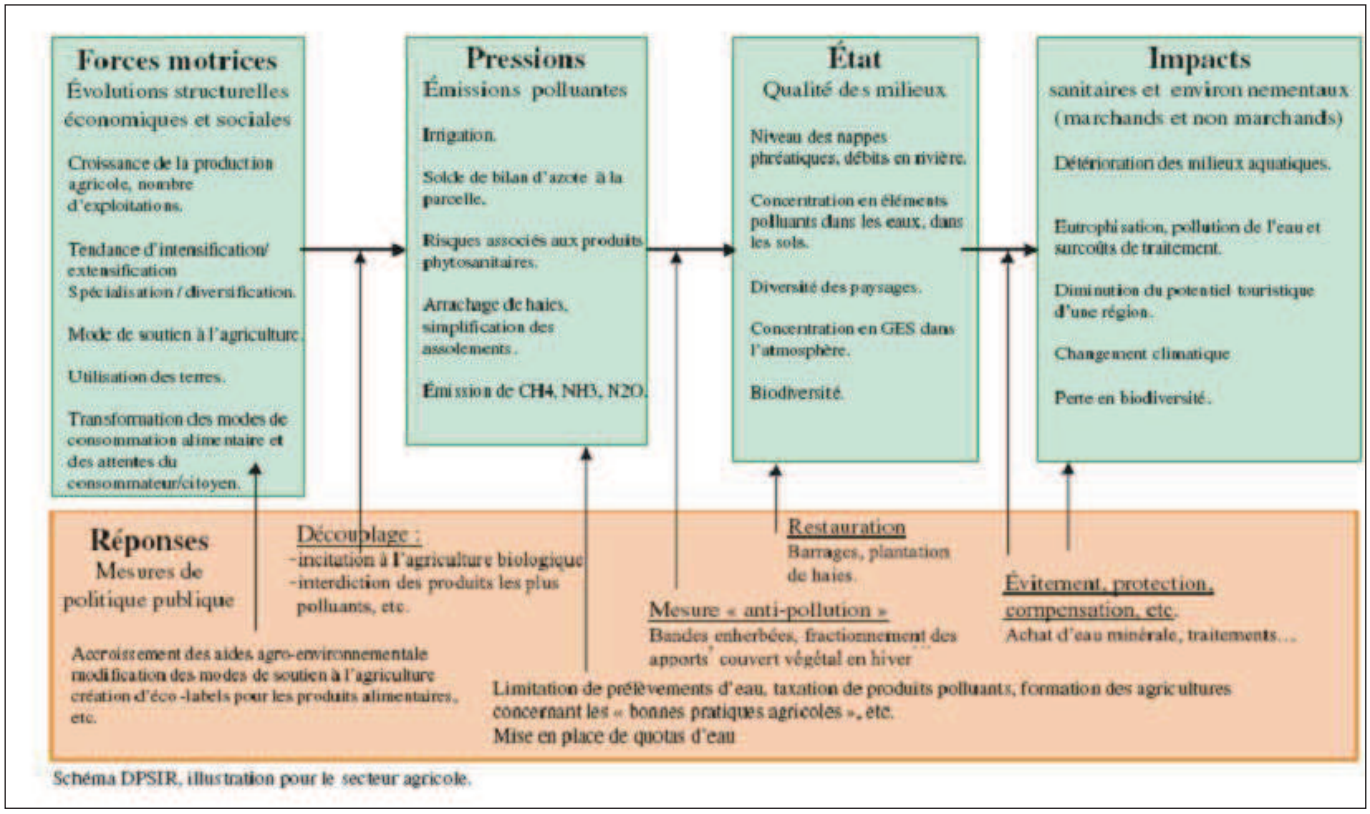


Schéma DPSIR, illustration pour le secteur agricole.

Figure 33 : Cadre DPSIR pour l'agriculture (source Jensen et Bach 2005)

IV.3.2 *Le cadre du MEA (Millenium Ecosystem Assessment) : une approche par les services écosystémiques*

La Direction de l'eau et de la biodiversité du Ministère de l'Écologie, de l'Énergie, du Développement durable et de la Mer (MEEDDM) a lancé en septembre 2008 une démarche d'évaluation nationale de l'état des écosystèmes en France et des services qu'ils rendent, en s'appuyant sur le cadre conceptuel du MEA. L'objectif de l'étude était de proposer une méthode de mesure de la contribution des écosystèmes au bien-être humain, sous la forme de services rendus. Il s'agit, d'une part, de procéder à une identification, une typologie et une description des services rendus par les écosystèmes en France et, d'autre part, de mobiliser les indicateurs nécessaires pour qualifier et quantifier les services

écosystémiques. Selon Levrel et al (2010), la prise en compte des indicateurs de services écologiques est un point crucial. Le cadre logique à utiliser pourrait être celui de l'évaluation des écosystèmes pour le millénaire (Figure 34).

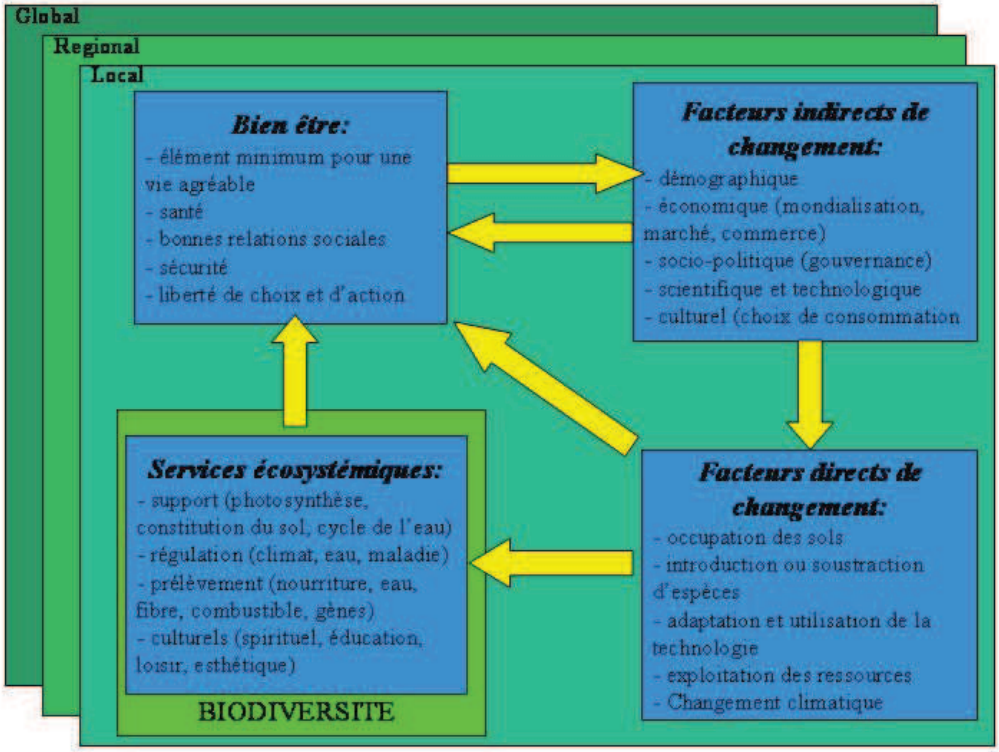


Figure 34 : Cadre conceptuel de l'évaluation des écosystèmes pour le millénaire. (Levrel et al, 2010)

Les services écosystémiques sont regroupés en quatre grandes catégories (Deldreve et al, 2011). :

- ***Les services de prélèvement*** qui correspondent en général à des produits tangibles et matériels, dont une bonne part est marchande (nourriture, matériau, eau, …). Les bénéfices sont souvent directs ;
- ***les services de régulation*****,** qui se réfèrent aux bénéfices issus de l'existence (et du bon fonctionnement) de certains processus de régulation ou d'épuration. Ces bénéfices sont directs et indirects. Les effets sur la vie humaine sont parfois déterminants (lutte contre les tempêtes, les maladies…) ;
- ***les services socio-culturels*****,** qui participent à l'épanouissement psychologique et spirituel et à la construction des relations sociales. Ces services sont généralement intangibles et très souvent non marchands ;
- ***les services d'auto-entretien,*** qui ne font pas l'objet d'une utilisation (directe ou indirecte) par les individus mais leur existence est indispensable au maintien des services précédents. Ils renvoient en général à des processus écologiques fondamentaux (tels que la pollinisation des plantes) et sont souvent appréciés à travers la qualité des trois autres types.

Le cadre conceptuel du MEA a pu être testé dans un contexte agro-environnemental en liaison avec un groupe d'acteurs locaux pour un enjeu eau/ pesticides (Figure 35) (Deldreve et al, 2013). J'ai constaté que ce cadre était facilement approprié par le groupe d'acteurs institutionnels dans la mesure où leur « background » scientifique (ingénieur, scientifique) était important. L'absence de l'écosystème en tant que tel dans ce cadre conceptuel a été soulignée par les acteurs. La quantification des différents flux –requise dans cette approche- s'est révélée délicate car elle fait appel à des processus complexes.

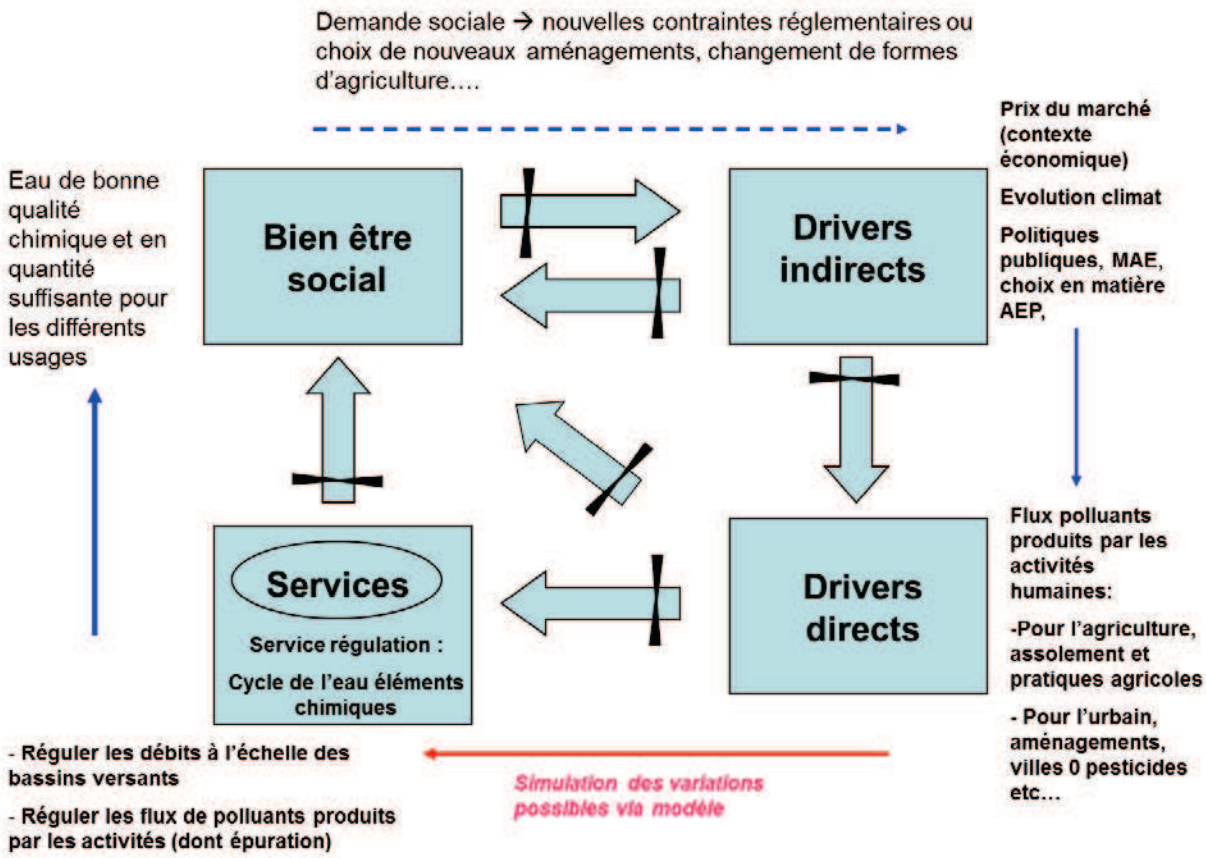


Figure 35 : Utilisation du cadre du MEA dans un contexte agro-environnemental (Vernier et Bordenave, 2010)

L'utilisation d'un cadre conceptuel peut toutefois aider à la mobilisation des acteurs pour se représenter le territoire d'action, son état actuel et les interdépendances des activités et des milieux. L'utilisation de ces cadres, qu'il s'agisse de DPSIR ou du MEA, demande une certaine quantification, ou a minima, qualification de l'intensité des phénomènes ou processus. Dans tous les cas, on peut souligner le besoin de mesure pour analyser et affiner la représentation du territoire d'action et caractériser tant le point de départ (situation actuelle) que l'évolution du système territoire tout au long de la durée de vie du programme d'action.

RESUME DU CHAPITRE 2

Concilier production agricole et respect de l'environnement nécessite des politiques territoriales efficaces et participatives, qui sachent tenir compte également de la dimension prospective pour explorer les pistes d'évolution des activités humaines et de leurs conséquences en termes environnementaux. Le territoire d'action agro-environnemental peut être donc vu comme un espace localisé aux contours géographiques mobiles approprié et aménagé. C'est aussi un espace de représentations sociales, avec des acteurs organisés en réseaux. Le territoire social négocié et approprié par les acteurs inclut l'espace des processus hydrologiques, mais aussi l'espace des pratiques agricoles. Ses frontières sont mobiles. La dynamique du territoire d'action a une dimension à la fois spatiale et temporelle, il. Le territoire peut évoluer dans le temps, dans ses frontières géographiques et/ou sociales.

La gouvernance par scénarios tend à se développer dans les politiques locales de l'eau. Elle s'inscrit dans une démarche participative qui est la marque des nouvelles politiques de gestion intégrée où l'implication de toutes les parties prenantes d'une action ou d'une politique à mettre en œuvre est recherchée. Les cadres conceptuels comme le DPSIR ou le MEA peuvent mobiliser les acteurs pour construire une représentation partagée du territoire d'action. Mais un apport de mesure, de quantification des enjeux et des processus auxquels ils sont confrontés est indispensable pour accompagner les acteurs locaux. Les outils de mesure mobilisés doivent pouvoir s'accommoder des échelles et des niveaux d'organisation variés et de diverses natures.

Chapitre 3. Le besoin de mesure pour l'accompagnement des programmes d'action

La conception et la mise en œuvre des mesures constituant un programme d'action agro-environnemental, dans un territoire à enjeu eau-pesticides, nécessite de connaitre et de quantifier les processus de génération et de propagation des pollutions diffuses par les pesticides. Le réseau d'acteurs mobilisé autour de ce programme doit donc partager en premier lieu une représentation de l'état actuel du territoire, dans ses dimensions anthropiques et écologiques, puis élaborer des stratégies d'évolution de ce territoire. La co-construction et la dimension collaborative dans les programmes d'action suppose la conception d'un référentiel commun (Rey Valette et al, 2006). Selon Peters et Waterman (2003) le partage de représentations est au cœur des processus d'innovation, de création de connaissances nouvelles et de prise de décision stratégique. Il s'en suit un besoin de mesure, de quantification des processus en jeu sur le territoire d'action. Ce besoin de mesures peut être comblé en partie en faisant appel à de l'expertise et de la connaissance locales, mais aussi dans un souci de quantification en faisant appel à des indicateurs environnementaux ou des modèles de simulation des processus, écologiques ou économiques.

I UN BESOIN DE MESURE EN SUPPORT AUX PROGRAMMES D'ACTION

Les chapitres précédents ont permis de souligner le caractère complexe et multidimensionnel de l'espace des transferts et des pratiques, et plus globalement du territoire d'action, vu comme un éco-socio-système. La mise en œuvre d'indicateurs ou de modèles se veut représenter de manière simplifiée et quantifiable ces phénomènes complexes en jeu. Cette mise en œuvre se heurte toutefois à plusieurs difficultés. La première est **l'hétérogénéité** : la réalité est rarement homogène, qu'il s'agisse des caractéristiques du sol ou des quantités de pesticide appliquées sur les parcelles. La seconde est la **multidimensionnalité** : chaque objet est multidimensionnel et une mesure de cet objet peut être trop simple ou réductrice, voire impossible. **Tout n'est pas quantifiable.** Une autre difficulté est le

caractère aléatoire ou le non déterminisme des phénomènes étudiés. Enfin, **l'imprécision** des instruments de mesure ou tout simplement, l'absence de protocole utilisable est une difficulté qui est particulièrement présente pour la thématique des pesticides.

En ce qui concerne la modélisation, l'indisponibilité de certains paramètres ou de séries de données ne permettent pas d'envisager un calibrage et un calage satisfaisant des modèles de simulation des transferts, ce qui interroge sur la fiabilité des résultats produits, dont la nature est à bien préciser.

D'une manière plus générale, plus les systèmes sont complexes et plus l'imprécision est grande. On trouve rarement des coupures brusques dans l'espace, le passage entre états se fait graduellement avec des zones de transition plus ou moins étendues (Claval, 1975). On ne passe pas, par exemple, brutalement d'un type de sol à un autre. Dans un espace continu, il est arbitraire d'imposer une frontière précise d'autant plus que similitude et différence s'expriment ici par l'intensité et non la nature (C Ponsard 1977, Leung 1988). **La gestion des frontières est délicate.** En réalité, les lieux proches de la frontière appartiennent plus ou moins aux régions qu'ils séparent. Les zones frontalières sont souvent plus solidaires entre elles, par exemple, qu'elles le sont avec les autres régions des pays auxquels elles appartiennent formellement.

La quantification de la pression et des transferts de pesticides sur un territoire d'action est donc confrontée à plusieurs problèmes. Ce sont notamment :

- Le caractère imparfait des zonages ou des typologies utilisé, avec une logique de frontière,
- Le degré de précision de la mesure ou de la modélisation, qui est lié aux outils et méthodes. Néanmoins, ceux-ci ne cessent de s'améliorer,
- Le choix des indicateurs appropriés. ce qui pose le problème de l'adéquation,
- Tout ce qui relève du social et du qualitatif, avec dans ce cas le recours possible à des études socio-économiques ou à de l'expertise.

II DES INDICATEURS DANS LES PROGRAMMES D'ACTION AGRO-ENVIRONNEMENTAUX

Les indicateurs sont couramment utilisés dans les programmes d'action agro-environnementaux. Ils sont considérés comme un moyen d'estimer ou de quantifier des phénomènes complexes ou des comportements de pratiques par exemple et sont vus comme un moyen « d'objectiver » et de suivre dans le temps l'efficacité des mesures mises en œuvre. Ils apparaissent également comme un recours par rapport à des processus de modélisation plus complexes et plus difficiles à mettre en œuvre sans une structure technico-scientifique de soutien.

II.1 Concept d'indicateur

De très nombreuses définitions de l'indicateur existent dans la littérature. Elles sont centrées soit sur les leurs caractéristiques, soit sur les objectifs qui lui leur sont assignés, comme par exemple :

- Faciliter l'interprétation et le jugement au sujet d'une situation (Kerr, 1990),
- Présenter, révéler ou prescrire, mieux comprendre des situations qu'il est difficile d'évaluer directement (Adriaanse, 1993),
- Fournir une information sur d'autres variables plus difficile d'accès pour prendre une décision (Riley, 2001, Geniaux et al, 2005),
- Réduire la quantité et la complexité des informations (Donnelly et al, 2007).

De fait, chaque institution ou auteur recourt à sa propre définition, elle-même fonction des objectifs pour lesquels l'indicateur a été développé. Cherqui (2005) met en avant certaines caractéristiques invariantes d'un indicateur : signal ou état ou changement, modèle qui simplifie un sujet complexe, interprétation empirique et indirecte rendant compte d'une réalité non observable. L'indicateur correspond à la traduction de concepts théoriques (abstraits) en variables observables, traduction indispensable pour soumettre les hypothèses scientifiques impliquant de tels concepts à la vérification empirique (Boulanger, 2005).

Certains auteurs (Rey-Valette et al, 2006) considèrent qu'il existe une demande sociale d'indicateurs à laquelle les scientifiques tentent de répondre en proposant une offre. L'indicateur nait d'une confrontation entre offre et demande, confrontation qui est loin d'être évidente. Différentes trajectoires méthodes sont possibles : la co-construction, l'approche participative, la recherche-action. L'indicateur peut être issu d'un consensus ou d'une coordination entre offre et demande, « Quelle que soit l'origine, il importe finalement peu que l'indicateur ait été identifié par une composante ou l'autre, ce qui parait important est qu'il ait pu être généré dans un contexte favorable à son développement ultérieur ». Une fois ce processus amorcé, l'indicateur (ou son idée) va ou non être approprié par un public donné.

Dans le cadre de nos travaux, nous retenons comme définition celle de Mitchell et al (1995) : ***« Un indicateur est une représentation simplifiée (qui fournit une information) d'un système complexe. Il peut aussi être défini comme une donnée quantitative qui permet de caractériser une situation évolutive, une action ou les conséquences d'une action, de façon à les évaluer et à les comparer à différentes dates »***, et également la définition donnée par Rey-Valette et al (2006) : **« *L'indicateur est issu d'un consensus ou d'une coordination entre offre et demande* ».**

II.2 De l'indicateur à l'indice

Un indicateur ne suffit pas toujours à représenter toutes les dimensions d'une question ou d'un processus. L'indice est censé être agrégé et synthétique. Boulanger (2005) présente de façon structurée les différentes étapes de la traduction de concepts en indices (Figure 36).

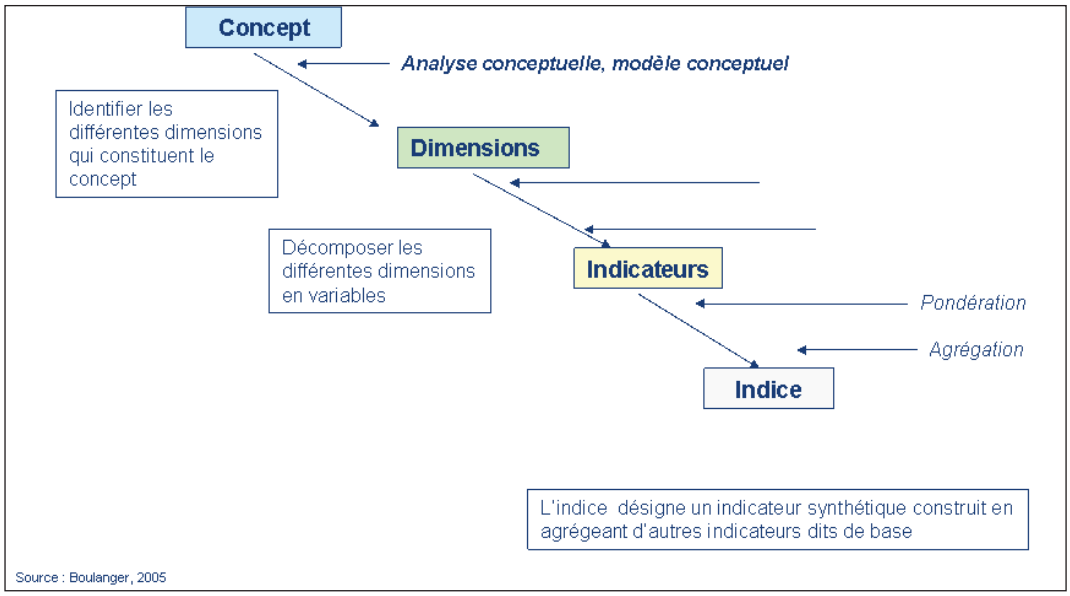


Figure 36 : Du concept à l'indicateur et à l'indice (Boulanger, 2005)

Un indice est sans unité. Selon Voltz et al (2005), *« Il donne par agrégation de données ou d'indicateurs hétérogènes une approche résumée et simplifiée de systèmes complexes. Il intègre différents intérêts ou points de vue pour informer de manière simple »*. L'agrégation de plusieurs indicateurs ayant des unités de mesure différentes aboutit à un ou plusieurs indices et fait disparaître les unités de mesure (Figure 37).

Les différents termes - donnée, descripteur, indicateur et indice - se distinguent par leur niveau de structuration de l'information. Maurizi et al (2002), Voltz et al (2005) rappellent qu'il importe de distinguer : i) les données brutes : souvent issues de bases de données officielles, de réseaux de mesures ou d'essais, qui donnent une information élémentaire, ii) le descripteur qui facilite l'accès à une information qualifiée, sans objectif de communication (exemple : dose, date et forme des apports d'engrais minéraux), ii) l'indicateur qui donne une information liée à la caractérisation d'un phénomène.

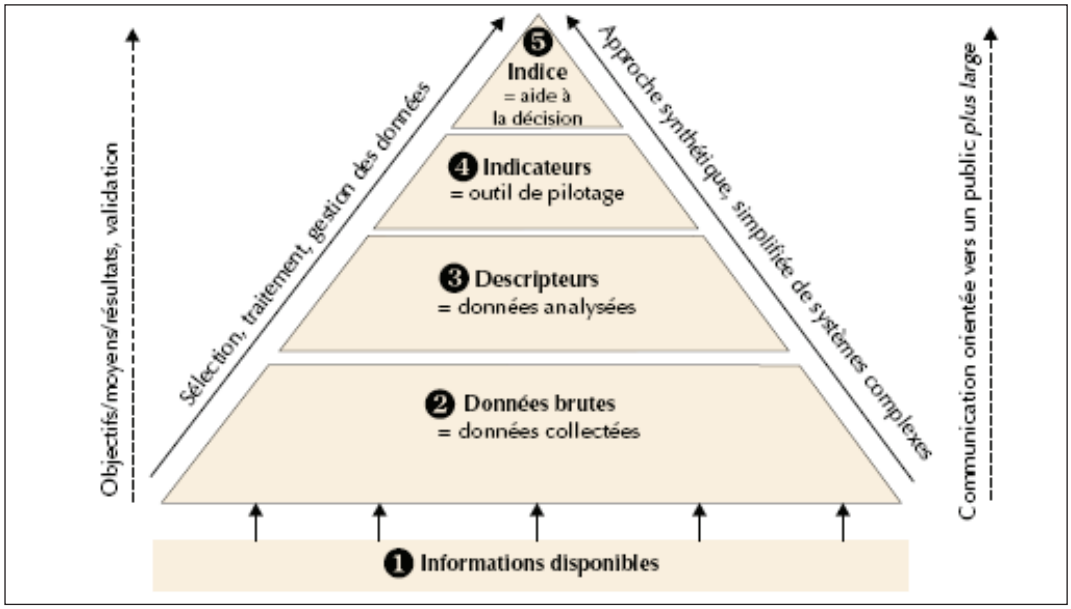


Figure 37 : Pyramide de l'information (source : Maurizi et al 2002)

Le lien entre ces différents concepts peut se représenter à l'aide d'une pyramide d'information (Figure 37) qui structure les différents niveaux d'agrégation et de synthèse de l'information. La base de la pyramide est composée de nombreuses données peu agrégées. Elles permettent de construire une information de plus en plus synthétique de la situation et de l'évolution d'un système pour aboutir, au final et si besoin, à l'indice.

Toute la difficulté méthodologique réside dans la transition entre chaque étage de la pyramide de l'information et dans les différents modes de construction des indicateurs (pondération et agrégation des variables). L'agrégation consiste à utiliser des méthodes mathématiques simples ou complexes pour pondérer plusieurs indicateurs en indice. Les composantes de l'indice sont nuancées par cette pondération.

L'indice veut représenter un ensemble de dimensions. Mais, à force d'agrégation, on « perd le fil » de ce qui peut expliquer la variation de l'indice dans les évolutions des différentes composantes.

Certains auteurs soulignent la difficulté d'aboutir à des indicateurs simples et agrégés en matière de développement durable (Boulanger 2004). L'indicateur est élaboré en vue du pilotage, de l'évaluation et de la communication sur une action menée. Toutefois, « *il peut rarement rendre compte de tous les aspects d'un phénomène ou d'une action. Il est nécessaire de constituer un ensemble d'indicateurs pour décrire plus exactement la situation* » (Voltz et al, 2005). Il faut dans ce cas faire appel à un ensemble d'indicateurs plus à même de refléter cette complexité et on parle alors de systèmes d'indicateurs.

II.3 Système d'indicateurs

La question des systèmes d'indicateurs a été abordée pour les indicateurs de développement durable qui mesurent les trois dimensions classiques : environnementale, économique et sociale. Le résultat est généralement un tableau de bord d'indicateurs économiques, sociaux et environnementaux. Ces indicateurs ne sont pas agrégés en un indice synthétique puisque, par définition, c'est l'équilibre entre les piliers qui est examiné. Cette démarche n'est pourtant pas incompatible avec l'utilisation d'indices synthétiques sectoriels, comme le PIB dans le domaine économique.

Ainsi, en lien avec la loi de programmation du Grenelle de l'environnement, la stratégie nationale de développement durable (SNDD) inclut tout un ensemble d'indicateurs. Le Ministère de l'Ecologie a défini 10 indicateurs clés pour décrire la situation de l'environnement en France face aux principaux enjeux : la qualité de l'air et des eaux, l'évolution de la biodiversité, les émissions de gaz à effet de serre, la production de déchets ou encore l'emploi environnemental. Leur présentation se fait par thème et sans synthèse.

La notion de méta-indicateur apparait dans la directive-cadre « stratégie pour le milieu marin ». Descripteurs, critères et méta-indicateurs liés au thème de la biodiversité, ont été proposés en 2010 par les groupes de travail de la directive-cadre « stratégie pour le milieu marin » (Directive 2008/56/CE). Par exemple, les indices multi-métriques évaluent l'état des communautés benthiques. Levrel et al (2010) proposent une revue des indicateurs de biodiversité existants pour le milieu marin et cherchent à identifier leurs cadres conceptuels d'interprétation. Ce travail souligne d'abord la diversité des cadres conceptuels utilisés. Par ailleurs, les auteurs notent la difficulté de renseigner ces indicateurs, en particulier de décrire les interactions entre l'évolution de la biodiversité, les pressions dues aux usages et l'impact qui peut en résulter sur le bien-être humain. Ainsi, Valentin (2000) et Van Buuren (2003) soulignent la difficulté d'aboutir à des indicateurs simples et agrégés en matière de développement durable pour les zones côtières.

La question des systèmes d'indicateurs renvoie à la question des méthodes d'agrégation de l'information (statistiques-analyse de données) et des méthodes d'analyse multidimensionnelle. Pour Bouni (1998), il est nécessaire de privilégier des méthodes procédurales et itératives fondées sur la demande d'indicateurs car *«les utilisateurs potentiels de ces outils d'information sont bien souvent dans l'ignorance de ce que peut leur apporter un suivi sur des thématiques qui ne leur sont pas forcément familières »*. La demande ne s'exprime pas toujours naturellement et la procédure de construction doit prévoir une phase de sollicitation afin de faciliter la transformation d'un besoin sous-jacent en une demande explicite. Masson et al (2011) défendent l'importance pour les autorités publiques de privilégier des relations basées sur le partenariat entre acteurs.

II.4 Indicateurs et échelles géographiques

La qualité principale d'un indicateur est sa capacité à rendre compte de manière synthétique d'un phénomène complexe. Indicateurs et objets géographiques sont étroitement liés : c'est la qualité géographique de l'objet qui est la première condition de la qualité géographique de l'indicateur (Maby, 2003, Vernier, 2007).

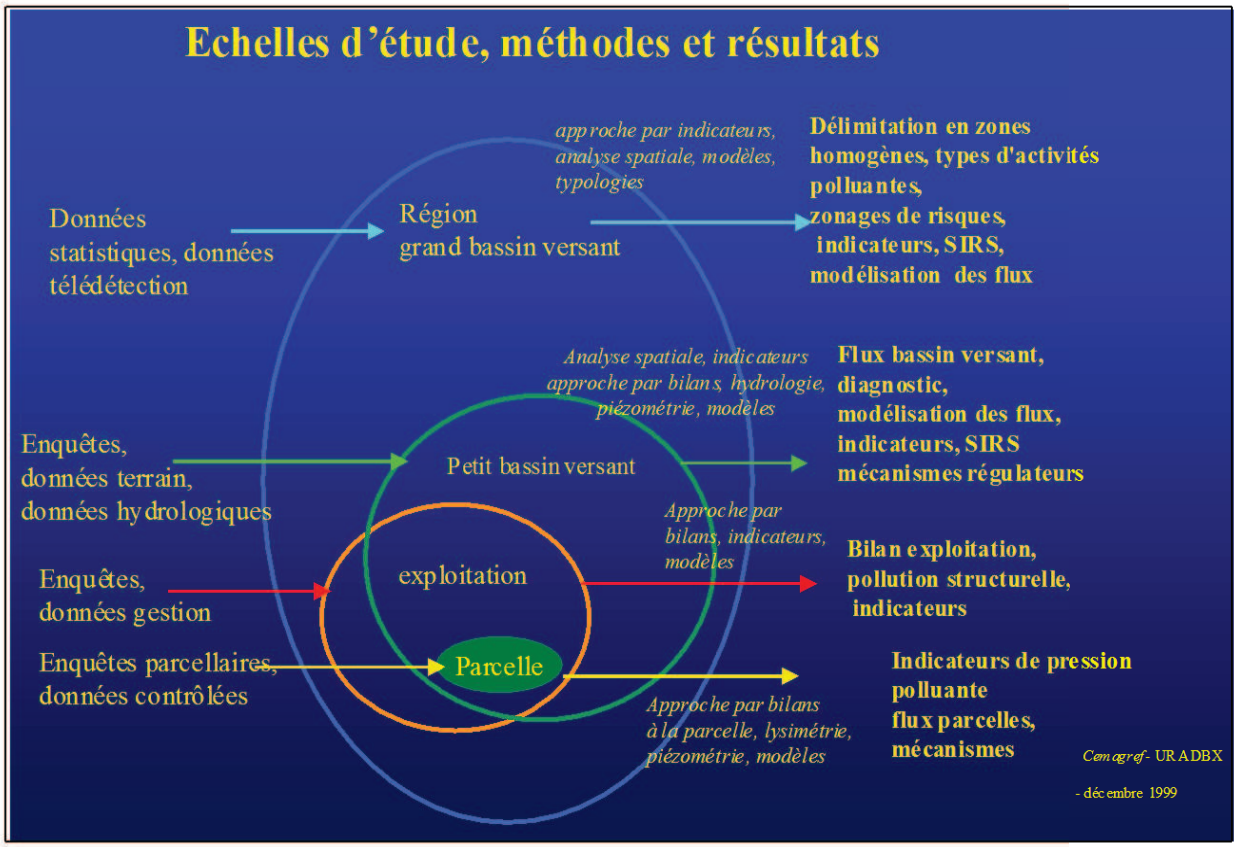


Figure 38 : Echelles et méthodes en agro-environnement (Vernier, 2007).

La question du changement d'échelle géographique et de l'agrégation-désagrégation des données se pose inévitablement dans la construction d'indicateurs, de même que l'impact du choix du découpage spatial sur les résultats d'analyse de certaines variables (« Modifiable Areal Unit Problem » - Fortheringham et Wong, 1991 ; Nakaya, 2000). Selon Riley (2001), le choix du découpage spatial impacte deux volets : celui des données (transcription des indicateurs) et celui des processus. Selon Sanders (2001), **l'analyse des découpages spatiaux incompatibles impose généralement de travailler à un niveau d'échelle commun soit par agrégation à un niveau supérieur englobant les deux espaces initiaux, soit par désagrégation à un niveau inclus dans les deux espaces**. La démarche à envisager intègre à la fois l'agrégation et la désagrégation : la désagrégation des données à un niveau inférieur est suivie d'une démarche agrégative permettant de reconstituer l'information au

niveau le plus pertinent. Cette méthode repose sur la création d'une nouvelle partition constituée d'unités élémentaires incluses dans les deux espaces intersectés.

L'évaluation des politiques agro-environnementales requiert des outils spécifiques (modèles ou indicateurs) capables, d'une part, de prendre en compte des données écologiques et sociales et d'autre part, d'appréhender la complexité de l'emboîtement ou du recouvrement des différents niveaux d'organisation impliqués (Figure 38). L'indicateur est lié à une échelle géographique, en fonction de sa méthode de conception. Le domaine de validité de l'indicateur, son adéquation par rapport aux phénomènes ou processus qu'il veut représenter posent alors le problème de la validation. Comment s'assurer, plus généralement, de cette validité ? Comment valider les indicateurs ?

II.5 Validation des indicateurs

Le foisonnement d'indicateurs dans le domaine environnemental pose pour le futur utilisateur la question de leur domaine de validité, du choix de l'indicateur le plus adapté à sa problématique et également sa fiabilité d'utilisation. Des plateformes, comme Plage[18],[19] (Surleau-Chambenoit et al, 2013) pour les méthodes d'évaluation ou Guide[20] (Keichinger et al, 2013) pour les indicateurs à enjeu pesticides et de qualité de l'eau, ont été développées ces dernières années. Elles listent les indicateurs disponibles et leurs principales caractéristiques et orientent les utilisateurs potentiels vers les indicateurs susceptibles de répondre le mieux à leur question, en fonction des échelles et des enjeux. Toutefois, ce foisonnement d'indicateurs n'est pas « linéaire » selon les échelles et les enjeux. Ainsi, le choix est beaucoup plus vaste à l'échelle parcellaire qu'à l'échelle territoriale.

Dans le domaine agro-environnemental, la démarche de construction d'un indicateur agro-environnemental en cinq étapes a été formalisée par Mitchell et al (1995) et Girardin et al (1999). Ces étapes sont les suivantes : i) la définition d'objectifs, ii) le choix d'hypothèses et de variables motrices, iii) la création d'indicateurs associés, iv) la détermination de seuil de références ou le choix de normes, v) la validation à partir de tests (tests de sensibilité, de probabilité et d'usage).

Le développement de l'indicateur reste un compromis entre la qualité et la fiabilité de l'information disponible, l'état de la connaissance scientifique du moment et les exigences des utilisateurs quant à la concision et simplicité d'emploi.

Pour être utile à la décision, la valeur absolue d'un indicateur doit être comparée à une valeur de référence. L'indicateur peut caractériser une évolution ou un état par rapport à cette référence, ce

18 www.plage-evaluation.fr

19 Plage est actuellement hébergée sur le site du RMT Erytage

20 www.plage-evaluation.fr/guide

qui permet de faciliter l'interprétation des résultats. Lütz et Felici (2009) proposent le concept d'Environmental Minimum Requirements (EMR) ou exigences environnementales minimales. Elles correspondent à des valeurs simples ou à une combinaison de valeurs d'un indicateur d'état dont l'objectif est de rendre compte de la contribution positive ou négative des processus écologiques aux fonctions environnementales. Pour les indicateurs environnementaux, la connaissance de la relation entre valeur de l'indicateur et données mesurées n'est pas facile en raison de la complexité des processus et des jeux de données disponibles. Des projets comme IEPAP (Zahm et al, 2015) ont montré la difficulté de confronter valeurs des indicateurs et données observées ou simulées sur les flux de pesticides. Enfin, la valeur prédictive d'un jeu d'indicateurs pour un enjeu donné est assez rare, comme le montre le projet EQUIPE (Bosckstaller et al, 2012).

La validation des indicateurs peut donc s'effectuer de différentes manières, à savoir : i) par les pairs académiques, ii) par confrontation des sorties avec des valeurs de référence puis et, in fine, iii) par les usagers eux-mêmes dans une utilisation opérationnelle (Bouleau et al 2009). L'utilisateur final, gestionnaire ou agriculteur, peut se trouver désarçonné s'il est confronté à des tendances contradictoires données par plusieurs indicateurs. Ces tendances contradictoires sont dues à la construction même de ces indicateurs, qui ne tiennent pas compte des mêmes paramètres. Il y a donc un enjeu de lisibilité de l'indicateur : à quoi il peut-il servir, à quelle échelle, pour quel enjeu et en tenant compte de quels processus ?

La validation par l'usage peut être problématique. Bouleau et al (2009) soulignent cette difficulté :

« Beaucoup de ces indicateurs ne sont pas utilisés. Ils n'ont pas emporté la conviction d'une coalition plaidante capable de modifier le contexte réglementaire et d'instituer l'indicateur comme outil de mesure en routine. Ceux qui ont réussi cette étape sont devenus des indicateurs managériaux. ».
Plusieurs auteurs soulignent que l'information produite dans les plateformes comme Plage ou Guide doit s'ouvrir à d'autres enjeux, être plus qualitative et intégrer les retours des utilisateurs, sans négliger la question cruciale de l'accès aux données nécessaires pour calculer les indicateurs (Bouleau et al, 2009, Bockstaller et al, 2013).

Dans la section suivante, nous abordons les indicateurs qui sont ou qui pourraient être mobilisés dans les programmes d'action à enjeu eau-pesticides.

II.6 Les indicateurs dans les programmes d'action « pesticides »

Plusieurs types d'indicateurs sont mobilisés dans le cadre de ces programmes d'action centrés sur les pesticides. Ce sont :

- *les indicateurs d'état* (de la qualité de l'eau par exemple). En effet, il faut un point de référence pour que le suivi par rapport aux objectifs avancés soit possible. Ces indicateurs d'état peuvent être issus soit du traitement des données de monitoring, soit de modèles de

simulation des transferts de pesticides. Dans ce dernier cas, les concentrations simulées remplacent alors les concentrations observées (cf. chapitre 1),

- *les indicateurs administratifs* (combien de contrats, d'agriculteurs, de contrôles de matériel, de budget dépensé, de bilans etc.). Ces indicateurs sont demandés aux animateurs de programme, qui ont souvent des difficultés à traiter et synthétiser l'information nécessaire pour leur affecter une valeur,
- *les indicateurs institutionnels* comme l'IFT (indicateur de fréquence de traitement) qui a pour objectif d'évaluer l'intensité des pratiques agricoles,
- *les indicateurs qui cherchent à combiner pression exercée et vulnérabilité du milieu*. Malgré leur fort intérêt potentiel, ils restent du domaine de la recherche, surtout à l'échelle territoriale.

La plupart de ces indicateurs traitent des liens entre pollutions diffuses générées sur un territoire et activités agricoles. Les pollutions diffuses comme les transferts de pesticides sont particulièrement difficiles à évaluer, comme nous l'avons vu dans les chapitres précédents, car des transferts importants, liés aux évènements pluvieux, peuvent intervenir sur des périodes très limitées (crues, pluie intensive..). Les diagnostics réalisés à l'échelle des exploitations impliquées dans les actions doivent aussi tenir compte des risques de pollutions ponctuelles (aires de lavage, méthode de gestion des déchets et des restes de traitement etc.)

Les indicateurs de moyen et de réalisation sont identiques pour la plupart des programmes d'action. Le suivi des indicateurs de réalisation des actions consiste généralement en un tableau de bord réunissant un ensemble d'indicateurs qui détaille les différentes activités (tâches) à accomplir pour atteindre l'objectif de l'action. Il peut s'agir du nombre de contractants, du nombre de diagnostics réalisés, de l'état d'avancement de la contractualisation en fonction de l'objectif final, du budget engagé par rapport au budget global etc.

Les indicateurs de gouvernance concernent le pilotage et l'animation du programme d'action (nombre de réunions des différents groupes de pilotages, bilan de l'animation, etc.). Ces indicateurs de type « administratif » sont souvent considérés comme compliqués à remplir par les animateurs de terrain. Néanmoins ils constituent une information pour l'aide au pilotage. Les programmes d'action cherchent prioritairement à évaluer l'intensité des pratiques agricoles, actuelles et futures, sur le territoire d'action. Dans cette perspective, d'autres types d'indicateurs plus techniques et spatialisés, peuvent venir en appui à l'action publique (Balestrat, 2010).

II.6.1 *Indicateurs pour évaluer l'utilisation des pesticides*

Certains indicateurs ont pour objectif d'estimer la quantité de produits appliqués sur les parcelles agricoles, soit à partir des volumes commerciaux vendus soit à partir d'enquêtes ou de références sur

les pratiques. Ainsi, **l'indicateur QSA** est la Quantité de Substances Actives vendues par les distributeurs de produits phytopharmaceutiques/an (échelle nationale). Son calcul à l'échelle régionale ou locale est difficile, en raison d'un accès limité aux données. Il reflète indique cependant les molécules les plus utilisées en fonction des pratiques actuelles.

L'indicateur NODU se calcule en fonction de la Quantité vendue de chaque substance active par an (QSA) / « dose unité » qui lui est propre. Le NODU est un indicateur de suivi du plan Ecophyto et essaie d'estimer les ventes de produits phytopharmaceutiques. Il est difficile à calculer à l'échelle régionale (manque de données) et il est donc suivi au plan national pour évaluer l'évolution à la hausse ou à la baisse de l'utilisation des pesticides. Il affiche pour la première fois depuis sa mise en place en 2008, un léger recul montrant une baisse de 2,7% des ventes de produits phytopharmaceutiques entre 2014 et 2015. Pour tenir compte des aléas climatiques qui peuvent influer sur la pression parasitaire, le NODU est analysé en moyenne glissante sur trois années afin de lisser cet effet. En utilisant cette méthode, l'indicateur augmente de 12% en moyenne triennale entre la période 2009-2011 et 2012-2014[21].

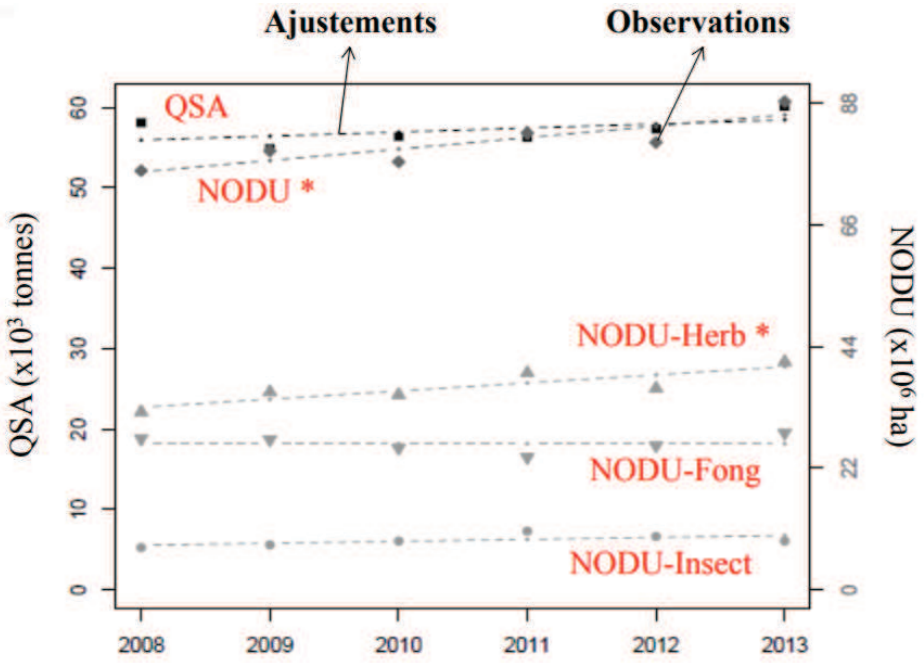


Figure 39 : Variation des indicateurs de vente et d'utilisation des pesticides à l'échelle nationale (source Hossard et al, 2016)

[21] Source : www.statistiques.developpement-durable.gouv.fr

La variation récente de l'ensemble des indicateurs (Figure 39) ne montre pas de diminution significative sur la période 2008-2013. En fait, leurs valeurs sont plutôt en augmentation. **Ces chiffres interpellent directement l'efficacité des politiques mises en œuvre pour réduire l'utilisation des pesticides.** Un indicateur souvent mobilisé est la quantité de substances actives apportée par les agriculteurs, soit en valeur absolue, soit à l'hectare, sur le territoire d'action. Cet indicateur reflète la pression exercée par rapport à une molécule spécifique (glyphosate, metolachlore etc.). Il peut apporter une information intéressante (quantité apportée/quantité transférée) lorsqu'un modèle hydrologique est mobilisé dans le contexte du programme d'action. Il peut refléter soit les pratiques diverses et obtenues par enquêtes sur un petit territoire, ou encore une typologie réalisée à partir d'enquêtes sur échantillon et/ou d'expertise (groupe d'experts) si la taille du territoire d'action le demande. C'est le cas de **l'indicateur PREMA** (Pression En Matière Active) mobilisé dans le cadre du programme du BAC Coulonge dans le bassin de la Charente.

L'indicateur de fréquence de traitement (IFT) a été développé à partir du milieu des années 1980 au Danemark pour répondre au fait que le recours croissant à des produits à faible grammage (dose homologuée libellée en g/ha) n'était pas visible dans les statistiques portant sur les quantités totales de substances actives vendues (Gravesen, 2003). Le ministère en charge de l'Agriculture et l'INRA ont adapté la méthode au contexte français (Champeaux, 2006). Calculé à une échelle nationale, régionale ou territoriale, l'IFT permet le partage d'un diagnostic commun, tout autant que la définition d'une vision partagée d'un objectif à atteindre. **L'IFT est mobilisé dans le cadre de mise en œuvre de politiques publiques** telles que les Mesures Agroenvironnementales territorialisées (MAET) du programme de développement rural hexagonal (PDRH) visant à réduire progressivement l'utilisation des pesticides. Il est également utilisé dans le cadre du réseau DEPHY Ecophyto et plus généralement dans toutes les actions d'accompagnement des agriculteurs dans leur démarche de réduction de l'utilisation des produits phytosanitaires. Il est devenu un indicateur « institutionnel ».

La variabilité inter-régionale des IFT par culture traduit des situations de production et des contextes agro-climatiques différents. Les données disponibles pour la région Poitou Charentes sont présentées dans le Tableau 5 et le Tableau 6.

Les IFT moyens sont calculés pour que 70% des exploitations les respectent, cela reflète donc les pratiques d'une majorité d'exploitations. Il existe toutefois une forte variabilité intra-régionale en fonction des contextes et des systèmes agricoles : l'effort d'une exploitation pour réduire les IFTs sera donc plus ou moins important selon son système de culture et ses pratiques.

Tableau 5 : IFT de référence par culture en Poitou- Charentes (Agreste, 2011)

IFT Grandes cultures									
Source : Agreste - Enquête Pratiques culturales 2011, Les indicateurs de fréquence de traitement (IFT) en 2011(http://www.agreste.agriculture.gouv.fr/IMG/pdf/dossier18_ift.pdf)									
Indicateur de fréquence de traitement (IFT) régional moyen du Poitou-Charentes selon les espèces									
	Blé tendre	Blé dur	Orge	Triticale	Colza	Tournesol	Pois protéagineux	Maïs fourrage	Maïs grain
IFT herbicides	1,1	1,4	1,3	1,1	1,9	1,4	1,0	1,3	1,9
IFT fongicides	0,9	1,5	1,1	0,5	1,2	non diffusé	0,6	0,0	non diffusé
IFT insecticides	0,2	non diffusé	non diffusé	non diffusé	2,8	non diffusé	1,3	non diffusé	non diffusé
IFT total	**2,5**	**3,4**	**2,7**	**1,7**	**6,2**	**1,5**	**2,9**	**1,4**	**2,1**
Calculs	Blé tendre	Blé dur	Orge	Triticale	Colza	Tournesol	Pois protéagineux	Maïs fourrage	Maïs grain
IFTHH	1,4	2,0	1,4	0,6	4,3	0,1	1,9	0,1	0,2

Tableau 6 : IFT de référence en Poitou Charentes pour la vigne (source : DRAAF, Juin 2016)

			Ensemble des traitements	Fongicides-bactéricides	Insecticides et acaricides	Herbicides
Nombre moyen de traitements	2013	Valeur estimée	**24,1**	18,1	2,9	3,2
		demi-intervalle de confiance	0,30	0,30	0,10	0,10
	2010	Valeur estimée	**20,0**	14,8	2,3	2,7
		demi-intervalle de confiance	0,34	0,24	0,10	0,10
IFT moyen	2013	Valeur estimée	**18,2**	14,7	2,8	0,7
		demi-intervalle de confiance	0,25	0,22	0,08	0,05
	2010	Valeur estimée	**15,2**	12,5	2,2	0,5
		demi-intervalle de confiance	0,29	0,24	0,11	0,04

Après plusieurs années d'utilisation de l'indicateur IFT, différentes pistes d'améliorations ont été identifiées, pour éviter certaines dérives. En effet, l'utilisation croissante de produits multi-substances actives peut entraîner une réduction de la valeur de l'IFT sans pour autant réduire la dépendance aux pesticides du système de culture. L'objectif de réduction de l'IFT masque alors le véritable objectif qui est la réduction de la pression en pesticide et l'amélioration de la qualité de l'eau.

L'amélioration de la qualité de l'eau fait partie des enjeux prioritaires du PDRH 2014-2020. Dans le souci de répondre aux exigences de la DCE, une déclinaison environnementale de l'IFT au regard de l'enjeu de production d'eau potable a été envisagée. Elle permettrait d'apporter des éléments d'information supplémentaires sur l'utilisation des substances actives présentant un fort potentiel de transfert vers les eaux. Cette amélioration de l'IFT a été envisagée dans deux directions : un IFT « substance active » (IFT SA) pour éviter les dérives « multi substances » et un IFT « potentiel de transfert » déterminé à l'aide de l'outil SIRIS pesticide (Guichard, 2014). Ce nouvel IFT n'a cependant pas été accepté et diffusé par l'administration.

C'est toujours l'IFT «produit» qui est actuellement mobilisé dans les programmes d'action. L'IFT est exprimé en « nombre de doses de référence par hectare » appliquées sur une unité spatiale pendant une période donnée. L'unité spatiale est le plus souvent la parcelle et la période est la campagne culturale. Cet indicateur peut être agrégé à l'échelle d'un ensemble de parcelles, d'un système de cultures, d'une exploitation, d'un territoire ou d'une région. Il peut également être exprimé par type de produits phytosanitaire (herbicide, fongicide…) ou de culture. Les modalités de calcul et d'agrégation de l'IFT sont décrites dans un guide méthodologique produit par le Ministère de l'Agriculture en 2015.

Malgré ses défauts, l'IFT est intégré dans de nombreux outils informatiques d'assistance à la gestion des agriculteurs ou des conseillers agricoles. Des objectifs de réduction de l'IFT (25% par exemple) sont très fréquemment posés dans les programmes d'action. Mais la manière d'atteindre cet objectif est souvent laissée dans le flou ! En fait, l'IFT, avec tous ses défauts, est utilisé car il est pratique. Il donne une estimation de l'intensité des pratiques agricoles mais en revanche il ne permet pas d'évaluer le risque potentiel de transfert sur le territoire d'action car il ne tient pas compte du contexte pédoclimatique (Charbonnier et al, 2016).

II.6.2 *Indicateurs à l'échelle territoriale cherchant à évaluer un risque*

Un des verrous actuels pour le suivi de l'impact de l'évolution des pratiques agricoles sur la ressource en eau est l'absence d'un indicateur, mobilisable de manière institutionnelle, qui prenne en compte **à la fois les éléments de pression et de vulnérabilité du milieu,** et qui soit facilement « calculable » à l'échelle du territoire à enjeu eau. Les indicateurs « Arthur » (Minette, 2008) et l'indicateur « RPTL » (risque potentiel de transfert localisé-) (Vernier et al, 2014) ont été testés sur le bassin versant du Né, montrant les atouts potentiels mais aussi les difficultés de mise en œuvre de tels indicateurs à l'échelle d'un bassin versant.

L'indicateur ARTHUR évalue les risques potentiels de transfert de substances actives phytosanitaires vers l'environnement (eaux souterraines, superficielles et l'air) à l'échelle d'une parcelle dans son contexte. Il tient compte des caractéristiques du milieu (sol, environnement de la parcelle) et les pratiques de l'agriculteur (molécules utilisées, méthode d'application, …). Les utilisateurs ciblés sont les techniciens conseil et les agriculteurs, afin de leur permettre d'établir un diagnostic sur les pratiques de l'année ou à venir. Il est difficilement utilisable à l'échelle du bassin versant.

L'indicateur RPTL (risque potentiel de transfert) a été développé dans le cadre des travaux sur le bassin de la Charente (Vernier et al, 2014). Il a pour objectif d'estimer un risque potentiel de transfert en combinant, d'une part, la pression en pesticide représentée par divers indicateurs de pression d'une part, et, d'autre part, des facteurs de sensibilité comme le type de sol, la pente et la distance au cours d'eau d'autre part, calculé à la même maille spatiale pour l'ensemble du bassin versant. L'indicateur

RPTL a tendance à surestimer le risque lié aux conditions liées au milieu (caractéristiques du sol, distance aux émissaires).

Le projet GUIDE[22] concerne spécifiquement les indicateurs traitant des risques liés à l'usage des produits phytopharmaceutiques. Il comprend une aide au choix interactive pour aider les utilisateurs à choisir l'indicateur le plus approprié à leur questionnement- et une fiche descriptive par indicateur. Guide propose dix-sept indicateurs utilisables à l'échelle du territoire (notre question). Mais on peut noter l'absence ou le peu de références d'utilisation dans le cas d'un bassin versant ou d'un bassin d'alimentation de captage de taille intermédiaire.

Le calcul d'indicateur avec la **méthode SIRIS** s'appuie sur une base de données de substances actives avec leurs caractéristiques (Koc, solubilité, DT50, taux d'hydrolyse). Le calcul réalise un classement des substances par agrégation, en leur donnant un certain poids. L'indicateur calculé n'intègre pas de variables de milieu. La pression en pesticide est calculée de manière indirecte par rapport au volume de vente et correspond à une dose moyenne sur l'ensemble de la surface du territoire considéré. Les variables prises en compte sont les mêmes pour les eaux de surface et les eaux souterraines, avec néanmoins des pondérations différentes.

SYSCOR est comme SIRIS, une méthode d'agrégation de multiples variables qui repose sur le jugement et l'accord consensuel d'un groupe d'experts. Elle agrège 9 variables liées aux molécules phytosanitaires utilisées à l'aide de 7 classes. Cette méthode produit un classement des substances actives en fonction du risque de les retrouver prioritairement dans les eaux. Le résultat n'est donc pas une valeur absolue du risque mais seulement d'un classement, ce qui ne permet ni un réel suivi dans le temps ni un diagnostic à l'échelle du territoire.

La méthode SRI permet de faire un suivi, dans le temps, du risque eaux de surface à l'échelle d'un territoire, si l'on dispose de la quantité vendue et en intégrant les caractéristiques des substances actives (DT50, KOC, Kow). Elle ne permet pas de faire un diagnostic car elle ne prend pas en compte les variables de milieu ni celles de pratiques. De ce fait, elle ne gère pas la diversité de situations rencontrées, diversité qui permettrait d'expliquer l'évolution et de faire baisser le risque autrement que par la baisse de la quantité vendue ou par la substitution de SA.

L'indicateur NRI (Devillers, 2005) permet de faire un suivi dans le temps des risques engendrés par l'utilisation de pesticides vis-à-vis des eaux de surface et des eaux souterraines. Il ne permet pas de faire un diagnostic de la situation. Il ne prend pas en compte les variables de milieu et donc la diversité de situations locales que l'on pourrait rencontrer.

---

22 Site internet du projet GUIDE : démarche méthodologique pour une utilisation pertinente des indicateurs relatifs aux produits phytosanitaires : http://ecophytopic.fr/tr/innovation-en-marche/ecophyto-recherche/guide-d%C3%A9marche-m%C3%A9thodologique-pour-une-utilisation

L'indicateur IRPeQ est basé sur l'indicateur Norvégien NRI (Samuel et al 2007*)*. Il calcule un risque pour la santé (données toxicologiques aigües et chroniques, persistance, bioaccumulation, type de formulation) et un risque pour l'environnement où l'on retrouve l'effet sur les vers de terre, les abeilles, les oiseaux et les organismes aquatiques. Cette méthode est adaptée au calcul du risque d'une SA appliquée sur une parcelle. Elle n'utilise que des valeurs standards. Le passage à une échelle supérieure, comme le territoire se fait simplement par l'addition des risques SA (au prorata de la surface).

A l'exception de la méthode SIRIS, utilisée pour évaluer plutôt un risque lié à la typologie des produits phytosanitaires utilisés et pour préconiser des substitutions de produits phyto, l'ensemble des indicateurs que nous venons de présenter ont été développés par la recherche, pour l'essentiel, et sont peu utilisés en situation opérationnelle dans les programmes d'action « pesticides ».

Babut et al (2013) soulignent qu'**il manque encore un cadre scientifique pour harmoniser et accroître l'utilisation des indicateurs de risque « pesticides » dans l'Union européenne** et que **leur utilisation dans le contexte du changement climatique à venir peut poser des problèmes** concernant les seuils et l'interprétation des tendances ainsi dégagées. En effet, comment interpréter l'évolution des valeurs des indicateurs dans un environnement changeant où les valeurs de référence elles-mêmes sont remises en cause ?

III LA MODELISATION EN APPUI AUX PROGRAMMES D'ACTION

Un modèle est « une représentation schématique de la réalité élaborée en vue d'une démonstration » (Hagget P., 1973 in Baud et al, 2008). Il permet de mettre en relief une logique d'organisation et constitue ainsi une aide à la lecture de la complexité des processus.

Les modèles utilisés en appui aux programmes d'action peuvent avoir **différents objectifs.** Citons les principaux. Ce sont :

- ***Simuler*** sur un temps plus ou moins long ***des processus physiques*** de transfert comme les flux de pesticides, avec la modélisation hydrologique,
- ***Modéliser*** de manière plus intégrée ***des processus biologiques et économiques*** pour un groupe d'acteurs avec la modélisation intégrée, agro-hydrologique et économique par exemple,
- ***Permettre des échanges de points de vue*** et constituer ainsi "un support " au service de processus collectifs d'apprentissage.

Nous présentons dans les paragraphes suivants ces différents types de modélisations, comment elles sont ou peuvent être utilisés dans le contexte d'un programme d'action à enjeu eau pesticides et comment elles peuvent accompagner le réseau d'acteurs autour de ce programme dans leur démarche

d'appropriation du territoire d'action, les aider à converger vers une vision partagée de l'état actuel et futur de ce territoire, des actions à engager pour atteindre les objectifs fixés.

III.1 La modélisation d'accompagnement

La modélisation d'accompagnement est une démarche développée depuis le milieu des années 1990 (Bousquet et al 1999, Lynam et al2002). Le numéro spécial de la revue « Environnemental, Modelling and Software » (Bousquet et Voinov, 2010) s'intitule *"Modelling with stakeholders*". Ce type de modélisation, qualifiée de participative, vient en appui à un groupe d'acteurs – vu comme un ensemble de personnes physiques ou morales - qui décident de s'organiser en communauté pour s' "emparer" et traiter un enjeu prioritaire.

C'est une **démarche participative** qui utilise des outils de modélisation pour appréhender des éco-socio-systèmes complexes, dont la gestion comporte d'importants facteurs d'incertitude. La démarche est supposée répondre à **deux objectifs** : i) ***améliorer les connaissances*** sur les environnements complexes ; ii) ***accompagner des processus collectifs de décision.***

La démarche consiste à construire de manière participative un modèle des interactions entre les sociétés et les écosystèmes, modèle qui est ensuite implémenté de manière plus ou moins informatisée, pour être utilisé soit comme support pour des jeux de rôles, soit comme outil pour réaliser des simulations à partir de scénarios d'évolution du territoire.

La démarche a été mise en œuvre dans le cadre de plusieurs projets de recherche du programme Eaux et Territoires (Commissariat général au plan, 2016). Plusieurs prototypes de simulation ont été construits autour de la gestion de l'eau, l'outil de simulation le plus utilisé étant les systèmes multi-agents (SMA). Certains projets poursuivent des objectifs plus opérationnels. Par exemple, sur le bassin de l'étang de Thau, la démarche de modélisation d'accompagnement (projet SURGE) a été suivie d'une action en appui au contrat de gestion intégrée de l'étang de Thau (2012-2017). Cette action vise contribue à l'élaboration d'un plan de gestion stratégique des ressources en eau et des usages sur le bassin versant.

III.2 La modélisation hydrologique pour simuler les transferts dans les bassins versants

III.2.1 Des outils de modélisation avec des échelles d'application variées

Depuis la création du premier modèle hydrologique de bassin versant (Stanford Watershed Model) en 1966, de nombreux modèles hydrologiques ont été développés. Plusieurs classements typologiques existent, parmi lesquelles on peut citer celui de Refsgaard and Knudsen (1996) qui distinguent trois catégories de modèles : empirique, conceptuel et distribué à base physique. Cette distinction est fondée

sur la description des processus -conceptuels ou physiques- ou bien sur la description spatiale des processus à l'échelle du bassin versant -globaux ou distribués-.

Singh (1995) a proposé **une classification de modèles hydrologiques** en fonction de i) la description des processus, ii) le pas de temps, iii) l'échelle spatiale, iv) les méthodes utilisées pour résoudre les équations, v) l'occupation du sol, vi) et les champs d'application. Singh distingue les modèles globaux et les modèles distribués. Les premiers considèrent le bassin versant en tant qu'entité unique. Des relations empiriques relient les entrées et les sorties sans chercher à se rapprocher d'une loi physique. Les équations sont alors souvent des équations différentielles ordinaires qui ne prennent pas en compte la variabilité spatiale des processus, des entrées, les conditions aux limites et les caractéristiques géométriques du bassin versant, contrairement aux modèles distribués où la connaissance, géographique et physique, détaillée du bassin versant est nécessaire.

Les modèles distribués ou semi-distribués présentent l'avantage de bien représenter les processus physiques et hydrologiques sous-jacents. Ils sont caractérisés par :

(i) la géométrie du bassin versant, ii) les entrées dans le système, iii) les lois de formalisation des processus, iv) l'état initial et les conditions aux limites du système v) et les sorties. Ils sont partiellement ou complètement distribués dans l'espace et dans le temps. Certains permettent de procéder à des évaluations environnementales voire écosystémiques (Singh and Frevert, 2010). Certains modèles sont utilisés pour simuler les effets à long terme des changements de pratiques agricoles sur le milieu, et pour prédire les effets hydrologiques (Borah and Bera 2004).

Volk et al (2009) utilisent le modèle SWAT pour simuler différents scénarios d'occupation du sol agricole et de pratiques et estimer les transferts d'azote (mais pas de pesticides) dans le bassin versant de l'Ems (Allemagne). Les auteurs ont examiné un grand nombre de modèles utilisés pour déterminer quelles mesures pourraient permettre d'atteindre le bon état des cours d'eau préconisé par la DCE, en simulant différents scénarios d'occupation du sol et de pratiques : le modèle AGNPS (Young et al, 1987), le modèle MIKE-SHE (Refsgard, 1997), le modèle SWAT (Arnold et al, 1998; Neitsch et al, 2002; Gassman et al, 2007) et le modèle SWIM (Krysanova et al, 1998).

Mottes et al (2014) ont effectué un bilan de modèles de transferts de pesticides à l'échelle de parcelles ou des bassins versants (GLEAMS, annAGNPS, SoilFug, PestLCI, RZWQM, MIKE SHE—DAISY). Ils montrent les difficultés pour les modèles d'estimer correctement les flux et la nécessité d'améliorer la prise en compte des pratiques agricoles, y compris celles concernant les cultures intermédiaires.

Parmi tous ces modèles hydrologiques, nous présentons plus particulièrement le modèle SWAT qui est un modèle agro-hydrologique adapté aux scénarios d'évolution de l'agriculture sur des territoires de taille intermédiaire, et qui a été utilisé dans le contexte du programme d'action du BAC Coulonge, notre territoire d'étude pour la thèse.

III.2.2 *Le modèle agro-hydrologique modèle SWAT*

Le modèle SWAT (Soil and Water Assessment Tool) présente des aptitudes à être mis en œuvre pour une évaluation intégrée de scénarios agricoles, dans un contexte mobilisant des indicateurs agro-environnementaux spatialisés ou encore un modèle bio économique (GAMS) (Santhi et al, 2001, Lescot et al, 2013, Leccia, soumis 2017). Ce modèle a été utilisé en accompagnement du programme d'action du BAC Coulonge St Hippolyte, qui est notre terrain de thèse.

Le modèle SWAT présente des caractéristiques intéressantes pour le suivi des programmes agro-environnementaux :

- *La dimension spatiale est fortement intégrée au modèle* : d'une part, grâce à son interface couplée avec le Système d'Information Géographique et d'autre part, par ses capacités à router les flux de pesticides entre sous-bassins. L'interface géographique facilite l'analyse des données d'entrée et des résultats (Laurent, 2007).
- *Il a été conçu pour une approche par scénario*, afin de servir d'instrument à la politique publique (Arnold et al 1998)
- *Le module agronomique est très développé et paramétrable* et permet de prendre en compte des pratiques agricoles décrites de manière assez détaillée.

Développé au début des années 1990, il s'agit d'un modèle ouvert semi-distribué, à pas de temps continu journalier, à base physique. Il est issu du modèle SWRRB (Simulator for Water Resources in Rural Basins), et incorpore une structure plus novatrice de calculs des transferts et de la flexibilité dans la délinéation des sous-bassins versants. SWAT incorpore les algorithmes du modèle de qualité des eaux QUAL2E. Les développeurs de SWAT ont également utilisé des algorithmes déjà présents dans d'autres modèles comme GLEAMS (Groundwater Loading Effects of Agricultural Management System) (Knisel 1980), CREAMS (Chemicals, Runoff, Erosion from Agricultural Management Systems), EPIC (Erosion Productivity Impact Calculator) et ROTO (Gassman et al 2007). Le module d'optimisation SWATCUP contient les algorithmes qui permettent de procéder à des analyses d'incertitude, de sensibilité et de calibration.

Le modèle SWAT prend en compte la dimension physique du bassin versant. Il fonctionne à bases empiriques car il incorpore des paramètres et des facteurs de compensation, issus de mesures in situ (dans le milieu américain). C'est d'ailleurs une difficulté lors de sa calibration, car il faut l'adapter aux conditions et aux cultures européennes, sauf à obtenir, par exemple, des rendements de cultures aberrants. SWAT est largement utilisé sur des bassins versants de taille intermédiaire ou à échelle régionale pour évaluer les impacts environnemental et du changement climatique sur de longues périodes. Le modèle, dont le schéma général est présenté en Figure 40, peut simuler les transferts et

le devenir des molécules pesticides dans les eaux de surface et les eaux profondes (Gevaert et al 2008) via les compartiments atmosphère, sols et eaux.

La maille de calcul du modèle SWAT est l'Unité à réponse hydrologique homogène (Hydrologic Response Unit ou HRU). Cette maille de calcul est la résultante de la combinaison unique d'un type de sol, d'un type d'occupation du sol et d'une classe de pente à l'échelle de chaque sous bassin. Le modèle ne spatialise pas les processus de calcul au sein de la HRU mais il route les flux de matières polluantes de la phase sol jusqu'au cours d'eau le plus proche pour les flux de transferts horizontaux.

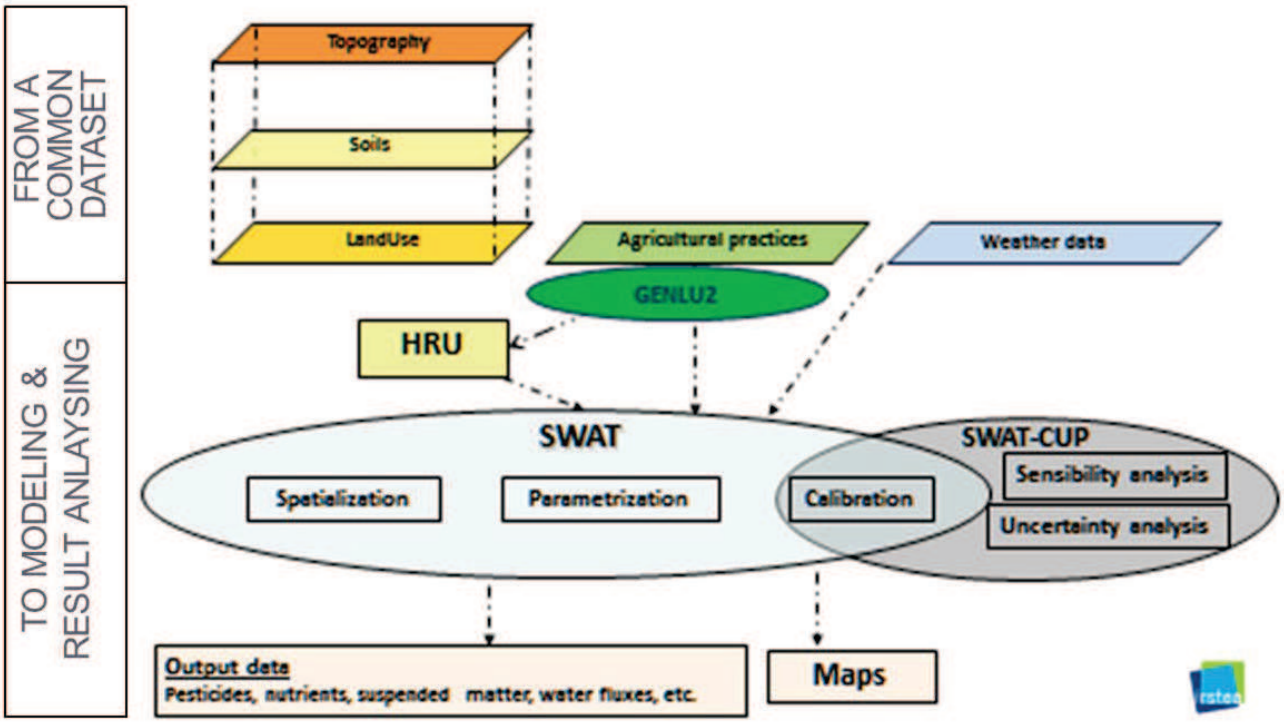


Figure 40 : Principaux modules du modèle SWAT (Leccia, 2014)

Les simulations sont conduites sur une longue période avec un temps de « préchauffe » (« warm up period ») qui permet au modèle d'initier les stocks de nutriments, pesticides et de stabiliser les différents bilans (azote, hydrologie, etc.). Les simulations sont effectuées au pas de temps journalier pour les sorties de débits. Des restitutions sont possibles au pas de temps mensuel ou annuel pour les sorties de rendements de culture et de flux de matières polluantes (pesticides et nutriments). Un module spécifique développé par Irstea, GENLU2 (Leccia et al, soumis 2017) pour pouvoir intégrer de façon automatisée dans les bases internes de SWAT les données sur l'occupation du sol et les pratiques agricoles et gérer la temporalité des traitements.

Les caractéristiques de ce modèle SWAT-GENLU, adapté aux conditions françaises et modifié pour éviter la saisie manuelle des pratiques comme dans la version standard, le rendent pertinent pour évaluer des scénarios d'évolution des pratiques pesticides à l'échelle de bassin versant de taille intermédiaire.

III.3 Les démarches de modélisation intégrée : une modélisation tournée vers l'aide à la décision

L'évaluation intégrée (Integrated Assessment)[23] constitue un processus interdisciplinaire d'intégration des savoirs de diverses disciplines avec implication de groupes d'acteurs sociaux destiné à fournir un **support partagé pour les processus politiques et de décision** (Pahl-Wostl, 2007). L'intérêt de la prise en compte des échelles spatiales est soulignée (Volk et al, 2011, Vernier et al, 2017,). L'Integrated Assessment ou la Mesure Intégrée constitue un ***processus interdisciplinaire d'intégration des savoirs des diverses disciplines et groupes d'acteurs sociaux.*** Elle fournit à la fois une mesure d'un problème dans différentes perspectives et de fournir un support pour des processus politiques et de décision, en identifiant les options désirable et possible (Pahl-Wostl, 2002).

Les approches intégrées prennent en compte plusieurs dimensions, par exemple les facteurs biophysiques et économiques. (Jakeman and Letcher, 2003). C'est particulièrement vrai pour les plans d'action concernant les pesticides, qui implique un large réseau d'acteurs (administrations, gestionnaires de l'eau, élus, représentants de la profession agricole, distributeurs, coopératives etc.) Les méthodes liées à l' « Integrated Assessment » (IA) fédèrent de nombreuses disciplines des sciences du milieu et des SHS. Elles considèrent différentes échelles, de la parcelle (où les produits phytosanitaires sont apportés par les agriculteurs), aux sous-bassins et bassins versants où les produits phytosanitaires sont transportés par différentes voies.

Peu d'approches d'IA appliquées à l'échelle de bassins versant couplent modélisation économique et modélisation agro- hydrologique de la qualité des eaux. Volk et al (2008) ont conduit des analyses Coût-efficacité. Dans le cadre du programme PIREN-Seine, trois modèles ont été couplés pour une approche intégrée des pollutions des nappes par les nitrates : i) un modèle économique d'offre agricole (AROPAj), ii) un modèle de croissance végétale (STICS) iii) et un modèle hydrologique de transfert entre sol et aquifère (MODCOU) (Godard C. et al, 2008). Knieper et Pahl-Wost (2016) proposent des démarches de modélisation intégrée des pressions anthropiques dans les bassins fluviaux. Ils défendent que la gouvernance et la gestion de l'eau doivent être considérées comme faisant partie d'une transformation sociétale plus large vers la durabilité. Ils estiment en

23 Integrated Assessment Society (www.tias-web.info)

conséquence que la modélisation intégrée devrait se concentrer sur la réduction des pressions dans les bassins fluviaux, au lieu de modéliser seulement les impacts.

Les démarches de modélisation dynamique sont des **systèmes déterministes avec des scénarios orientés vers le long terme.** La démarche de modélisation dynamique des systèmes s'appuie sur trois piliers : i) ***la mise en relation des systèmes écologique, économique et social***, ii) ***la prise en compte de la dynamique*** via des boucles de rétroaction iii) ***l'analyse par scénario*** (Sterman, 2000). L'approche système repose sur la formulation mathématique de relations de type cause/effet, l'objectif étant d'évaluer comment le système évolue au cours du temps (stabilité, 'overshooting', effets seuils). Cette démarche a été utilisée en gestion intégrée des zones côtières, avec plusieurs exemples d'enjeux environnementaux dans le cadre du projet Spicosa (EU FP6). L'objectif est ici de simuler les dynamiques du système étudié avec une approche par scénario. Un exemple de réalisation en contexte opérationnel est le système mis en place pour la gestion de la Wadbos Sea en Mer du Nord (DeKok et al, 2016) La modélisation ne concerne pas les flux de pesticides, en revanche elle est conçue pour intégrer au plus près les acteurs locaux.

Enfin, certains **systèmes multi-agents (SMA)** sont développés pour faciliter la négociation entre acteurs. L'objectif est de fournir méthode et instruments pour faciliter une négociation dont l'enjeu est de déterminer les règles d'accès à une ressource pour les différents utilisateurs. Certaines de ces applications ont été appliquées à la Gestion d'une Ressource Limité Agro-environnementale (Le Bars, 2003) mais en restant au niveau théorique. Des démarches de ce type existent pour la gestion de l'eau ou plus généralement pour la gestion des ressources renouvelables (Bousquet, Barreteau et al, 2013).

Ces deux types de démarches, lorsqu'elles entrent dans le domaine opérationnel, demandent de nombreuses ressources, informatiques et humaines, ce qui pose problème dans le contexte de la majorité des actions agro-environnementales

RESUME DU CHAPITRE 3

Le territoire de l'action agro-environnementale est un territoire social, approprié en premier lieu par les décideurs et les animateurs des programmes d'action. Il s'élargit, d'une part, à l'espace des processus approprié par les gestionnaires des milieux et les associations environnementales, et d'autre part, au territoire des pratiques approprié par les acteurs agricoles avec leur logique productive et à celui des acteurs associés en termes de filières ou de distribution, chacun avec leurs propres représentations. Le territoire d'action agro-environnemental est un espace localisé aux contours géographiques mobiles, approprié et aménagé, un espace de représentations sociales, avec des acteurs organisés en réseaux. La gouvernance des territoires de l'eau doit intégrer la dimension spatiale. En conséquence, les méthodes et outils de l'analyse spatiale et de la modélisation peuvent aider à la concertation pour traduire les enjeux de développement durable d'un territoire. La territorialisation des politiques de l'eau a conduit à un « millefeuille territorial », c'est-à-dire une superposition et une articulation complexes de territoires de différentes échelles. La superposition des périmètres d'actions et des outils applicables complique la tâche des animateurs des programmes d'action. Différents cadres conceptuels et outils (indicateurs, modèles) permettent d'appuyer la dimension participative et prospective des programmes d'action. La modélisation d'accompagnement, les démarches de modélisation intégrée ou de modélisation dynamique ont pour ambition de contribuer à une aide à la décision des acteurs en charge des programmes d'action.

Chapitre 4. Les réseaux d'acteurs, l'information et le processus de décision

Nous avons vu dans le chapitre précédent que la conception et la mise en œuvre d'un programme d'action était le fait d'acteurs institutionnels organisés en réseaux, à l'échelle d'un territoire d'action, dans une dimension participative et prospective. La dimension participative dans les programmes d'action associe les acteurs au processus de décision. Le processus de décision est questionné d'une part par les jeux de pouvoir ou d'influence au sein du réseau, et d'autre part par la pertinence et la disponibilité de l'information utile à la prise de décision sur les actions à engager.

Dans ce chapitre, nous nous intéressons aux réseaux d'acteurs autour des programmes d'action, à leur contribution au processus de décision et aux méthodes utilisées pour les représenter. Puis nous analysons ce qu'une organisation de l'information au sein de systèmes d'information peut apporter à la gouvernance d'un programme d'action. Nous abordons le rôle de l'informatique décisionnelle, en lien avec les entrepôts de données spatiales ainsi que le lien potentiel avec des observatoires agro-environnementaux, dont l'objectif est de capitaliser l'information et d'apporter une aide à la décision sur un plus long terme.

I LES RESEAUX D'ACTEURS

I.1 Notion de réseau et principaux concepts

La notion de réseau d'acteurs recouvre des sens variés et possède un contenu épistémologique partagé entre différentes disciplines en sciences humaines et sociales. En géographie, le passage d'une analyse des formes à celle des réseaux marque une étape majeure dans le développement de la discipline (essor de la « nouvelle géographie » des années 1960). Au cours des années 1980, une autre étape a consisté à interroger les réseaux selon des perspectives nouvelles, pour analyser non seulement des objets géographiques (villes, infrastructures) et des supports de flux, mais aussi des éléments-clés dans les systèmes de communication et de relations institutionnalisées. Ce changement conduit à étudier à la

fois les stratégies de ceux qui les dessinent, les entretiennent et les font fonctionner et les incidences de ces stratégies sur les manières de vivre, de sentir et de penser (Claval, 2005). Les réseaux, objets géographiques, contribuent à restructurer les territoires. La part croissante des réseaux dans la vie économique et sociale bouleverse l'organisation de l'espace et le fondement du pouvoir local. Ces mutations impulsées par les réseaux seront à l'origine de la création de la revue « Flux », créée en 1990 et portée par Gabriel Dupuy.

Les sociologues se sont intéressés aux réseaux avec de nouvelles approches (Degenne et Forse, 2004). Il s'agit de prendre pour objets d'étude non pas les attributs des individus (âge, profession etc...) mais les relations entre les individus (ou les groupes) et les régularités qu'elles présentent pour les décrire, rendre compte de leurs formations et de leurs transformations (Mercklé, 2004).

Plusieurs concepts et méthodes distinguent des groupes au sein des réseaux, les analysent et les représentent par des graphes (Lazega, 1994, 2001). Citons notamment la densité et la centralité.

La **densité** d'un réseau peut être définie comme la proportion des relations observées entre les membres du réseau relativement aux relations possibles entre acteurs. C'est un indicateur de base de la structure d'un réseau (Lazega, 2001). La densité peut aussi représenter la force moyenne des relations entre unités du réseau. D'ordinaire, elle diminue lorsque la taille du réseau augmente.

Héritée de la sociométrie, la **centralité** d'un réseau identifie les acteurs les plus « importants » du système, c'est-à-dire les acteurs qui contrôlent l'allocation des ressources ou qui disposent d'une certaine autorité. On distingue deux conceptions de l'« importance » d'un acteur. La première est liée aux relations ; un acteur est central lorsqu'il est engagé dans beaucoup de relations (directement ou indirectement). Ici, l'orientation des liens ne compte pas. La seconde est liée au prestige ; un acteur est important s'il est populaire dans le système d'interdépendances observé. Ici, l'orientation des liens compte car l'acteur important est celui qui « reçoit » le plus de liens.

L'analyse structurale de réseau est une méthode de formalisation inductive. On démarre d'une connaissance imprécise des acteurs en présence et de leurs relations et on les identifie au fur et à mesure de l'enquête. Décrire la structure relationnelle du réseau consiste à identifier des sous-groupes d'acteurs à l'intérieur du système à partir de la cohésion ou de la densité des relations entre ces acteurs. Un sous-groupe cohésif est un sous-ensemble d'acteurs entre lesquels on constate l'existence de relations fortes, intenses, directes et fréquentes. Plusieurs propriétés générales de sous-groupes cohésifs sont prises en compte : la réciprocité des liens entre acteurs du groupe, la connexion entre eux et le nombre de relations entre membres du groupe. A partir de la description initiale de la structure relationnelle, l'analyse structurale met en œuvre trois procédures : i) ***description des sous-groupes et des relations entre eux,*** ii) ***positionnement des acteurs dans la structure,*** par appartenance à un sous-groupe ou au moyen de différentes mesures comme la centralité, iii) et enfin ***association entre positionnement et rôle des acteurs.***

I.2 Les réseaux et l'emboitement des dispositifs

La gouvernance territoriale a été définie par Rey Valette et al, (2010) comme un processus dynamique de coordination (hiérarchie, conflits, concertation) entre des acteurs publics et privés aux identités multiples et aux ressources (au sens très large : pouvoirs, relations, savoirs, statuts, capitaux financiers) asymétriques autour d'enjeux territorialisés :

(i) ***visant la construction collective d'objectifs et d'actions***

(ii) ***mettant en œuvre des dispositifs*** (agencement des procédures, des mesures, des connaissances, des savoir-faire et informations diversifiées) ***multiples qui reposent sur des apprentissages collectifs*** et participent des reconfigurations/innovations institutionnelles et organisationnelles au sein des territoires.

Ces auteurs ont tenté d'établir des grilles génériques prenant en compte les procédures institutionnelles mais aussi les emboitements de dispositifs.

Nous définissons le réseau social comme un ensemble de relations d'un type spécifique (par exemple de collaboration, de soutien, de conseil, de contrôle ou d'influence) entre un ensemble d'acteurs. Cela concerne aussi la production, la diffusion, l'utilisation de l'information circulant dans le réseau, que je souhaite modéliser. La définition des échelles d'intervention des acteurs ou celle de l'information qu'ils produisent ou utilisent, est un facteur déterminant. L'analyse reste contrainte par des facteurs intrinsèques comme l'étendue géographique du territoire d'action, l'enjeu environnemental (par exemple, eau-pesticides) et le tropisme du programme d'action. Pour un programme agro-environnemental, l'orientation des actions vers les activités agricoles influence le circuit de l'information.

I.3 Participation au processus de décision

Les démarches participatives dans les programmes d'action créent un espace de dialogue entre acteurs parfois cantonnés dans une sphère sectorielle spécifique. Ainsi, la mise en œuvre des politiques littorales et des politiques de l'eau « continentales » correspond souvent à des représentations des administrations, des pouvoirs locaux et des acteurs spécifiques, qui se connaissent entre eux. Les frontières du réseau d'acteurs restent très dépendantes de la sectorialité de la politique à laquelle se réfère le programme d'action. Ainsi, malgré les interdépendances entre activités sur la zone continentale et activités côtières, concernant la qualité de l'eau, les réseaux d'acteurs constitués autour de la préservation de la ressource en eau sur le bassin versant amont et autour des actions de préservation des eaux marines sont bien différenciés. Bien que les principales activités économiques concernées, agriculture, conchyliculture et tourisme, partagent le même besoin d'une eau abondante et de qualité, les actions rassemblant autour de la table l'ensemble des parties prenantes sont rares, à

l'exception d'actions locales de gestion intégrée des zones côtières (par exemple dans le Pays de Marennes Oléron).

La participation au processus de décision suppose un engagement important des acteurs pour participer à la gouvernance du programme d'action (comités, groupes de travail etc.). Cependant, la sur-sollicitation de certains acteurs ou groupes d'acteurs pour participer à des groupes de travail, comités de suivi, comités de pilotage qui se structurent autour des actions environnementales est une difficulté pour mobiliser toutes les parties prenantes autour d'un programme d'action. Des typologies ont été réalisées (Reed, 2008 ; Barbier et Larrue, 2011), sur le degré d'engagement des acteurs (inspirées des travaux d'Arnstein, 1969). Selon ces études, ***la plupart des dispositifs autour des programmes d'action connaissent des difficultés de mobilisation sur la durée, liée à la sur-sollicitation et à la lassitude de certains acteurs ou groupes d'acteurs.*** Cette difficulté est également liée à la faible capacité d'influence ou à la difficulté de sortir du diagnostic. Les études soulignent enfin le rôle des élus qui peuvent s'approprier les procédures participatives comme un moyen de communication, de contrôle et de légitimation à leur service. En effet, certains élus locaux, s'ils sont influents, ont le pouvoir de dynamiser ou au contraire de freiner toute action dans le domaine de l'environnement.

La décision sur le contenu et la localisation des actions à engager n'appartient pas à tout le réseau d'acteurs, mais les acteurs peuvent y contribuer en favorisant ou en s'opposant à un certain nombre d'options qui seront mises en débat.

Pouvoir contribuer au processus de décision implique de pouvoir disposer d'une information pertinente, allant du diagnostic environnemental du territoire (quels problèmes ? quels enjeux ? quelles pressions ?) aux potentialités des différentes solutions envisagées. Tout ceci demande à maitriser des connaissances et demande un processus d'apprentissage.

En effet, au-delà des jeux de pouvoir, ***le changement des pratiques, dont le réseau d'acteurs est en charge dans le cadre d'un programme d'action, est lié à un processus complexe d'apprentissage*** qui a été étudié par de nombreux chercheurs dans la continuité des travaux de Rogers (2003).

Elle passe par plusieurs étapes : i) perception d'un besoin, ii) identification de possibilités de changement en analysant à la fois les contraintes techniques, environnementales et sociales et la capacité des inventions existantes à répondre à ces contraintes, iii) tests de solutions potentielles pour adapter et iv) identifier les conditions nécessaires à la mise en œuvre (en termes de financement, de formation, d'environnement...), et enfin iv) élaboration d'un programme et d'un plan d'action permettant la diffusion des innovations....

Pour Boivin (2010), la gouvernance participative donne des responsabilités aux principaux intéressés sur le principe d'une « délégation des décisions », en appliquant en quelque sorte une « démocratie participative » ou du moins une médiation collective sur un territoire fragilisé.

Les méthodes et outils d'accompagnement des acteurs ont pour objectif de faciliter le processus d'apprentissage en leur fournissant en particulier de l'information organisée et pertinente, à chaque étape, pour qu'ils puissent prendre des décisions en toute connaissance de cause ou tout au moins pour qu'ils puissent réagir de manière argumentée et concertée aux propositions qui leur sont faites.

Lorsque des acteurs locaux sont régulièrement sollicités pour participer à ces programmes d'action – ce qui est le cas pour les programmes d'action agro-environnementale-, le processus d'apprentissage n'est pas du même ordre. Travailler sur ces différents programmes leur a permis d'approfondir leurs connaissances du domaine environnemental, en sus de l'expertise qu'ils peuvent apporter sur leur propre activité. Ces acteurs font souvent partie du petit groupe d'acteurs impliqués dans le pilotage du programme et aident à formaliser les propositions d'actions soumises ensuite à l'ensemble des acteurs concernés.

Notre hypothèse est que l'élaboration des programmes d'action est réalisée par un réseau d'acteurs à l'échelle du territoire et qu'elle va contraindre les pratiques agricoles pour un développement plus durable. Examinons quelles sont les méthodes disponibles pour analyser les réseaux d'acteurs.

II ANALYSE DES RESEAUX D 'ACTEURS

Dans notre contexte d'un programme d'action agro-environnemental, les frontières du réseau d'acteurs à analyser participent d'une dimension institutionnelle, comme par exemple la participation aux différents comités techniques ou de pilotage mais aussi d'une dimension sociale, qui tient aux relations interpersonnelles entre des représentants des différentes institutions.

II.1 Analyse structurale

Avec cette méthode, l'analyse se focalise sur la structure relationnelle du réseau. Les relations entre acteurs y sont donc premières et les caractéristiques ou attributs individuels ne viennent qu'en second lieu dans l'ordre des priorités de l'analyse. ***Le raisonnement structural se distingue du raisonnement, dit «catégoriel», qui préside à l'usage courant des méthodes statistiques.*** Il se réfère aux structures en partant de relations et non pas d'attributs. Il utilise les concepts de la sociologie «structurale» (par exemple ceux d'équivalence structurale, de cohésion, d'équivalence de rôle, de formes de centralité et d'autonomie) (Lazega, 1994). Différents principes concernant les liens entre acteurs. Ils sous-tendent l'analyse structurale des réseaux (Wasserman et Faust, 1994), dont on peut retenir que : i) les liens

entre acteurs fondent l'interdépendance entre acteurs et peuvent être asymétriques, ii) Les liens connectent les acteurs de manière directe ou indirecte et enfin iii) les liens peuvent être liés à des échanges de biens matériels ou immatériels (dans notre cas, l'information). Les liens peuvent être orientés car les caractéristiques des échanges peuvent ne pas être les mêmes en fonction de l'acteur source et de l'acteur cible.

Les indicateurs les plus couramment utilisés dans ces méthodes d'analyse structurale sont la taille (nombre de nœuds) et la densité du réseau (nombre de nœuds observables/nombre de nœuds possibles) ainsi que la centralité (distribution des liens) (Figure 41). Ces indicateurs peuvent donner des indications sur les échanges entre acteurs et si certains acteurs sont centraux ou non dans ces échanges.

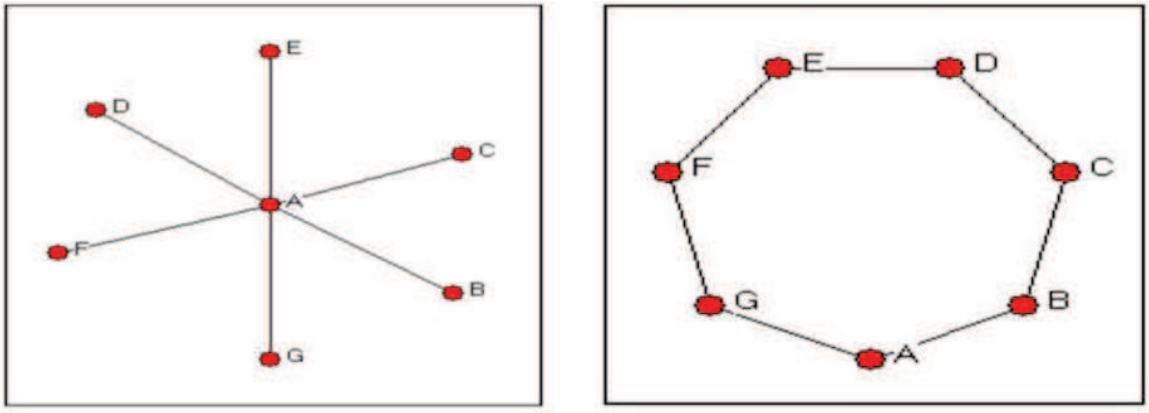


Figure 41 : Structuration extrême d'un réseau en étoile (à gauche) ou avec une forme plus équilibrée de répartition des liens (à droite)

La dimension multiniveaux peut être développée à l'échelle structurale si l'on identifie et articule, au travers de réseaux inter-individuels et inter-organisationnels, des formes d'action collective superposées – et donc des processus sociaux propres à chaque niveau mais pris dans des interdépendances verticales : « *des petits poissons dans des grandes mares* » (Lazega et al, 2007, 2013).

II.2 Analyse et cartographie institutionnelle

Les réseaux d'acteurs autour du pilotage des programmes d'action agro-environnementaux sont essentiellement constitués d'acteurs institutionnels. Par exemple, les agriculteurs n'interviennent qu'indirectement à titre individuel, via leurs représentants ou via les concertations que peuvent organiser en interne les organismes qui les représentent. Les particuliers sont représentés par des associations et par les élus locaux.

La méthode d'analyse et cartographie institutionnelle (Vanderlinden et al, 2011) permet de ***mieux comprendre la répartition des différentes formes de « pouvoir » dans le cadre de programmes d'action.*** L'hypothèse sous-jacente est que le pouvoir d'influencer le choix de telle ou telle action ou innovation appartient dans la majorité des cas aux institutions. La cartographie institutionnelle se concentre sur les acteurs-clés, leurs interactions, où réside leur pouvoir d'influencer le processus de décisions, de prendre des décisions. Elle analyse également quelles sont les institutions sources de financement et disposant donc d'un pouvoir d'influence lié à cette prérogative (Figure 42). Les cartes institutionnelles produites peuvent montrer qui est légitime, par le truchement de leur rôle dans une organisation ou d'appartenance à un organisme institutionnel, de dire à tel acteur de faire telle chose.

Figure 42 : Différents critères pouvant intervenir dans la cartographie institutionnelle

La cartographie d'acteurs et la cartographie institutionnelle peuvent être considérées comme deux dimensions du même cadre d'analyse (Aligica, 2006). La méthode ne fixe pas de modes de représentations particulières. Différents types de présentations finales sont possibles, incluant textes, tableaux, graphiques, cartes, etc. Elles doivent permettre d'appréhender les limites réglementaires et géographiques ainsi que les différents flux échangés dans le réseau : flux d'information, relations d'influence, flux financier…

II.3 Modes de représentation des réseaux d'acteurs

Les sections suivantes présentent différents modes de représentations graphiques des réseaux d'acteurs, via des cartes conceptuelles ou à l'aide de langage de modélisation comme UML, pour une démarche plus tournée vers la conception de système d'information ou de modèles multi-agents.

II.3.1 *Cartes conceptuelles*

Une première manière de représenter les réseaux d'acteurs, de manière qualitative, est possible via des cartes conceptuelles. Elles ont été élaborées dès 1972 dans le cadre du programme de recherche de Novak à Cornell, où il a cherché à suivre et à comprendre les changements dans la connaissance des sciences des enfants (Novak & Musonda, 1991). ***Une carte conceptuelle est une représentation graphique d'un champ du savoir, d'un ensemble de connaissances.*** Elle se compose de concepts et de liens entre concepts. Ils sont inclus dans des cellules de formes géométriques variables reliées par des lignes fléchées et étiquetées. Les concepts sont représentés comme des nœuds (nodes) : la triade noeud-lien-noeud forme une proposition signifiante, parfois appelée unité sémantique (semantic unit).

Les concepts sont représentés de manière hiérarchique avec les concepts les plus inclusifs et les plus généraux au sommet de la carte et les concepts plus spécifiques et moins généraux hiérarchisés ci-dessous. La structure hiérarchique d'un domaine particulier de la connaissance dépend aussi du contexte dans lequel cette connaissance est appliquée ou considérée.

Une autre caractéristique importante des cartes conceptuelles est l'inclusion des liens croisés. Il s'agit de relations ou de liens entre des concepts dans différents segments ou domaines de la carte conceptuelle. La Figure 43 représente une carte conceptuelle qui décrit la structure des cartes conceptuelles et illustre ces caractéristiques.

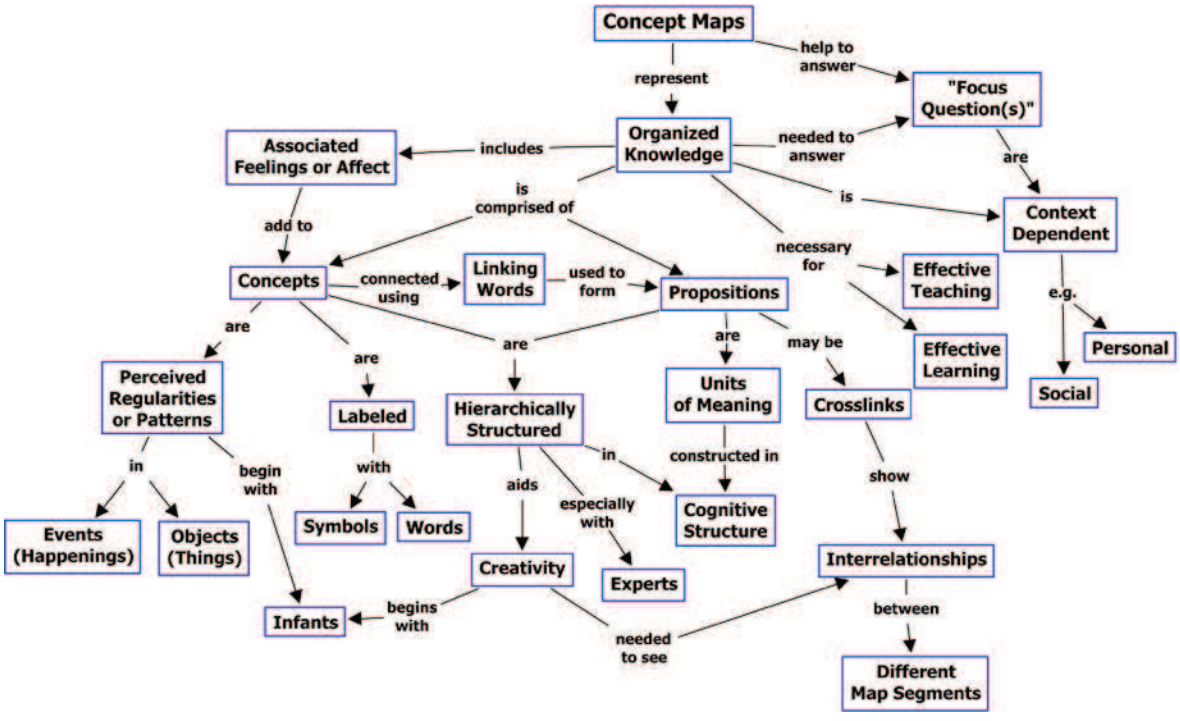


Figure 43 : Concepts des cartes conceptuelles (source : site Cmap tools)

II.3.2 *Utilisation d'un langage de modélisation*

Une autre manière de décrire le réseau d'acteurs, les concepts utilisés, les liens entre acteurs est d'utiliser **un langage de modélisation** comme UML - Unified Modeling Language- qui permet de produire un modèle conceptuel du réseau.

Le langage UML[24] permet de spécifier, de visualiser, de construire et de documenter les concepts d'un système avec pour objectif final de produire une application informatique (OMG, 2002, 2003). Ce langage a été standardisé en 1997 par l'Object Management Group (OMG), consortium international réunissant des utilisateurs, des chercheurs, des développeurs et des industriels. UML propose un ensemble de notations graphiques standardisées regroupées en treize types de diagrammes. Un type de diagrammes particulier (use case) utilise la notion d'acteur, défini comme un ensemble de rôles qu'un utilisateur va pouvoir utiliser pour interagir avec le système d'information. Il représente une catégorie d'utilisateurs qui partagent les mêmes fonctions ou activités dans une organisation. *Une instance du concept d'acteur est un utilisateur qui interagit avec le système.*

Au-delà de cette vision d'interaction avec le système, **l'acteur peut être considéré comme un objet lui-même et il est possible de modéliser ses liens avec d'autres objets** (y compris d'autres acteurs) via des diagrammes d'instance (pour une instance particulière d'un acteur, par exemple « un représentant d'un syndicat d'eau ») ou des diagrammes de classe (généralisation à l'institution « syndicat d'eau »).

Le langage UML présente l'intérêt d'avoir été conçu pour **faciliter la communication entre les acteurs du domaine et les concepteurs**, depuis la phase d'analyse jusqu'à la phase d'implémentation.

Kil et al (2003) présente UML comme un support de communication universel, permettant la représentation de plusieurs vues complémentaires d'un système avec plusieurs niveaux d'abstraction (Figure 44). Le langage UML a été utilisé assez rarement pour modéliser les relations entre les acteurs eux-mêmes, en tant qu'objets. On en trouve quelques exemples dans la littérature notamment pour des modélisations conceptuelles en amont des systèmes multi-agents (Augusto, 2008).

Dans le domaine universitaire, ce langage a été utilisé pour corréler acteurs et ressources documentaires (Peguiron et Thiery, 2005) avant de développer un SIS (système d'informations stratégique) sous la forme d'un entrepôt de données. L'utilisation du langage UML pour modéliser les relations entre acteurs sera développée en partie 2.

[24] Les différents concepts et diagrammes utilisés dans la thèse sont présentés en Annexe XI.

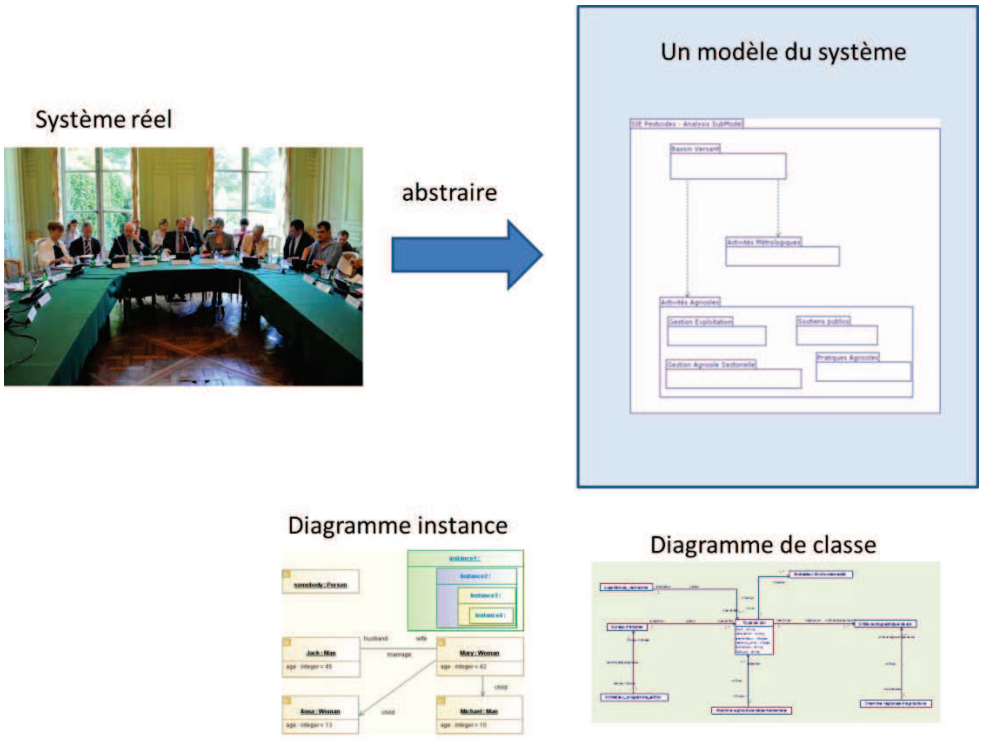


Figure 44 : Modélisation UML et différents diagrammes

L'analyse d'un réseau d'acteurs peut être réalisée dans des contextes disciplinaires variés comme la sociologie ou les sciences politiques, pour une meilleure compréhension de la mise en œuvre d'une politique publique. L'analyse du réseau n'est donc pas toujours suivie de la mise en œuvre d'un système d'information ou d'applicatifs qui utilisent et valorisent les informations recueillies dans cette analyse. Les réseaux d'acteurs mobilisés autour des programmes d'action agro-environnementaux sont confrontés à la nécessité d'aboutir à une vision collective de l'état actuel et futur de leur territoire d'action. Pour ce faire, ils doivent mobiliser, partager, analyser toute l'information disponible et adéquate pour analyser les pistes possibles d'action, puis choisir les plus pertinentes et les mettre en œuvre.

Mon hypothèse est qu'**une information territoriale spatiale et pertinente peut contribuer à une gouvernance « éclairée »,** dans la ligne de la gouvernance informationnelle évoquée par plusieurs auteurs (Gautreau et Noucher, 2013, Feyt et Noucher, 2014). Ces auteurs soulignent néanmoins que l'absence de bases de données cohérentes, normalisées, centralisées sur l'ensemble du territoire et a fortiori l'absence de données « partagées » constitue un frein au développement d'une action de l'Etat répondant à des principes de justice environnementale. La mise à disposition de bases de données cohérentes et partagées est nécessaire mais insuffisante, il faut aussi des systèmes d'information qui organisent et restituent l'information pour aider à la gouvernance des programmes d'action.

III DES SYSTEMES D'INFORMATION POUR UN APPUI A LA GOUVERNANCE DES PROGRAMMES D'ACTION

L'approche territorialisée relativement récente des politiques environnementales pose la question de la disponibilité de méthodes opérationnelles pour réussir l'intégration d'informations issues de niveaux d'organisation différents. La difficulté de mobilisation de l'information pour la mise en œuvre des programmes de réduction de la présence des pesticides dans les eaux est également signalée dans de nombreux rapports (dont Onema, 2011, Conseil général du développement durable, 2014). Les données économiques sont souvent peu intégrées dans le processus (Mettoux, 2014).

Comme nous l'avons souligné dans l'introduction, les outils informatiques développés en appui à la mise en œuvre des programmes d'action doivent permettre d'appréhender la complexité de l'emboitement ou du recouvrement des différents niveaux d'organisation (Vernier et al, 2013, Plumejaud et al, 2015). Ils doivent également permettre le transfert de l'information d'un niveau d'organisation à l'autre, par exemple d'un niveau administratif ou fonctionnel (parcelle) à l'échelle d'un espace à enjeu (Ewert et al, 2011, Pinet et al, 2011). Des outils très spécialisés sur une échelle ou en enjeu peuvent répondre à certains besoins des acteurs locaux, en revanche un véritable appui à la gouvernance requiert une conception plus large et la mise en œuvre de systèmes d'information dédiés.

La section suivante définit la notion de système d'information puis présente des exemples de méthodes ou outils basés sur une organisation de l'information, dont l'objectif est d'apporter une aide à la mise en œuvre des programmes d'action agro-environnementaux.

III.1 les Systèmes d'information

III.1.1 *Définitions*

III.1.1.1 Système d'information

Dans sa définition de 1977, Le Moigne définit le Système d'Information comme « *l'ensemble de moyens et méthodes recueillant, contrôlant, distribuant les informations nécessaires à l'exercice de l'activité en tout point de l'organisation. Sa fonction est de produire et de mémoriser les informations, représentations de l'activité du système opérant (système opérationnel) puis de les mettre à disposition du système de décision (système de pilotage) ».* Sa définition de 1999 précise les trois composantes du système : « ***Un système d'information englobe un système opérant, un système d'information (SI) et partiellement un système décisionnel (SD)*** » (Figure 45).

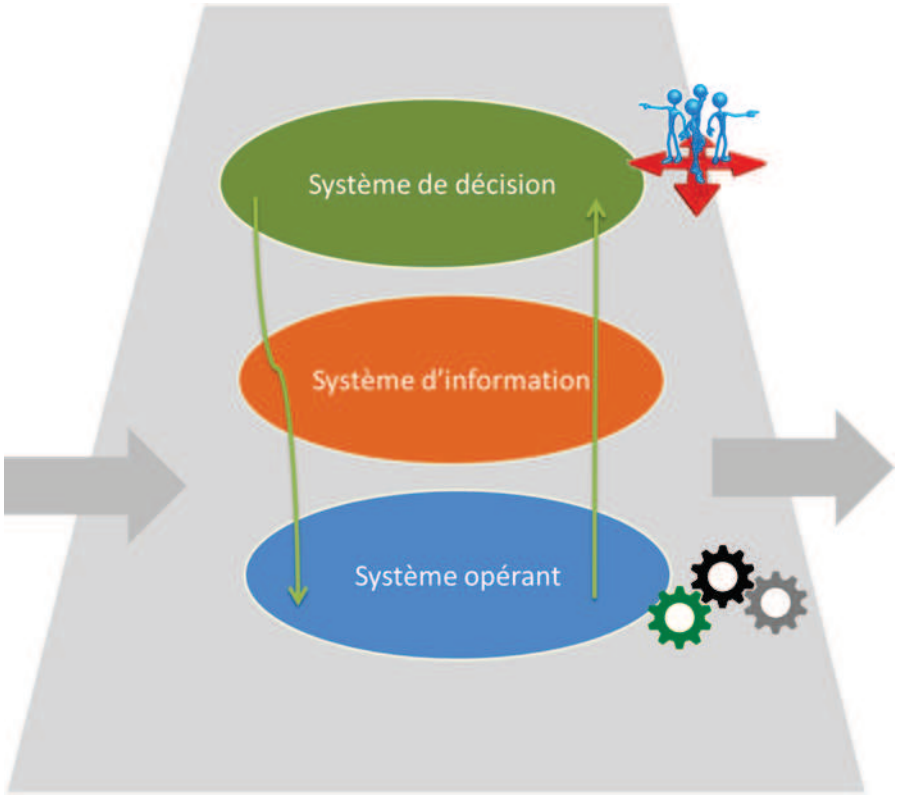


Figure 45 : Système d'information selon Le Moigne (1999). °

Thiery et al, 2004 distinguent eux aussi ces trois sous-systèmes : le système de pilotage, le système d'information et le système opérant. Piloter, c'est alors « définir, déclarer, choisir les informations dont on a besoin pour obtenir une vue de l'état du système modélisé ». Pour ces auteurs, le «Système d'Information (SI) se compose i) d'informations, de données structurées et organisées sous forme de tableau, ii) des acteurs intervenant dans le système comme fournisseurs de données, demandeurs de traitements ou de requêtes, et enfin iii) des outils informatiques nécessaires au bon fonctionnement du système : matériels, réseaux et logiciels de gestion des bases de données.

III.1.1.2 Système décisionnel

Le terme de **« système d'information décisionnel »** (SID) est devenu plus courant ces dernières années. Mais il correspond à des réalités très différentes. Ainsi, les collectivités territoriales en font écho dans leur revue : dans ce cas particulier, le SID répond à un besoin de pilotage économique suite aux restrictions budgétaires. Les systèmes décisionnels produisent des indicateurs ou s'appuient sur des modèles dont l'objectif est de **simplifier la réalité pour aider à la prise de décision**. La décision doit toutefois pouvoir considérer la complexité de l'écosociosystème dans le contexte duquel elle va être prise, une partie de ces données étant difficilement accessibles ou purement qualitatives. « Le

modèle ou l'indicateur n'est pas la réalité, s'en est une représentation. La décision ne s'applique pas à une représentation, mais à la réalité (Crozat, 2016).

Selon Annoni (2007), « *Un système d'information décisionnel (SID) est un système qui réalise la collecte, la transformation des données issues de sources et d'espaces variés ainsi que la caractérisation des données résumées en vue de faciliter le processus de décision. «*

La gestion de ces données décisionnelles a fait l'objet de nombreux travaux, en lien avec les entrepôts de données (Ravat, 2007, Miralles, 2006, Bimonte, 2015). Le système décisionnel se compose alors de bases de données multidimensionnelles, d'un entrepôt de données permettant l'exploration des dimensions associées aux données, et d'outils de fouille de données pour répondre aux questions des décideurs.

Le système décisionnel peut être nourri par des informations thématiques, économiques mais aussi par de l'information spatiale. Cette dernière est particulièrement utile pour l'appui à la décision en agro-environnement, entre acteurs et processus physiques en jeu. C'est aussi **un outil de médiation** entre acteurs de la société pour définir des stratégies de gestion concertée et les mettre en œuvre.

III.1.1.3 Système d'information à références spatiales

L'utilisation d'informations spatiales soulève des questions spécifiques sur l'acquisition des données, leur traduction en information pertinente, les échelles d'analyse et l'utilisation d'outils informatiques adaptés. L'information géographique possède une référence spatiale (coordonnées X ; Y ; Z). Elle est numérique et visualisable sous forme de cartes, avec l'idée de carte potentielle qui puisse être affichée ou imprimée.

Les systèmes d'information géographiques (SIG) sont organisés sous forme de couches d'information spatiale représentant un thème spécifique et regroupant des entités spatiales de même nature : points, lignes, polygones etc. (Figure 46). Le terme de « SIG » fait souvent référence au logiciel en langage courant, quand le terme de SIRS (système d'information à références spatiales) fait plus clairement référence à la notion plus large de système d'information.

Dans le cas d'un SIRS, l'objectif sera de structurer les données, d'organiser les traitements, de développer les outils d'analyse en manipulant des informations géographiques dans un même référentiel. Le SIG (système d'information géographique) inclut un système de gestion de base de données (SGBD) qui permet de structurer des bases de données dans un format standard et fournit des outils pour la saisie, la validation, le stockage, la manipulation, la recherche et l'extraction de données. Il est ainsi possible de gérer simultanément des données sémantiques et des données de localisation ou de topologie.

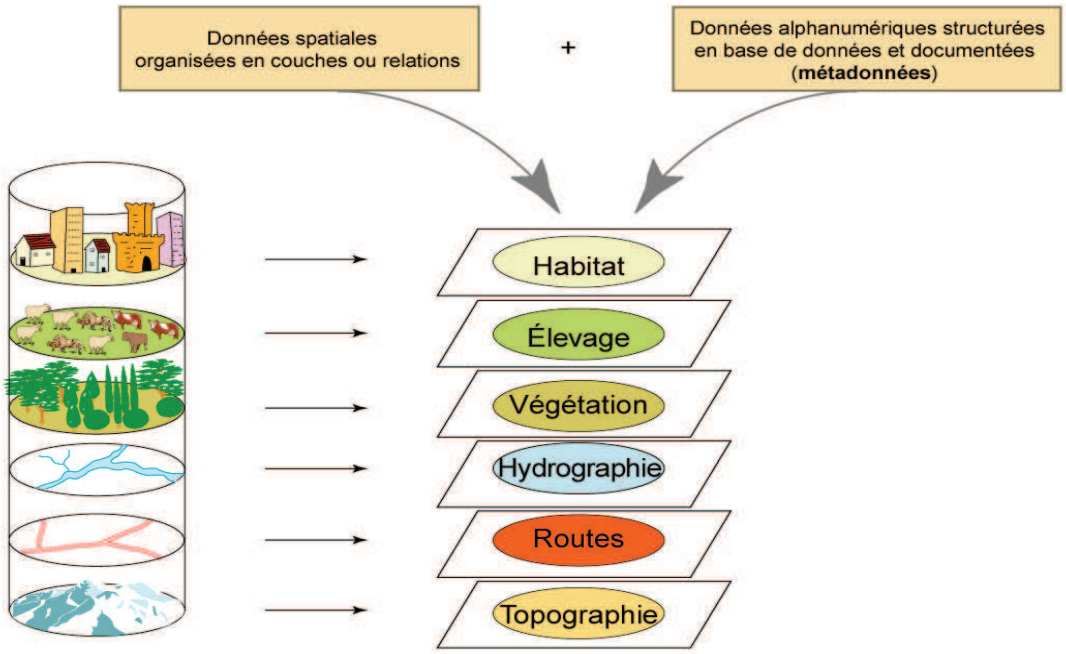


Figure 46 : Organisation d'un SIG en couches d'information

L'une des particularités du SIG, hors ses fonctionnalités intéressantes d'analyse spatiale, est de pouvoir restituer les informations sous forme de cartes, restitutions particulièrement prisée des acteurs impliqués dans les programmes d'action territoriaux. Les SIG sont maintenant largement implantés dans de nombreuses institutions et collectivités territoriales, phénomène qui s'est amplifié avec l'apparition de logiciels libres (comme QGIS) et le développement des capacités de traitement des ordinateurs et des imprimantes.

III.2 Des systèmes d'information institutionnels sur les pesticides

Dans les phases de diagnostic, de préparation et de suivi des programmes d'action agro-environnementale, les décideurs nécessitent, pour établir une décision publique appropriée, de s'appuyer à la fois sur des données relatives au milieu et à son évolution mais aussi sur des données concernant l'agriculture et ses trajectoires. Ils font appel, directement ou via les bureaux d'études chargés des diagnostics de territoire, à certaines bases de données institutionnelles, spécialisées par enjeu et adaptées à certaines échelles spatiales.

III.2.1 . *Bases de données institutionnelles sur les produits phytosanitaires et leurs usages*

Il existe différents bases de données institutionnelles relatifs aux produits phytosanitaires. Citons :

- **La base INERIS** : cette base de données, créée par l'INERIS, regroupe en 2006 environ 1200 substances actives (SA) contenues dans 18000 produits différents, toutes cultures confondues. Elle permet de connaître la composition de chaque produit en SA.

- **La base SIRIS** : cette base recense également les substances actives présentes dans les produits commerciaux mis sur le marché. Elle est constituée de 551 substances actives en 2006 et répertorie différentes caractéristiques intrinsèques des substances actives afin de pouvoir en réaliser un classement. On y trouve en particulier les critères de toxicité et d'écotoxicité ainsi que l'interdiction ou non de la substance active.

- **La base AGRITOX** : créée initialement par l'ex-SSM (Structure Scientifique Mixte) du département de Phytopharmacie et d'Ecotoxicologie de l'INRA, elle regroupe des données concernant les propriétés physiques et chimiques, la toxicité, l'écotoxicité, le devenir dans l'environnement et les données réglementaires relatives aux substances actives.

- **ARVALIS** – Institut du végétal a mis au point une base de données **(Phytcom)** réactualisée chaque année sur les produits phytosanitaires utilisables sur les cultures. La base renseigne sur les spécialités commerciales, leur composition, leurs usages et leurs cibles, leur classement toxicologique ainsi que leurs phrases de risque et de conseil de prudence. Une entrée par substance active permet d'accéder à toutes leurs caractéristiques physicochimiques, toxicologiques et écotoxicologiques.

- L'index phytosanitaires **ACTA** et le site **E-phy** du Ministère de l'Agriculture : ces ressources complètent les données issues des bases précédentes.

Il faut souligner que les conditions d'accès à ces bases de données sont toujours limitées. Elles produisent des informations sur les produits et les molécules utilisées pour les traitements phytosanitaires, leurs caractéristiques physico-chimiques et éco-toxicologiques, avec cependant des valeurs ou des intervalles de confiance variés d'une base à l'autre, qui rendent difficiles leur utilisation. Quel choix faire face à des valeurs divergentes pour une même molécule ?

Ainsi, on voit se développer des systèmes d'information spécialisés avec des interfaces utilisateurs dont un des objectifs est que l'utilisateur potentiel puisse formuler des interrogations sur critères et s'y retrouver plus facilement (Le Grusse, 2017).

Il existe également des systèmes d'aide à la prise de décision qui fournissent une synthèse des connaissances disponibles sur les interactions entre culture ; produit utilisé, risques en termes de santé et d'environnement, à destination des agriculteurs eux-mêmes (Singh et Gupta, 2016) ou des gestionnaires de l'eau (Fischer et al, 2017) (Figure 47).

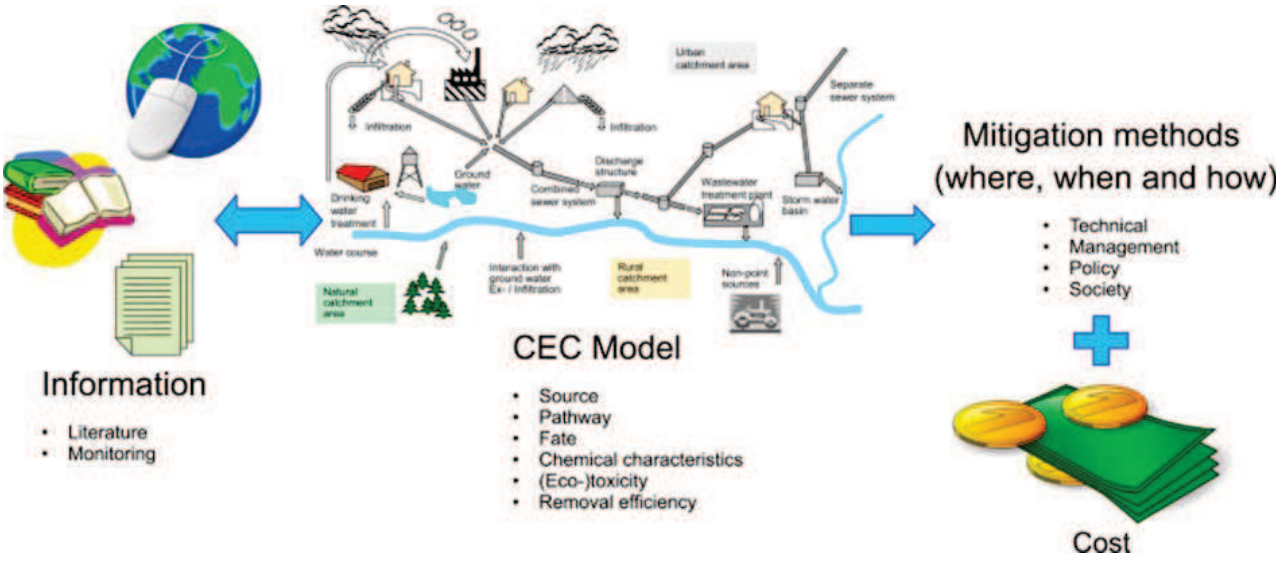


Figure 47 : Schéma du système d'aide à la décision pour les stratégies de lutte (tDSS)(Fischer et al, 2017)

III.2.2 *Données institutionnelles sur les pratiques agricoles*

Les activités agricoles, de par leur présence sur le territoire et leur potentiel de pression se retrouvent **au cœur de cible des programmes d'action environnementaux à enjeu « eau »**. Si le territoire d'action est suffisamment petit pour envisager des enquêtes exhaustives chez les agriculteurs, il faut pouvoir gérer ces enquêtes, traiter les données recueillies, ce qui n'est pas toujours évident pour les animateurs de ces programmes. Dans le cas d'un territoire plus vaste, **des données institutionnelles telles que le recensement agricole (RA) ou le Registre Parcellaire Graphique (RPG)** apportent des informations sur les activités agricoles et les pratiques. Toutefois, les données ne peuvent pas être utilisées en l'état car ces recensements n'ont pas été conçus pour répondre à la problématique agro-environnementale.

Le RA propose une nomenclature précise des cultures et des pratiques mais il les agrège, sur la base du lieu du siège d'exploitation, ce qui induit de base des erreurs d'affectation géographiques des surfaces par commune. L'utilisation de ces données à une échelle non plus administrative mais liée à une logique hydrologique demande des traitements spécifiques (Vernier et al, 210). Par ailleurs, les données du RA relèvent désormais du régime juridique des enquêtes statistiques et leur diffusion publique est soumise au secret statistique. Leur exploitation nécessite une accréditation et un accès distant au système sécurisé de l'INSEE. Ces contraintes rendent l'utilisation du RA communal quasi impossible pour les animateurs de programme d'action à l'échelle d'un bassin versant ou d'une zone de captage.

Le RPG permet de localiser et d'identifier les parcelles agricoles dans le cadre de la Politique Agricole Commune (PAC) sur la base d'ortho-photographies au 1/5000. Il est géré et mis à disposition

de manière anonymisée par l'Agence de Services de Paiement (ASP). Une version publique simplifiée est disponible par téléchargement, l'accès à des versions plus détaillées nécessite de passer une convention. Le RPG est la base d'informations disponible la plus précise pour décrire spatialement l'occupation agricole du territoire, sauf pour les cultures non soumises à la PAC (vignes, maraîchages, etc.). La nomenclature du RPG est moins précise que celle du RA pour l'individualisation des cultures. Pour obtenir une vision pluriannuelle des successions culturales, les fichiers du RPG peuvent être croisés par géo-traitement afin de connaître les successions culturales « observées » sur une période donnée et permettre une analyse des systèmes en place. Les îlots culturaux, recomposition de parcelles agricoles, peuvent se superposer ou disparaître d'une année sur l'autre, ce qui complexifie le transfert des paramètres et nécessite des traitements. Des programmes ont été développés pour traiter ces données, soit en appui à des projets de recherche (Vernier et al, 2014) soit pour une diffusion à une plus large échelle (Martin et al, 2012, logiciel RPGexplorer).

La base d'information géographique Corine Land Cover (CLC) peut être utilisée pour compléter les zones non renseignées par le RPG (forêt, urbain, vignoble). Actualisée en France par l'Institut français de l'environnement (Ifen) en 2006, la base CLC fait partie d'un programme européen CORINE. Selon le guide d'utilisation (Commissariat Général au développement durable, 2009), la base CLC est réalisée à partir de photo-interprétation d'images satellites de précision de 20 mètres en décrivant des unités homogènes du territoire à une résolution de 25 hectares. Cette base est peu précise mais elle est souvent la seule disponible, en l'absence de données traitées à l'échelle régionale et de manière systématique.

L'accès aux données sur les itinéraires techniques est particulièrement difficile car ces données relèvent du régime juridique des données « personnelles » et il nécessite une autorisation directe de chaque agriculteur, des déclarations à la commission informatique et liberté (CNIL). Des enquêtes nationales sur les pratiques culturales à l'échelle parcellaire sont réalisés périodiquement (1994, 2001, 2006) par les services statistiques du Ministère en charge de l'Agriculture (SCEES/SSP). Plusieurs milliers de parcelles sont enquêtées, en fonction d'un tirage aléatoire systémique à partir des points d'observation du réseau Teruti de suivi de l'utilisation des sols. Ces enquêtes ont de ce fait une certaine représentativité statistique. Les variables enquêtées concernent l'itinéraire technique mis en œuvre sur l'année : mode d'implantation de la culture, gestion de la fertilisation, rendement,… mais leur conception et leur manque de spatialisation rend leur utilisation compliquée.

Selon les secteurs d'activité agricole, des études spécifiques ont été réalisées sur de petits échantillons. Ainsi, Guichard et al ont mené entre 2005 et 2006, des enquêtes ponctuelles sur les pratiques phytosanitaires d'éleveurs laitiers de Bretagne-Pays de la Loire, du Nord-Picardie et des Pyrénées-Atlantiques. 73 fermes ont été enquêtées. Cet échantillon, même s'il constitue la première base

d'informations sur les pratiques phytosanitaires des éleveurs, n'a toutefois pas de représentativité statistique.

En résumé, des informations indispensables pour le territoire d'action, l'occupation du sol par l'agriculture et les pratiques, sont difficiles à obtenir « directement » par l'utilisation des bases de données institutionnelles.

III.2.3 - *Données institutionnelles sur les milieux*

La connaissance des sols est une donnée importante pour déterminer la sensibilité du milieu aux pollutions diffuses. Il existe une base de données des sols de France accessible sous forme de couches d'informations géographiques. Mais la couverture pédologique est très hétérogène et le niveau d'échelle de la base, à savoir le 1/1000000 limite la possibilité de représentation de cette variabilité : les zooms sont donc « délicats ». Les bases de données régionales, souvent gérées par les chambres d'agriculture, offrent une meilleure précision mais, dans ce cas également, être à cheval sur deux régions peut poser des problèmes d'accessibilité et surtout de nomenclature. Les échelles (1/250 000, 1/100 000) restent peu adaptées aux territoires d'action agro-environnementaux. Des études locales plus précises (exemple pour des appellations) existent mais sont rarement faciles d'accès. Une approche de description des systèmes agricoles doit se référer à une typologie simplifiée des sols qui demande de la compétence technique et de l'expertise. Des programmes nationaux comme le GIS SOL ou des réseaux comme le RMT sols et territoires travaillent en ce sens.

L'accès à **des cartes de pentes** peut s'avérer également compliqué. Il est possible d'en réaliser à partir d'un modèle numérique de terrain (MNT) si l'on a les outils et les compétences. Les MNT en libre accès n'ont pas toujours la précision souhaitée, malgré un effort récent de la part d'IGN[25].

D'autre part, si des **bases de données de surveillance des milieux** (qualité, quantité de l'eau) comme celle des Agences sont en ligne et permettent de télécharger des données ou d'afficher des synthèses, il reste à traiter ces données pour qu'elles correspondent au territoire d'intérêt des acteurs locaux. Il existe peu de bulletins de synthèse diffusés à l'échelle d'un bassin versant ou d'un territoire d'action. Les acteurs sont donc toujours conduits à croiser des données issues de différentes sources ou études pour se faire une idée de l'évolution de la qualité de l'eau sur leur territoire.

[25] Le site IGN (professionnels.ign.fr) fait le point sur la gratuité des données disponibles.

IV DIFFERENTS OUTILS DEVELOPPES POUR UNE AIDE A LA GOUVERNANCE DES PROGRAMMES D'ACTION

Il s'agit ici de présenter différents types d'outils développés pour aider les gestionnaires de l'eau, acteurs ou animateurs des programmes agro-environnementaux. Ce ne sont pas des systèmes d'information tels que nous les avons définis mais des « briques » pouvant s'intégrer ou être reliés à des systèmes d'information.

IV.1 A l'échelle parcellaire

Ce sont les plus nombreux « sur le marché ». Les outils de diagnostic parcellaire comme par exemple Syst'N, Arthur, DAEG (outil Agro-transfert) sont destinés à être utilisés par des agriculteurs. Ils ont pour objectif de simuler des modifications de pratiques (ou de successions culturales sur une parcelle) dans un contexte pédoclimatique donné. Ces outils de diagnostic conçus pour les agriculteurs sont le plus souvent mis en œuvre par des conseillers agricoles : ceux-ci n'ont pas les mêmes besoins, par exemple ils ne gèrent pas une exploitation mais plutôt un « portefeuille » de parcelles ce qui devrait conduire à faire évoluer les outils. De même, les bureaux d'études ou les organismes techniques les utilisent en appui technique ou expertise dans le cadre d'appui à des programmes, avec d'autres objectifs que la gestion des parcelles d'une exploitation. D'autres outils comme Arpeges (Gauroy et al, 2012) s'inspirent du diagnostic CORPEN à l'échelle parcellaire et essaie de prendre en compte des éléments de vulnérabilité pour aller jusqu'à un risque de transfert. Dans ce cas, le bassin versant est découpé en zones dont les sols ont un fonctionnement hydrologique semblable puis un arbre de décision résultant d'une expertise est appliqué pour déterminer les zones les plus à risque. La seconde partie de l'outil consiste en une validation des données utilisées et du résultat du diagnostic par une visite indispensable sur le terrain.

La méthode INDIGO® (Bockstaller et Girardin, 2006) produit un indicateur Iphy qui permet d'évaluer les impacts des pesticides sur l'environnement à l'échelle de la parcelle. Basé sur un système expert, il prend en compte les caractéristiques des substances actives (sa), de la parcelle et les conditions d'application. Le résultat obtenu est un score I-PHYsa sous la forme d'une note sur 10. Certains auteurs (Le Bellec et al, 2013) estiment que cet indicateur est difficile de l'utiliser en l'état et proposent d'identifier les variables à l'origine du score à l'aide d'arbres de régression pour pouvoir l'utiliser dans un contexte d'aide à la décision.

IV.2 Des outils à l'échelle territoriale

Les outils à une échelle territoriale plus large ont plutôt pour utilisateurs potentiels des gestionnaires de bassin (agences, EPTB) ou des instituts techniques/chambres d'agriculture pour le côté agricole.

Sans vouloir être exhaustifs, nous présentons quelques exemples de différents types d'outils utilisables à cette échelle.

IV.2.1 *Des outils pour appuyer la négociation entre acteurs*

Co-click'eau est un outil d'aide à la négociation pour l'élaboration de plans d'actions qui visent à réduire les pollutions d'origine agricole sur les Aires d'Alimentation de Captage (AAC) (Ballot et al 2012). Il mobilise notamment le Diagnostic Territorial des Pressions Agricoles et le Diagnostic de vulnérabilité intrinsèque réalisés sur les AAC. Il permet de représenter des systèmes culturaux de manière non spatialisée sur un territoire (assolement composé de cultures et leurs précédents) pour tester des hypothèses d'atteinte d'objectifs technico-économique (IFT, balance azote, marge) en fonction des systèmes composant cet assolement (conventionnel, innovant, bio). De fait, l'utilisation par l'animateur du programme d'action AAC n'est pas autonome mais demande une assistante forte (pour le moment assuré par l'Inra).

Ce type d'outil peut être utilisé à l'échelle territoriale mais il n'est pas spatialisé et il ne peut évaluer l'impact réel des modifications de pratiques localisées. Il permet aux agriculteurs et autres acteurs impliqués de discuter sur les pratiques actuelles et futures, remplissant ainsi une matrice, qui permettra, par programmation linéaire, d'extrapoler les modifications envisagées à un assolement global. La matrice peut se révéler compliquée et longue à remplir. C'est néanmoins un bon outil d'aide à la négociation locale, bien adapté aux petits territoires d'action.

IV.2.2 *Des outils pour produire une vision spatialisée de l'agriculture et calculer des indicateurs*

Certains outils ont été développés avec comme objectifs de produire une vision dynamique et modélisée de l'agriculture sur un territoire d'action, et de calculer des indicateurs. L'outil **RPGexplorer** (Levasseur et al, 2015, Martin et al, 2012) permet d'utiliser les données du RPG spatialisées à l'échelle de l'ilot agricole, pour déterminer une occupation du sol et des rotations à une échelle territoriale, avec un regard agronomique et « systémique » affectant des cultures dans des rotations en fonction de règles. Il permet aussi de calculer des indicateurs. Il est actuellement diffusé sous forme d'un logiciel par l'Inra. Il est utilisé dans certaines collectivités territoriales.

L'outil développé dans le cadre du programme d'action du BAC Coulonge se situe dans cette catégorie (**méthode IMAS,** Vernier et al, 2017). Il s'appuie sur l'expertise des conseillers agricoles du territoire, pour une culture donnée ou un secteur donné et permet de décrire des rotations culturales par type de sol à l'échelle territoriale avec un regard plus « environnemental »..

IV.2.3 *Des outils pour évaluer des vulnérabilités ou des transferts de pesticides*

Des méthodes et outils ont été développés avec comme objectif de définir des vulnérabilités ou des potentialités de transfert de pesticides vers les eaux.

La méthode ARPEGES (analyse de risque de pesticides pour la gestion des eaux de surface) a été déclinée à l'échelle nationale pour estimer le risque global de contamination des masses d'eau, en utilisant des sources de données institutionnelles (Carluer et al, 2010). Elle serait difficile à mettre en œuvre à une échelle plus locale.

Des méthodes développées par Vernoux et al (2007, 2014) fournissent des outils pour délimiter des aires d'alimentation de captage et ainsi, définir leur vulnérabilité intrinsèque aux transferts et leur vulnérabilité spécifique aux transferts de pesticides. Des outils spécifiques doivent être fournis pour les zones karstiques. L'utilisation de modèles (MACRO, PELMO, PRZM, PEARL) utilisés pour l'homologation des produits phytosanitaires n'a pas été retenue pour le calcul de la vulnérabilité spécifique car ils ont été jugés trop complexes à mettre en œuvre autrement que pour du cas par cas. Ils restent du domaine de la recherche.

Pour développer la méthode de calcul de la vulnérabilité spécifique de l'AAC étudiée, le BRGM a privilégié des méthodes basées sur les facteurs de retard et les facteurs d'atténuation des transferts, facteurs qui prennent en compte à la fois des paramètres « sols » et des paramètres « substances ». La carte de vulnérabilité est basée sur le calcul de la QL (Quantité Lixiviée) de l'indicateur EPRIP, moyennant quelques adaptations. Des premiers essais avec l'atrazine et l'acétochlore se sont montrés encourageants. Les concepteurs soulignent cependant la nécessité de disposer des données nécessaires à une échelle assez fine. Elles ne sont pas toujours disponibles, ce qui peut nécessiter des acquisitions de données. Par ailleurs, une forte expertise en hydrogéologie est nécessaire (hydrogéologues). Plusieurs essais sont nécessaires pour s'assurer que les résultats obtenus ne diffèrent pas d'une zone à l'autre. L'orientation choisie est essentiellement « eaux souterraines ».

Un guide méthodologique (Catalogne et al, 2013) présente les éléments opérationnels nécessaires à la bonne conduite des premières étapes de diagnostic intervenant dans la démarche de protection des captages dont l'alimentation fait à la fois intervenir des transferts souterrains et superficiels (AAC à transferts mixtes). La méthode est complétée par l'introduction d'une incertitude (méthodes statistiques). Elle fait appel à la notion de bilan (ou principe de complémentarité entre transferts) et de « hiérarchie verticale » des écoulements pour décrire les principaux mécanismes de transferts et de répartition de l'eau dans le sol, depuis la surface jusqu'au substratum puis vers les nappes. La démarche retenue assure alors de facto la cohérence entre les différents modes de transfert. L'influence du climat vis-à-vis de la vulnérabilité est ensuite introduite comme un critère d'abattement des risques, en fonction notamment du volume de précipitations tombé au sol durant la saison considérée.

IV.2.4 *Des outils pour simuler des scénarios*

Des méthodes comme **EPIC GRID** permettent de simuler des flux d'eau et d'azote à différentes échelles : des cellules de 1km^2, le bassin versant de surface, le bassin hydrogéologique et la région. La simulation (plusieurs scénarios) a lieu sur plusieurs années avec des hypothèses d'évolution de l'assolement : elle confirme l'intérêt des cultures intermédiaires sur 75% de la SAU et d'une diminution de la fertilisation. Toutefois, les mesures doivent s'appliquer sur une longue période pour avoir un effet significatif sur la nappe et la diminution des concentrations en nitrate sous la zone racinaire (Sohier et Degré, 2010).

Il existe **peu de méthodes simulant des scénarios d'évolution de pratiques pesticides** à l'échelle territoriale et utilisant de la modélisation hydrologique. Ceci en raison des difficultés de calibration des modèles par manque de données observées et également du petit nombre de modèles hydrologiques capables d'intégrer de manière fine les pratiques agricoles (cf. chapitre 3 section III sur les modèles).

Tous ces outils demandent une **forte expertise thématique et informatique** pour leur mise en œuvre. Mais ils ne répondent pas au besoin d'accompagnement des acteurs dans la gouvernance de leur programme d'action. Leurs résultats sont toutefois à intégrer dans un système d'information en appui à la gouvernance.

IV.3 Les freins et avantages des outils existants

IV.3.1 *Disponibilité et mise à jour des données*

Quel que soit l'outil, modèle, indicateur, méthode ou encore système d'information, dont l'objet est d'aider à concevoir, animer, assurer le suivi de programmes d'action agro-environnementaux, leur mise en œuvre nécessite de disposer de données institutionnelles ou acquises localement, sur les milieux (sol, eau…) et sur les activités humaines, principalement les pratiques agricoles pour ce qui concerne les pollutions diffuses d'origine agricole.

Une première contrainte est le manque de disponibilité de ces données à l'échelle régionale et infra régionale, qui sont les échelles spatiales des programmes d'action (Vernier et Miralles, 2015). Les ateliers ou séminaires rassemblant les acteurs locaux mettent en lumière ces déficits de disponibilité des données à des résolutions spatiales et temporelles plus fines qu'actuellement. Le souhait des acteurs locaux est de disposer de référentiels, sur les couts-efficacités des actions mises en œuvre dans le cadre de ces programmes et également des références empiriques de terrain, en agronomie notamment.

Enfin, **la recherche des sources de données** peut se révéler compliquée car les données sont réparties dans divers organismes et sous différentes formes de structuration ou de format. Malgré les progrès liés à l'apparition de réseaux régionaux, comme le portail cartographique SIGORE en Nouvelle

Aquitaine[26] l'information produite est rarement accompagnée de métadonnées, accessibles et mises en ligne sur des sites Web qui facilite la recherche.

Les métadonnées permettent d'identifier où se trouve l'information, qui la produit et qui la met à jour. Elles décrivent le format et le domaine de validité, spatial et temporel. Desconnets et al (2001) suggèrent d'intégrer les métadonnées comme une dimension à part entière dans les systèmes d'information. Cette recommandation peut être étendue aux systèmes d'information environnementaux à l'usage des gestionnaires et décideurs. Les métadonnées sont surtout utiles pour savoir où se trouve l'information mais ne permettent pas d'y accéder directement ou de l'organiser.

Le second frein est le temps nécessaire pour saisir les données d'entrée dans le système versus le bénéfice attendu par les utilisateurs. En effet, la recherche, le traitement, la mise en forme des données puis leur intégration dans le système d'information (quel qu'il soit) sont des opérations très coûteuses en temps, alors que les structures mettant en œuvre les actions agro-environnementales sont souvent en sous-effectifs. Si la phase de démarrage pour la mise en œuvre d'un système d'information, d'une méthode ou d'un outil peut bénéficier de l'aide d'un organisme extérieur, un bureau d'études ou un organisme de recherche, la question de la mise à jour se pose de manière aigüe pour un suivi dans le temps et un fonctionnement en contexte opérationnel.

Ainsi, on estime qu'une typologie des systèmes, déjà assez lourde à mettre en œuvre, peut espérer une fois terminée une validité de trois à cinq ans. Elle est basée sur une occupation du sol par l'agriculture et des successions culturales résultant des systèmes en place qui évoluent dans le temps. La typologie devra donc être remise à jour d'autant plus rapidement que le territoire évolue. Par exemple, dans le bassin de la Charente, la présence de systèmes irrigués est dépendante de la ressource en eau disponible et les problèmes de disponibilité qui se succèdent ces dernières années peuvent conduire à une évolution rapide de ces cultures sur certains secteurs. Enfin, les pratiques agricoles détaillées par culture (itinéraires techniques) sont des données précieuses, difficilement accessibles à acquérir et mette à jour.

De ce manque de moyens découle **le troisième frein, celui du maintien du système.** Il est important. Au-delà des contingences techniques – mise à jour facilitée par des processus le plus automatisés possible-, une structure est nécessaire pour assurer la pérennité du système, structure locale ou mutualisée à l'échelle régionale.

IV.3.2 *Disponibilité des outils et facilité d'utilisation pour les acteurs*

La spatialisation est un atout pour toutes les problématiques liées aux pollutions diffuses. Les échelles spatiales sont sensiblement les mêmes pour les différents outils existants. L'utilisation de

[26] http://cartographie.observatoire-environnement.org/

logiciels libres (PostgreSQL, PostGIS etc.) est un atout pour la diffusion des outils SIG et bases de données à un grand nombre d'acteurs/utilisateurs potentiels. Toutefois, se pose ici aussi le problème de la maintenance des outils mis à disposition des acteurs par un institut de recherche, un bureau d'études ou lors d'un contrat temporaire. Les utilisateurs, dans les différents séminaires réunissant chercheurs et représentants des structures opérationnelles, pointent le manque d'outils aboutis (disponibles et opérationnels), notamment pour établir la liaison « pression-impacts ».

Des plateformes comme Plage[27] ou Guide (issues du travail du RMT Erytage) offrent une analyse concernant les indicateurs ou outils de diagnostic agro-environnementaux. En parcourant ces sites, on constate que l'offre « territoriale », opérationnelle pour les outils pesticides, est faible. Toutefois, ces catalogues en ligne sur les outils disponibles sont à encourager car elles peuvent aider les gestionnaires à faire un choix parmi différents outils qui leur sont proposés, en fonction de leur échelle d'action et de l'enjeu environnemental. Ils concernent pour le moment essentiellement les indicateurs. Le maintien et la mise à jour tant des sites de référencement que des outils eux-mêmes reste encore problématique.

L'attente des acteurs est également forte sur la possibilité d'**utiliser des modèles** pour pouvoir évaluer l'impact de changement de systèmes et de pratiques jusqu'au transfert dans les cours d'eau (Vernier et al, 2013, Onema, 2011). Cela pose plusieurs problèmes : calage et fiabilité de ces modèles, généricité, appropriation par les acteurs, et plus prosaïquement la manière de les intégrer dans le système d'information : à quel pas temporel et spatial ?

Les outils présentés plus haut, utilisables à l'échelle territoriale, permettent de répondre de manière sophistiquée à un enjeu précis, d'apporter des éléments de connaissance sur les impacts de certaines activités, certains paramètres ou processus en jeu dans les actions environnementales. Toutefois, les animateurs des programmes d'action ont souvent une vision beaucoup plus globale de leur territoire et cherchent des solutions moins cloisonnées. Leur attente semble plus en lien avec un système d'information décisionnel, simple et accessible, capable de mobiliser des éléments de connaissances complexes, issus de modèles par exemple, et de produire un ensemble d'indicateurs relatifs à différentes questions (environnementales, économiques) sur le territoire d'action.

Juan et al (2017) ont établi **un référentiel de différents types d'outils développés** pour un appui aux programmes d'action. Les auteurs soulignent l'abondance de travaux relatifs au diagnostic des pollutions et à la recherche de pratiques agricoles innovantes mais aussi la forte faiblesse des travaux de recherche pour le suivi et l'évaluation de programmes d'actions et pour favoriser le dialogue et l'accompagnement des acteurs.

27 www.plage-evaluation.fr/guide

S'il existe actuellement des **systèmes d'information combinés à des outils de modélisation**, répondant à certains problèmes de gestion (étiages, inondations...), **il en existe peu d'opérationnels** pour l'enjeu pesticides, susceptibles de tenir compte de plusieurs échelles spatiales et de proposer un système convivial d'aide à la décision pour les gestionnaires des programmes d'action.

V LES ENTREPOTS DE DONNEES SPATIAUX APPLIQUES A LA THEMATIQUE AGRO-ENVIRONNEMENTALE : UNE REPONSE APPROPRIEE ?

Nous avons vu en introduction (section I.6) que les solutions informatiques existantes sont peu à même d'accompagner les acteurs autour des programmes d'action eau-pesticides. L'inconvénient majeur des systèmes transactionnels est que les requêtes sont complexes, avec des temps de réponse souvent longs et incompatibles avec une prise de décision rapide. Des systèmes de requêtage Web existent pour interroger les bases de données institutionnelles sur l'eau ou les pesticides, ou plus récemment, dans des domaines spécifiques autour de l'eau ou des systèmes agricoles innovants. Ces systèmes ne donnent pas complètement satisfaction aux attentes des acteurs car ils ne portent que sur une partie des informations nécessaires à la gouvernance du programme.

V.1 Intérêt des entrepôts de données pour assurer un suivi spatio-temporel et une aide à la décision

La demande de souplesse et d'interactivité par les acteurs pour effectuer des suivis spatio-temporels peut, dans une certaine mesure, trouver une réponse avec le développement des entrepôts de données spatiaux.

Les entrepôts de données, que nous avons définis en introduction (section I.6) ont été introduits par Inmon pour répondre à une demande de rapidité (temps de réponse inférieur à 10s et constant) (Inmon, 1981).

Un entrepôt de données (cf. schéma général en Figure 48) **agrège de nombreuses données** (intégration), **les mémorise** dans le temps (historisation) et **les organise pour faciliter les requêtes de prise de décision** (optimisation) (Goglin, 2001).

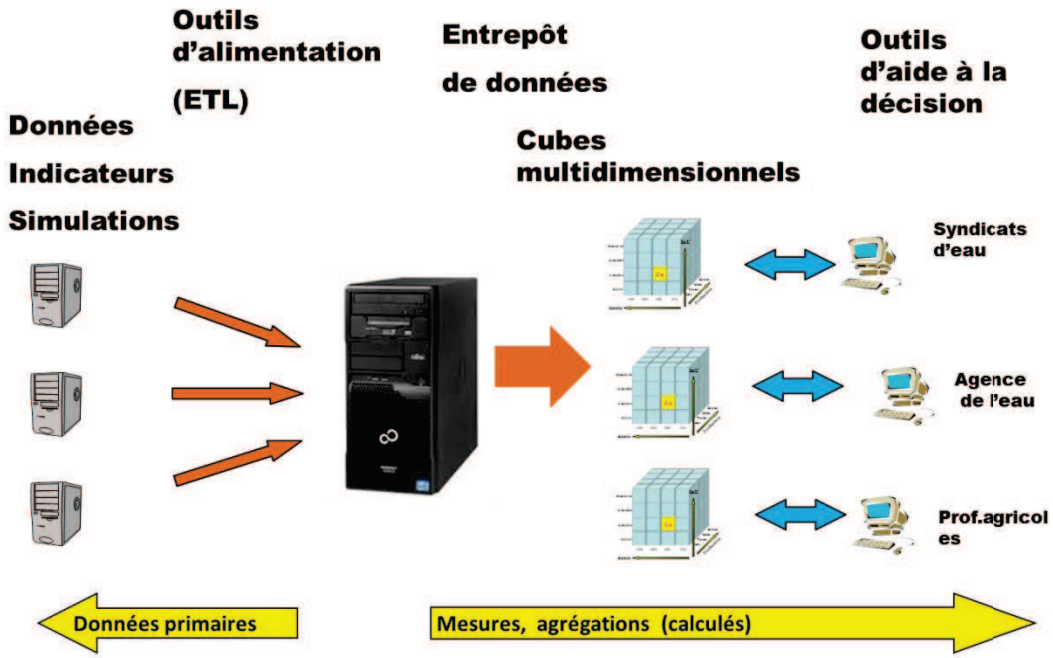


Figure 48 : Schéma général des entrepôts de données (adapté d'après Miralles, 2013)

De fait, les systèmes d'aide à la décision sont de plus en plus souvent réifiés par un entrepôt de données. L'entrepôt de données est matériellement indépendant du système d'information transactionnel, l'information y est structurée dans des cubes multidimensionnels (Figure 49) dont les axes correspondent aux axes d'analyse des acteurs. Ces cubes multidimensionnels reposent sur la métaphore du cube de données (Ravat, 2007). Chaque cube de donnée correspond à une vue sur le modèle multidimensionnel.

La visualisation des données des cubes multidimensionnels a donné naissance à deux familles d'outils qui sont : les outils Online Analytical Processing (OLAP) et les outils Spatial Online Analytical Processing (SOLAP). Les manipulations de données multidimensionnelles consistent en effet à appliquer des processus exploratoires afin de spécifier le cube ou un tableau de résultats à n dimensions. Différents groupes d'opérations, appelées OLAP (Online Analytical Processing) permettent d'analyser les informations contenus dans ces cubes en naviguant entre les niveaux de granularité. L'extension des technologies OLAP au spatial (SOLAP) a permis d'intégrer la dimension spatiale dans les axes d'analyse thématique et les restitutions (Bimonte, 2016). Certains auteurs (Malinowski & Zimányi, 2008, Glorio & Trujillo, 2008, Miralles, 2016) ont conçu des outils particuliers dans les AGL pour la conception des entrepôts de données spatiaux.

La technologie des entrepôts de données présente l'avantage important de pouvoir gérer l'information à plusieurs niveaux de granulométrie. Par exemple, dans la dimension spatiale, l'information pourra

être restituée à la parcelle, au bassin versant ou à un ensemble de bassins versants selon les besoins exprimés par les acteurs. Pour la dimension spatiale, ces granulométries sont en fait les échelles spatiales intéressant les décideurs (exemple, en Figure 49, par sous bassin versant (sbv)).

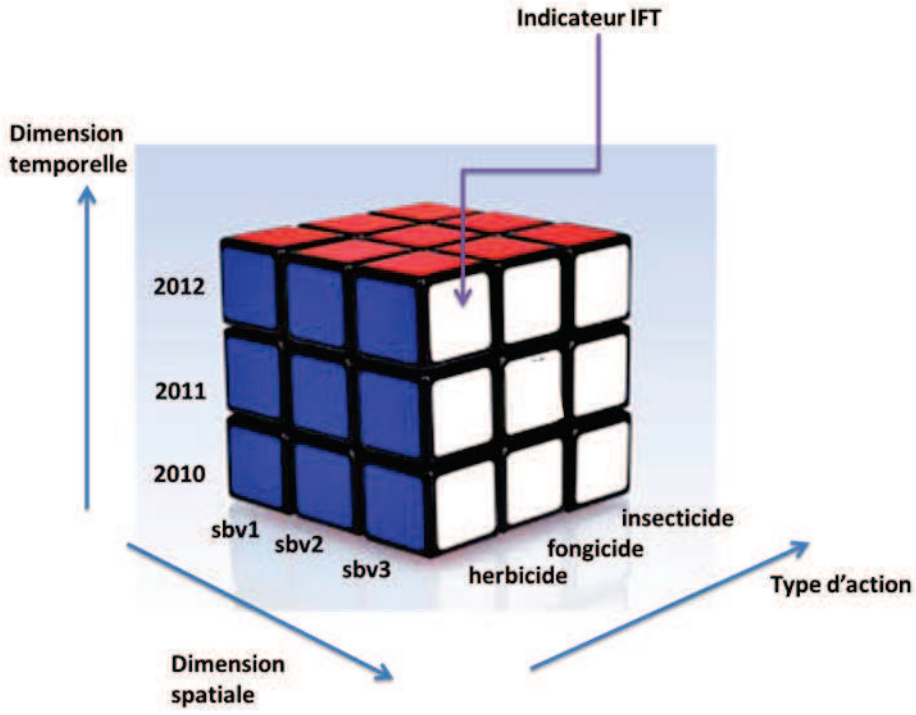


Figure 49 : Principes d'un cube multidimensionnel, agencement des données

Les indicateurs sont donc vus avec plus ou moins de détail. La navigation ascendante (roll up) permet de remonter à la racine de la hiérarchie et la navigation descendante (drill down) permet de descendre au niveau le plus fin. Par ailleurs, il est possible de travailler avec un sous-ensemble des données du cube (sélection). La qualité des indicateurs obtenus suite à l'agrégation de données, en plus de la qualité intrinsèque des données déjà évoquée, dépend à la fois (i) de conditions de schéma sur les structures multidimensionnelles et (ii) de conditions sémantiques sur les définitions des indicateurs d'analyse (Bimonte et al, 2016).

V.2 Application à la thématique agricole et environnementale

L'application des entrepôts de données en agriculture a été réalisée jusqu'ici principalement pour des applications technico-financières, permettant de visualiser des tableaux de bord économiques, des informations relatives aux populations animales ou des mesures de performance technique (Nilakanta et al 2008, Schulze et al 2007). Le ministère américain de l'Agriculture a ainsi élaboré un entrepôt de données à partir d'enquêtes agricoles et des données de recensement dans une perspective d'analyse

technico-administrative (Yost, 2000). Les niveaux d'agrégation y restent liés à des entités financières ou administratives et ne prennent pas en compte les questions environnementales. La technologie d'entrepôt de données utilisée ne permet pas aux utilisateurs de visualiser et d'analyser les données géographiques. L'outil SOLAP aujourd'hui disponible est construit pour appuyer l'analyse et l'exploration de données spatio-temporelle rapide et facile, en suivant une approche multidimensionnelle composée de niveaux d'agrégation disponibles dans les affichages cartographiques ainsi que dans les tableaux et diagrammes affichés» (Bédard, 1997).

Une application à la thématique agro-environnementale et plus particulièrement aux programmes à enjeu pesticides a été réalisée par les équipes de l'Irstea (Pinet et al, 2010, Miralles, 2011, Vernier et al, 2013) dans le cadre d'un projet de recherche ANR Carnot. Un premier modèle conceptuel a été développé pour organiser l'information pertinente sur les bassins versants et les activités agricoles dont notamment les pratiques phytosanitaires, à différentes échelles spatiales (Vernier et al, 2013, Vernier et Miralles, 2015). Ce premier modèle a été complété par des travaux sur l'utilisation conjointe de données ponctuelles et surfaciques dans les cubes multidimensionnels (Vernier et Miralles, projet IEPAP, 2016). Plusieurs projets de recherche (IEPAP, EQUIP et MYRIPHYQUE), réunissant une partie des partenaires du premier projet, a permis d'explorer l'utilisation de ce type d'entrepôt de données pour la confrontation de valeurs d'indicateurs agro-environnementaux ou de modèles de simulation de transferts à la parcelle.

V.3 Freins et avantages

Selon Yvan Bédard (1997), ces outils SOLAP peuvent être définis comme des logiciels de navigation rapide et facile dans les bases de données spatiales qui offrent plusieurs niveaux de granularité d'information, plusieurs thèmes, plusieurs époques et plusieurs modes de visualisation synchronisés ou non : cartes, tableaux, et graphiques, statistiques. **Le schéma des dimensions est prédéterminé et délimite le périmètre des requêtes.** Mais ce manque de souplesse lié à la définition préalable des axes d'analyse et des indicateurs n'est pas bloquant car les cubes peuvent être « cassés » et reconstruits à la demande et à volonté (Miralles, 2014). Le découplage matériel permet de multiplier à volonté le nombre de cubes et de personnaliser chacun d'eux pour un besoin particulier, une famille d'acteurs, etc.

Les entrepôts de données spatiaux sont adaptés au contexte des actions agro-environnementales car la composante spatiale y est très importante et le grand volume d'information à restituer conduit à privilégier des restitutions cartographiques, sans exclure les autres. Toutefois, la mise en œuvre d'entrepôts de données a aussi ses limites car le schéma des dimensions prédéterminé délimite le périmètre des requêtes, comme précisé ci-dessus et d'autre part l'accessibilité des données pour certaines échelles temporelles ou spatiales peut constituer un blocage.

L'utilisation des entrepôts de données n'est pas exclusive de celle du requêtage possible sur la base de données. L'entrepôt de données a pour objectif **une aide à la décision rapide et interactive,** par exemple à partir d'une vue sur un indicateur pesticide dans un sous-bassin du territoire d'action, obtenir immédiatement la réponse à la question « et la même chose sur cet autre bassin versant ? ».

En revanche, il est possible et complémentaire de développer des fenêtres de saisie pour la mise à jour, ou des requêtes de routine, avec une technologie classique. On perd dans ce dernier cas, côté utilisateur, le côté interactif recherché. L'entrepôt de données est plus adapté pour constituer le système décisionnel.

VI LES OBSERVATOIRES

La capitalisation est possible et à encourager dans les entrepôts de données spatiaux. Beaucoup de données sont détenues à l'échelle régionale, de même qu'une grande partie de l'expertise. Des synergies existent entre des programmes d'action pour la qualité de l'eau et d'autres actions sur la biodiversité. C'est pourquoi, au-delà d'entrepôts de données spatiaux en agro-environnement, il parait souhaitable de voir se développer de véritables observatoires agro-environnementaux, pôles de connaissances, d'expériences et d'expertise à l'échelle régionale ou d'un territoire d'action.

VI.1 Définitions et objectifs

Nous retiendrons comme définition d'un observatoire celle donnée en introduction (section I.7). Loireau et al proposent un observatoire de type OSAGE (Observatoire en appui à la gestion des territoires) (Figure 50). Un observatoire OSAGE (Observatoire Scientifique en Appui aux Gestionnaires de Territoire) permet de comprendre les processus en jeu face à une Question de Société, de faciliter les discussions et les négociations entre acteurs et d'accompagner les décisions des gestionnaires des territoires (Loireau et al, 2014, 2017). C'est un système complexe au sens de Le Moigne (1999) qui englobe un système opérant, un système d'information (SI) et partiellement un système décisionnel (SD).

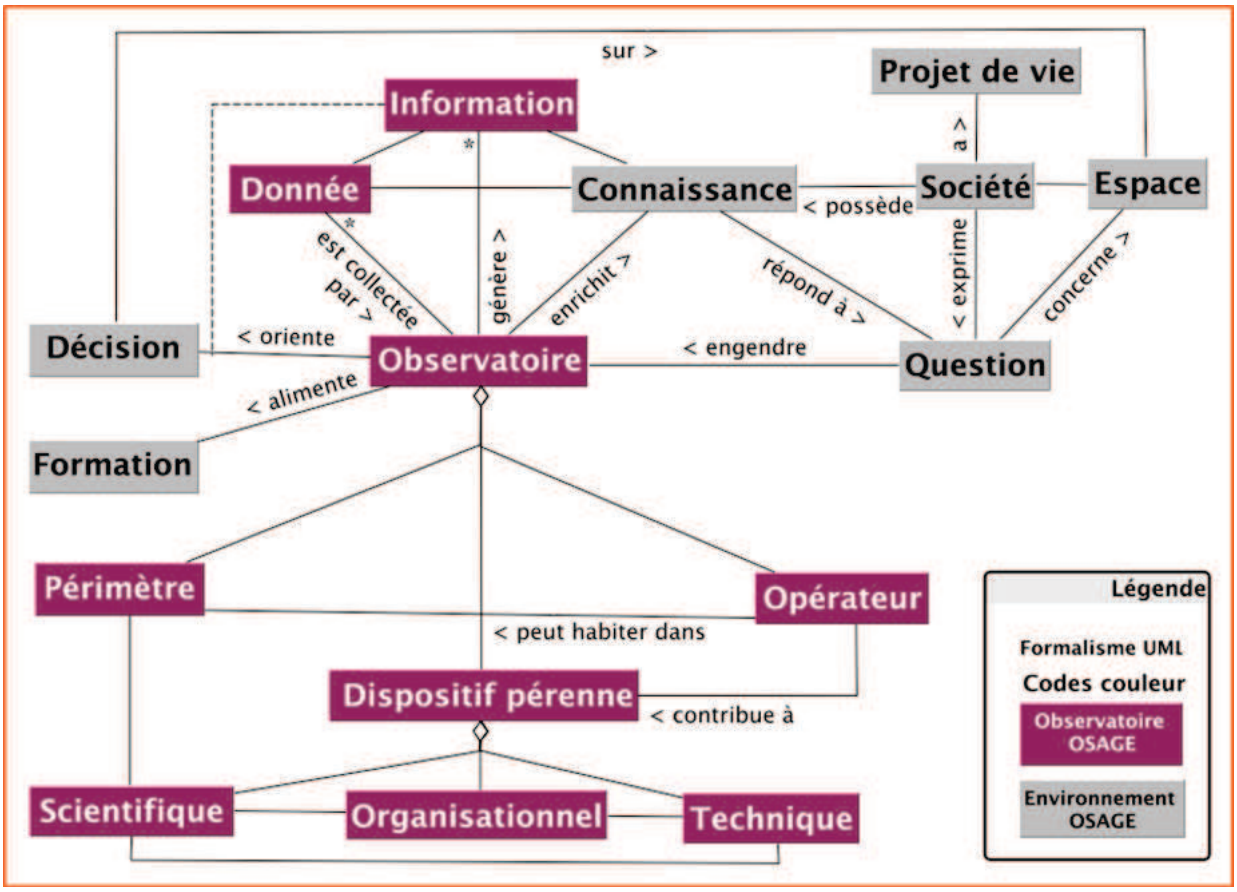


Figure 50 : Structure générale d'un l'Observatoire Scientifique en Appui à la GEstion des territoires (OSAGE) (Loireau et al, 2014)

La conception du système d'information proposé dans ma thèse s'appuie sur ce modèle théorique et préfigure la mise en place d'un futur observatoire agro-environnemental sur les trois volets technique, scientifique et opérationnel d'un dispositif pérennisé. Les « séquence recherche » et « séquence suivi » du modèle OSAGE proposent des allers retours entre phase de conception et phase de mise en œuvre de l'observatoire. Le cycle de vie des programmes d'action agro-environnementaux nécessite en effet d'intégrer régulièrement de nouvelles connaissances scientifiques ou expertises. Les phase de bilan s'appuient sur des données chronologiques traitées et restituées et permettent de compléter, de réorienter ou mettre remettre en cause les modèles, avant de démarrer un nouveau cycle.

La démarche CoObs (Tonneau et al, 2017) est une **autre méthode de conception collaborative d'observatoires territoriaux.** Co-Obs est ainsi basée sur l'élaboration de trois modèles : le modèle des dynamiques territoriales, le modèle de l'action et le modèle de l'observation. Les observatoires territoriaux sont alors vus comme des dispositifs de coopération favorisant des processus d'apprentissage collectif et éclairant les choix sociétaux. Leur mise en œuvre implique de construire simultanément une organisation, un projet et un système d'information dans un processus de validation mutuelle. Ces objectifs rejoignent donc en partie ceux de ma thèse qui propose de mobiliser

l'information pertinente et disponible, ainsi que l'expertise des acteurs locaux dans un système d'information, pour contribuer à une gouvernance plus éclairée des programmes d'action agro-environnementaux.

VI.2 Quelles qualités pour un observatoire agro-environnemental

Un observatoire agro-environnemental devrait combiner : i) un suivi des pratiques agricoles avec un regard environnemental (agro-écologie, agriculture bio, systèmes innovants, pratiques raisonnées…), ii) un suivi des coûts associés pour les enjeux déclinés dans les programmes d'action (quantitatif, nitrates, pesticides, etc.) avec une capitalisation dans le temps et sur le territoire d'action (Vernier et Miralles, 2015, 2016). L'aspect économique est important car il conditionne l'amplitude des mesures financées pour les animateurs du programme et le nombre d'agriculteurs prêts à s'engager dans des actions de modification de leurs pratiques ou de changement de système (du conventionnel au bio, par exemple).

D'après notre expérience, les objectifs d'un observatoire agro-environnemental devrait être a minima les suivants : (i) assurer le suivi des programmes d'action qui se succèdent sur le territoire, (ii) contribuer à la gouvernance en explorant des hypothèses d'évolution du territoire et (iii) assurer le partage de l'information entre les différentes parties prenantes, agriculteurs et gestionnaires de l'eau, enfin (iv) capitaliser l'information et l'expérience sur le territoire d'action, dans la durée. Ce dernier objectif est particulièrement important dans une perspective de suivi temporel des actions mais aussi de l'état du territoire. Actuellement, l'engagement d'une action donne lieu à un diagnostic du territoire et un programme d'action est élaboré avec les différentes parties prenantes. Un bureau d'études ou un organisme extérieur est le plus souvent sollicité. Mais cette phase est souvent déconnectée de la phase de suivi des actions réalisée par les gestionnaires locaux. De surcroit, la phase de capitalisation de l'expérience n'a que rarement lieu, ce qui conduit à répéter la phase de diagnostic et de choix des actions, sans accès organisé à l'information acquise dans les actions précédentes. (Vernier, Miralles et Tonneau, 2017).

Les échelles spatiales mobilisées peuvent différer en fonction des attentes de restitution des acteurs et de l'aire géographique englobée par l'observatoire : ilot ou même parcelle agricole pour les agriculteurs parties prenantes du programme d'action ou l'animateur d'une petite zone d'action, sous-bassin versant ou même entité hydrographique pour les établissements publics de bassin ou les gestionnaires de l'eau. Il faut intégrer des zonages administratifs (zonages d'action prioritaire, groupement de communes) comme des contours de zonages hydrologiques (sous-bassin versant, bassin versant, zone de captage etc.) dans le système d'information à références spatiales et de réfléchir conséquemment aux règles de passage d'une échelle à l'autre, d'un niveau d'organisation à l'autre. Certains descripteurs ou certains indicateurs peuvent aussi n'être pertinents qu'à une seule

échelle ou un seul niveau d'organisation. D'autres ne pourront être agrégés, ainsi la concentration en pesticide à l'exutoire d'un bassin n'est pas la somme des concentrations mesurées ou simulées à l'exutoire de ses sous-bassins.

VI.3 Des essais d'application à la thématique agro-environnementale

Le développement d'observatoires territoriaux ne répond toujours pas à l'heure actuelle à une démarche de mise en œuvre formalisée et validée. Diverses expériences d'observatoire sur les thématiques « agriculture et environnement » ont été tentées. En 2004, des dispositifs d'observatoires avec des ambitions de suivi agro-environnemental sont apparus dans le cadre du RMT OAAT (Réseau Mixte Technologique « Observatoires des Activités Agricoles sur les Territoires »). Mais ce réseau n'est plus actif. Dans le cadre du Programme Régional de Développement Agricole, les Chambres d'agriculture de la région Centre conduisent un projet de développement d'un Observatoire Territorial des Pratiques Agricoles dans des territoires à enjeux environnementaux. D'autres chambres d'agriculture (Poitou-Charentes, Centre) ont des projets de mise en place d'observatoires mais centrés sur l'enregistrement des pratiques agricoles. L'observatoire de l'environnement en Poitou-Charentes (ORE) a des objectifs plus larges : faciliter l'accès à l'information et à l'expertise détenues par chacun de ses partenaires, structurer et diffuser des données, répondre aux principales questions posées par les différents publics. Un observatoire des pratiques agricoles et de leur pression sur la qualité des ressources en eau pour ce qui concerne les pesticides (Observox) a été créé au niveau du bassin de la Vesle. Ce dernier exploite des données issues de sources hétérogènes afin de construire des données multivariées : composante spatiale, composante sémantique mais aussi des informations quantitatives sur les produits phytosanitaires utilisés. Cette expérience a montré l'importance de pouvoir gérer l'imprécision des données agronomiques tant spatialement et quantitativement et d'y associer une évaluation de la qualité aux données (Zayrit et al, 2011).

Les projets s'appuient tantôt sur des approches essentiellement organisationnelles dont l'objectif principal consiste à favoriser les partenariats tantôt sur la mise en œuvre d'un outil informatisé, de type « système d'information ». Dans le premier cas, les projets ont pour but de produire régulièrement des connaissances et des informations sur le territoire et/ou la thématique d'intérêt. Dans le second cas, la principale production est un ensemble d'indicateurs, support de connaissance des territoires (de Sède-Marceau et al, 2011).

VI.4 Conditions pour la mise en œuvre d'un observatoire agro-environnemental

Actuellement, il n'existe pas de jeu de données régionales, tenu à jour, que les gestionnaires pourraient mobiliser, aux échelles d'intérêt et encore moins si le territoire d'action se trouve à l'intersection de

régions, agences, départements, etc...Pourtant ce serait un atout majeur pour la mise en place de tels observatoires. Ce point sensible de l'information disponible sera abordé plus avant dans le document, pour la mise en place du système d'information en appui aux programmes d'action.

Il faut aussi pouvoir trouver, mobiliser et financer une structure et des compétences à l'échelle régionale pour pérenniser l'observatoire et assurer son utilisation et sa mise à jour par les réseaux d'acteurs locaux. Les organismes agricoles seraient sans doute partants pour développer un observatoire des pratiques, à condition de garder la maitrise des données et de leur utilisation. Les observatoires environnementaux suscitent quant à eux l'intérêt d'autres organismes (agences, EPTB, parcs…) avec des objectifs tournés vers l'observation ou la préservation de ressources ou d'écosystèmes spécifiques. Or l'intérêt d'un observatoire agro-environnemental demande à croiser ces deux préoccupations.

RESUME DU CHAPITRE 4

L'approche territorialisée des politiques environnementales pose la question de la disponibilité de méthodes opérationnelles pour réussir l'intégration d'informations multi sources et issues de niveaux d'organisation différents. Parmi tous les outils (méthodes, systèmes d'indicateurs, modèles) développés pour l'aide à la gouvernance des programmes d'action agro-environnementaux, les systèmes d'information permettent d'organiser, structurer, capitaliser et restituer l'information mobilisée par les réseaux d'acteurs locaux qui mettent en œuvre ces programmes. La demande de souplesse et d'interactivité par les acteurs pour effectuer des suivis spatio-temporels peut, dans une certaine mesure, trouver une réponse avec le développement des entrepôts de données spatiaux. La vision à long terme de ces programmes d'action et les besoins des acteurs plaide pour le développement d'observatoire agro-environnemental qui mobilise et capitalise les connaissances. Des observatoires conçus selon le modèle OSAGE pourraient répondre à ces objectifs.

Partie 2 - De l'analyse du réseau d'acteurs à la conception d'un système d'information, proposition de démarche et de méthodes en appui à la gouvernance des programmes d'action

Cette partie 2 de la thèse présente la démarche générale que j'ai adoptée, les différentes méthodes et outils que j'ai mobilisés pour concevoir et mettre en œuvre un système d'information collaboratif et multi-échelles en appui à la gouvernance des programmes d'action agro-environnementaux. Elle décrit les différents apports conceptuels de la thèse, sous forme de méthodes ou de modèles.

Au préalable, dans le **chapitre 5**, je présente **mon territoire d'étude**, une zone captage Grenelle de 360 000 hectares dans le cœur du bassin de la Charente, les enjeux environnementaux autour de la ressource en eau et les programmes d'action en cours sur ce territoire, en rappelant les contributions de mes travaux précédents sur le bassin de la Charente.

Le **chapitre 6** est consacré à la démarche suivie pour l'**analyse du réseau d'acteurs**, en particulier l'identification des flux d'information qui transitent au sein de ce réseau et leur modélisation. Je présente le modèle « acteurs », construit pour faire le lien avec l'information produite et organisée autour du programme d'action.

Le **chapitre 7** est consacré à la démarche que j'ai proposée et mise en œuvre sur le BAC Coulonge, pour **la qualification des activités agricoles sur le territoire**. Elle comprend l'approche typologique pour décrire les systèmes et les pratiques, la co-construction de scénarios d'évolution de l'agriculture avec les acteurs, le calcul d'indicateurs spatialisés agro-environnementaux pour chacune des trajectoires, à différentes échelles spatiales et dans un contexte de modélisation intégrée.

Le **chapitre 8** décrit les différentes étapes de **modélisation du système d'information**, conçu à partir des demandes des acteurs et avec des allers-retours entre le conceptuel et l'opérationnel, en appui d'un programme d'action agro-environnemental. L'ensemble des étapes de modélisation du SI peut être regroupé dans un modèle englobant. Ce modèle intègre l'ensemble des concepts et des outils décrits et peut être instancié dans plusieurs contextes. Il sera appliqué sur le territoire d'étude du BAC Coulonge en partie 3.

Chapitre 5 : Enjeux et actions dans le bassin d'alimentation de captage de Coulonge, un territoire au cœur du bassin de la Charente

Ce chapitre est structuré en trois sections. La première section présente brièvement les raisons du choix du territoire d'étude, qui sont détaillées dans les sections suivantes. En section II, je présente le contexte du continuum bassin versant de la Charente et sa zone côtière, la mer des pertuis charentais, ainsi que les apports de mes travaux précédents sur le bassin de la Charente. La section III analyse les actions en cours sur ce territoire et leur gouvernance complexe. Ce territoire constituera notre cas d'étude pour tester l'adéquation du système d'information proposé aux besoins d'appui des gestionnaires de l'eau et des parties prenantes du programme d'action.

I LES RAISONS DU CHOIX : L'ACCOMPAGNEMENT D'UN PROGRAMME D'ACTION LOCAL PAR LA RECHERCHE ET LES ACQUIS DES PRECEDENTS TRAVAUX

Le choix du territoire du BAC Coulonge (Figure 51) s'est imposé comme support de mes travaux de thèse car il présentait toutes les caractéristiques nécessaires à la mise en place de mon projet. La zone est très agricole (plus de 60%), située au cœur du bassin de la Charente. L'agriculture est déterminante dans la constitution des flux de pesticides. J'ai travaillé au fil de plusieurs projets de recherche sur le bassin de la Charente. J'ai confronté pratiques agricoles et flux de pesticides issus d'un petit bassin versant agricole, le Ruiné (Projet Transpest16), analysé les interdépendances entre agriculture et ostréiculture sur l'ensemble du bassin en 2012 dans le cadre du projet européen Spicosa, et plus récemment initié la méthode d'évaluation intégrée de scénarios sur le bassin du Né, dans le cadre du projet Eccoter (AO « Pesticides »). Je disposais donc de données et d'expertise sur le territoire.

Plusieurs entités hydrologique, le bassin versant du Né et le bassin d'alimentation des captages de Coulonge et St Hippolyte, bénéficiaient de programmes d'action environnementaux, sans oublier le démarrage du SAGE28 Charente. **Ce territoire constituait donc le cas d'étude idéal** pour la mise en place du système d'information auquel je réfléchissais.

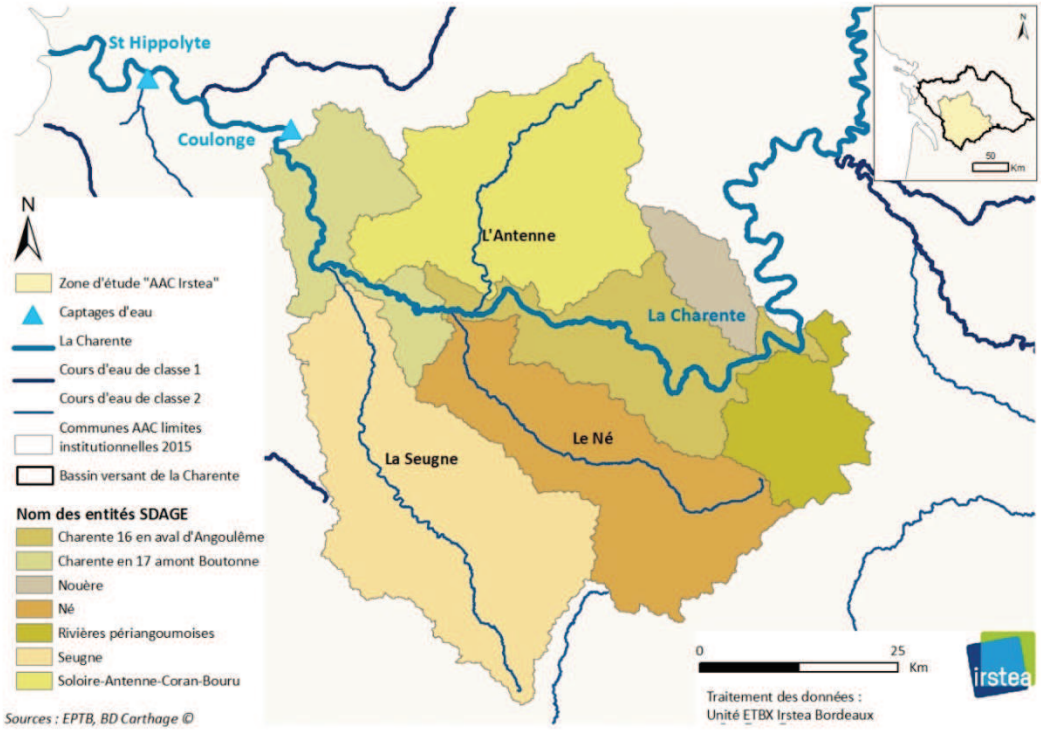


Figure 51 : Territoire d'étude pour la thèse : les entités hydrologiques qui correspondent aux communes concernées par le programme d'action du BAC Coulonge

Le contexte de financement était également favorable. L'agence de l'eau souhaitait mieux comprendre les relations pressions agricoles/qualité des eaux souterraines et des eaux superficielles sur ce territoire, pour promouvoir le développement de méthodes et d'outils d'aide à une gestion opérationnelle des programmes d'action. Elle souhaitait que ces méthodes et outils soient appropriables par les acteurs en charge de définir et de mettre en œuvre les programmes d'action environnementaux. Les liens noués avec les acteurs agricoles et les acteurs de gestion de l'eau m'ont conduit à proposer à l'agence le projet Modchar1, composé i) d'une étude méthodologique pour évaluer l'applicabilité d'une modélisation intégrée des activités agricoles à des zones à enjeu eau dans le bassin de la Charente et ii) d'une réflexion sur l'utilisation conjointe du modèle agro-hydrologique SWAT (modélisation des flux superficiels) et du modèle Marthe du BRGM développé pour la

28 SAGE : Schéma d'aménagement et de gestion des eaux

diffusion des flux azotés dans les nappes souterraines. Suite à cette étude exploratoire, le projet Modchar2 a été construit pour développer la méthodologie en appui aux gestionnaires locaux, dans un contexte de programme d'action (BAC Coulonge). J'y ai inclus un volet « système d'information » qui m'a permis de soutenir ce travail de thèse et d'intégrer dans le SI les résultats de la modélisation IMAS (Vernier et al, 2017).

II Le Bassin versant de la Charente et Mer des Pertuis : Un continuum territorial ou la ressource en eau est a l'origine de conflits d'usage

II.1 Le contexte du continuum bassin de la Charente et mer des Pertuis

Le bassin versant de la Charente est situé au Sud de la région Poitou-Charentes, à la limite entre deux grands systèmes hydrographiques, la Garonne et la Loire (Figure 52). Il s'étend sur 10 000 km² et, majoritairement, sur trois départements de la région Poitou-Charentes : la Charente (16), la Charente-Maritime (17), les Deux-Sèvres (79). S'y ajoute une partie des départements de la Vienne (86), de la Haute-Vienne (87) et de la Dordogne (24). Les plus grandes agglomérations sont Angoulême, Cognac, Saintes et Rochefort, alignées de l'amont à l'aval sur le fleuve Charente.

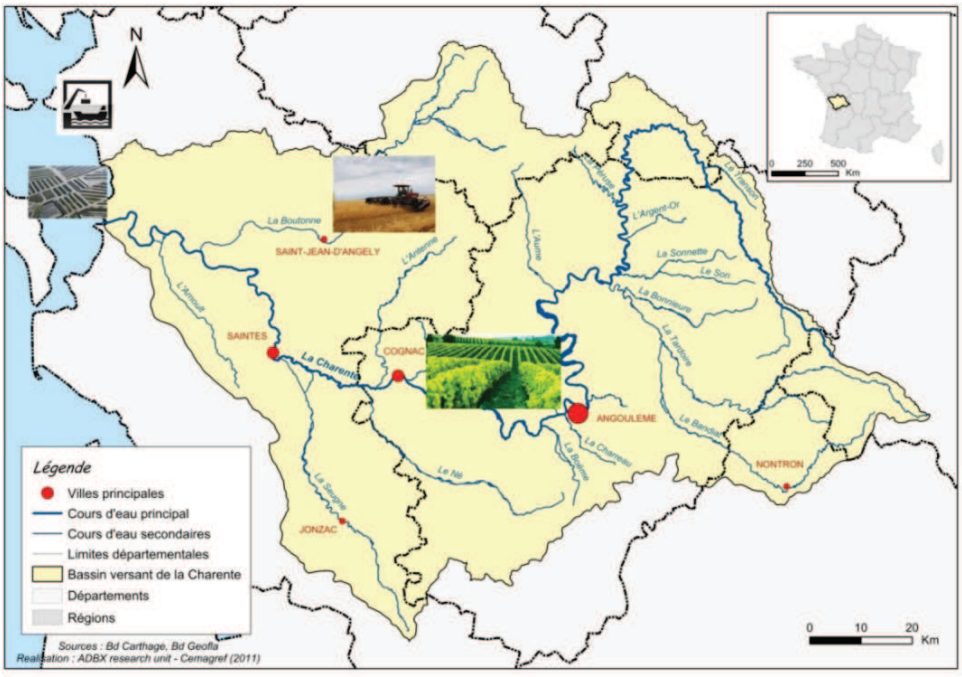


Figure 52 : Le bassin versant de la Charente : à l'amont, les activités agricoles, à l'aval, l'ostréiculture, les activités portuaires (La Rochelle) et touristiques. Adapté de Vernier et al, 2011.

Le bassin de la Charente est **un territoire à dominante rurale** (65 % de la superficie du bassin). Il regroupe 3 % de la Surface Agricole Utile (SAU) et 4,3 % des exploitations agricoles françaises.

L'activité industrielle est relativement peu développée comparativement au reste du bassin Adour-Garonne et se regroupe autour des villes de taille moyenne, situées le long de la Charente (Angoulême, Rochefort, Saintes et Cognac).

Sous climat océanique, le bassin enregistre des précipitations annuelles de l'ordre de 800 mm en moyenne, quasiment autant qu'en Bretagne, mais réparties différemment dans l'année. En effet, l'été connaît un déficit hydrique chronique. La Charente a un débit moyen de l'ordre de 95 m^3/s avec une amplitude très importante : de quelques m^3/s à 815 m^3/s au niveau de Saint-Savinien. Les nappes alluviales de la Charente sont peu épaisses et leur régime est très influencé par celui des cours d'eau. **Le fleuve Charente** alimente en eau douce le bassin de Marennes-Oléron, un des premiers bassins producteurs d'huîtres et de moules en France. La côte de Charente maritime est un haut lieu du tourisme. Tous les ingrédients sont ainsi réunis pour un fort enjeu territorial autour de la ressource en eau : les activités amont et notamment l'agriculture impactent directement via le fleuve Charente les activités aval, ostréiculture et tourisme, qui réclament une ressource en eau abondante et de qualité (Figure 53).

Les Pertuis Charentais sont définis comme la zone côtière entre le continent et les deux îles de Ré et d'Oléron. Ils sont aussi caractérisés par une forte influence des bassins versants de la Seudre, de la Charente, de la Sèvre Niortaise, du Lay et de leurs importantes zones humides associées. Ces dernières sont caractérisées par une imbrication des « marais doux » (95 000 ha dont 80 000 drainés au moins partiellement) et des « marais salés » (15 000 ha) et par l'influence des eaux continentales, influence accentuée par la configuration des pertuis. Le mélange eaux marines/eaux continentales est déterminé en volume, par le régime des marées et le débit des cours d'eau, et en qualité, par celle des eaux douces. Sur ces territoires, les activités économiques prépondérantes sont l'agriculture, la pêche, l'ostréiculture et la mytiliculture (historiquement liées aux petits fonds, estrans et zones humides salées), le tourisme (doublement des populations de Vendée et de Charente-Maritime en été).

L'ostréiculture souffre d'une surmortalité importante des huîtres juvéniles depuis 2008 et des huîtres adultes, commercialisables, depuis 2013. Pour pallier les pertes de production, les ostréiculteurs de Charente maritime, comme ceux de Vendée et d'autres régions côtières, confrontés à la surmortalité de leurs huîtres creuses ont bénéficié d'une prise en charge des intérêts de leurs prêts (4,5 millions d'euros à l'échelle nationale en 2014). S'il est difficile au plan scientifique de prouver l'implication directe des flux de pesticides dans ces mortalités, la suspicion d'un tel lien existe et la recherche travaille la question. En effet, les composés très hydrophiles et hydrosolubles (dont les herbicides acides) sont susceptibles d'être transférés vers le compartiment aquatique. Toutefois, les milieux littoraux, réceptacles finaux des contaminants, constituent des milieux difficiles à monitorer en raison

des très faibles concentrations (dilution) et des difficultés analytiques qui en découlent. De nouvelles méthodes (POCIS)[29] sont à l'étude mais restent du domaine de la recherche (Munaron et al. 2012). Les crises environnementales récentes (mortalité des naissains d'huîtres, régression de l'herbier de zostères dans le Bassin d'Arcachon) interrogent l'impact réel de ces substances (Auby et al, 2007; Munaron et al. 2012). En effet, bien que les pesticides soient conçus pour agir sur les processus métaboliques fondamentaux des organismes vivants ciblés, leur large spectre d'action leur procure un potentiel toxique évident sur les différents maillons de l'écosystème récepteur (Munaron et al, 2012). Les micro-algues sont des « cibles » pour certains pesticides avec une sensibilité qui peut varier selon l'espèce considérée et/ou son historique d'exposition (Arzul et Quiniou, 2014). La présence de pesticides représente également un risque environnemental pour l'huître creuse (Wessel et al, 2007, Barranger et al, 2014).

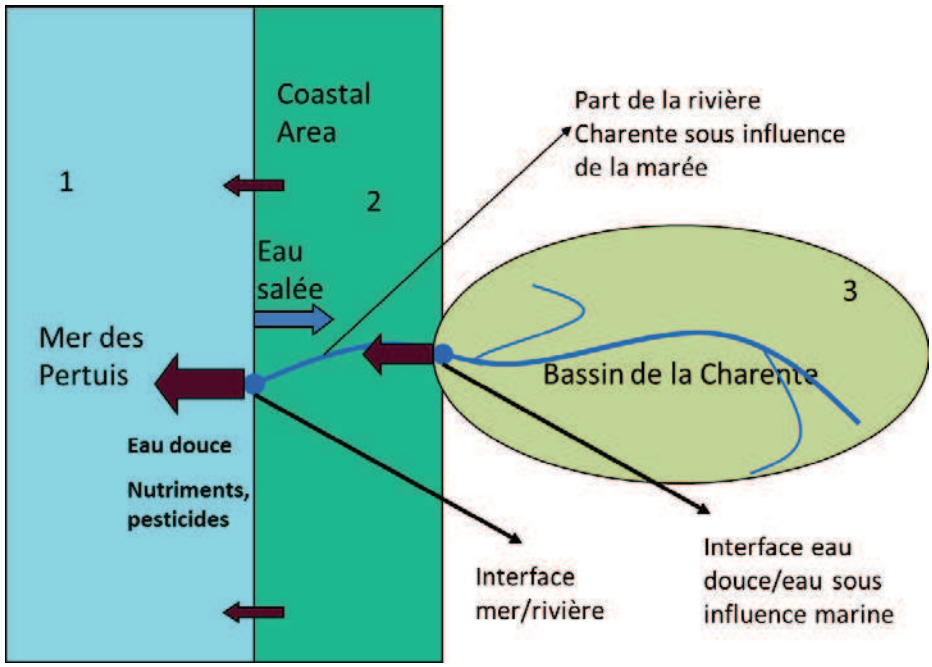


Figure 53 : Schéma conceptuel de l'ensemble bassin versant- zone côtière et ses trois sous-ensembles : bassin de la Charente, zone côtière et mer des Pertuis (Vernier et al, 2008)

Les activités, présentes sur le continuum bassin versant-zone côtière, influent sur la qualité de la ressource en eau, mais aussi sur la quantité d'eau douce et son mélange avec les eaux salées, la salinité étant un facteur important pour la production des huîtres. Les activités anthropiques à l'amont jouent un rôle déterminant dans la constitution des débits et des flux de nitrates et de pesticides arrivant via l'estuaire à la Mer des Pertuis (cf. Figure 53, Vernier et al, 2008). Les trois grands

[29] POCIS pour Polar Organic Chemical Integrative Samplers : échantillonneurs passifs

ensembles (Bassin de la Charente, zone côtière sous l'influence marine et mer des Pertuis charentais) sont reliés entre eux par des flux d'eau douce (flèches bordeaux) et d'eau salée (flèche bleue)

II.2 Le contexte d'une ressource en eau dégradée

Les eaux du bassin de la Charente, qu'elles soient souterraines, de surface ou littorales, sont **soumises à des pressions quantitatives et qualitatives importantes.** Avec 204 millions de m^3 prélevés par an et 94 points de captage actuellement en service, l'alimentation en eau potable constitue un enjeu de santé publique sur ce territoire (EPTB, 2014). En effet, ces 50 dernières années ont été marquées par la dégradation progressive des ressources avec le développement d'activités productives. La grande majorité des cours d'eau du bassin connaissent des étiages sévères. Une dégradation trop importante de ces ressources mène le plus souvent à la fermeture des points de captage d'eau potable. Dans plus de 90 % des cas en Poitou-Charentes, ces abandons sont dus aux produits phytosanitaires (Observatoire régional de l'environnement Poitou-Charentes 2014, Réseau partenarial des données sur l'eau 2014).

Ainsi, la gestion des eaux en période d'étiage et de sécheresse pour répondre aux besoins socio-économiques de ce continuum territorial dans le respect du bon état des eaux représente un enjeu majeur. 30 millions de m^3 environ sont mobilisables à des fins de soutien d'étiage et de compensation des prélèvements d'eau en période estivale, selon les années. Deux barrages-réservoirs ont été construits sur la Charente amont : le barrage de Lavaud sur la Charente et le barrage de Mas-Chaban sur la Moulde. Ils ont des capacités moyennes de stockage de 10 et 14,2 millions de m^3. Ils assurent le soutien d'étiage de la Charente amont.

La présence d'une zone karstique joue aussi un rôle important dans le soutien d'étiage. Le karst de la Rochefoucauld représente en effet environ un sixième de la surface du bassin versant de la Charente et aboutit à un unique exutoire, la Touvre (Figure 54). Le karst constitue un énorme réservoir d'eau. Plus de 350 millions de m^3 par an transitent aux sources de la Touvre, selon un bilan du BRGM de 2003. Le karst devient ainsi en début d'été le principal réservoir de soutien d'étiage de la Charente via la résurgence de la Touvre.

L'état qualitatif de la ressource en eau est globalement dégradé : 92 % des ressources en eau sont touchées par les pollutions d'intrants agricoles (nitrates et produits phytosanitaires) (Agence de l'eau Adour-Garonne, 2013).

Concernant les teneurs en nitrates, une étude réalisée par le BRGM (Marchais et al, 2011), à partir de mesures dans les nappes issues de la banque nationale d'Accès aux Données sur les Eaux Souterraines (ADES), a analysé l'évolution de la qualité des eaux sur 10 à 20 ans. Les conclusions montrent que la contamination des eaux par les nitrates est constante depuis 20 ans notamment dans les secteurs à haute teneur en nitrate, qui dépassent régulièrement ou occasionnellement la norme de 50 mg/l.

L'étude des chroniques de mesures montre une croissance des teneurs dans les années 1990 et une certaine stabilité depuis 2000. Les augmentations sont surtout sensibles dans les secteurs à teneurs modérées (les teneurs passent par exemple de 10 à 20 mg/l). Malgré les efforts déployés ces dernières années, il reste donc d'importants challenges en termes de reconquête de la qualité des eaux.

Les nappes présentent une forte inertie : une fois contaminées, la baisse des teneurs en nitrates est difficile à obtenir immédiatement et les efforts de réduction de la pression en nitrates et pesticides doivent être maintenus pendant de longues années.

Figure 54 : Alimentation des sources de la Touvre (photo et carte, source Syndicat des eaux de la Touvre)

De telles chroniques de données n'existent pas pour les pesticides mais les deux types de pollution ont la même origine anthropique. En 2009, une campagne d'analyses menée par l'Agence a révélé une contamination par les pesticides dans 55 % des points de mesure (eaux superficielles). Dans l'état des lieux réalisé en 2013 par l'agence de l'eau, 53 % des masses d'eau affichent une pression « pesticide » significative (Figure 55).

Les réponses apportées à ces pressions significatives dues à la pollution diffuse par les nitrates mais aussi par les pesticides doivent permettre de respecter les hydrosystèmes tout en maintenant les activités économiques en place, le bassin d'emplois correspondant en ayant besoin. Les départements affichent un taux de chômage dans la moyenne haute nationale (9,4 %), avec une population plutôt vieillissante. Les statistiques montrent une augmentation globale de la population (+0,6 %), notamment sur la zone côtière où elle est concentrée au 2/3, mais avec l'arrivée de ménages séniors ou retraités et une migration des jeunes actifs vers d'autres territoires.

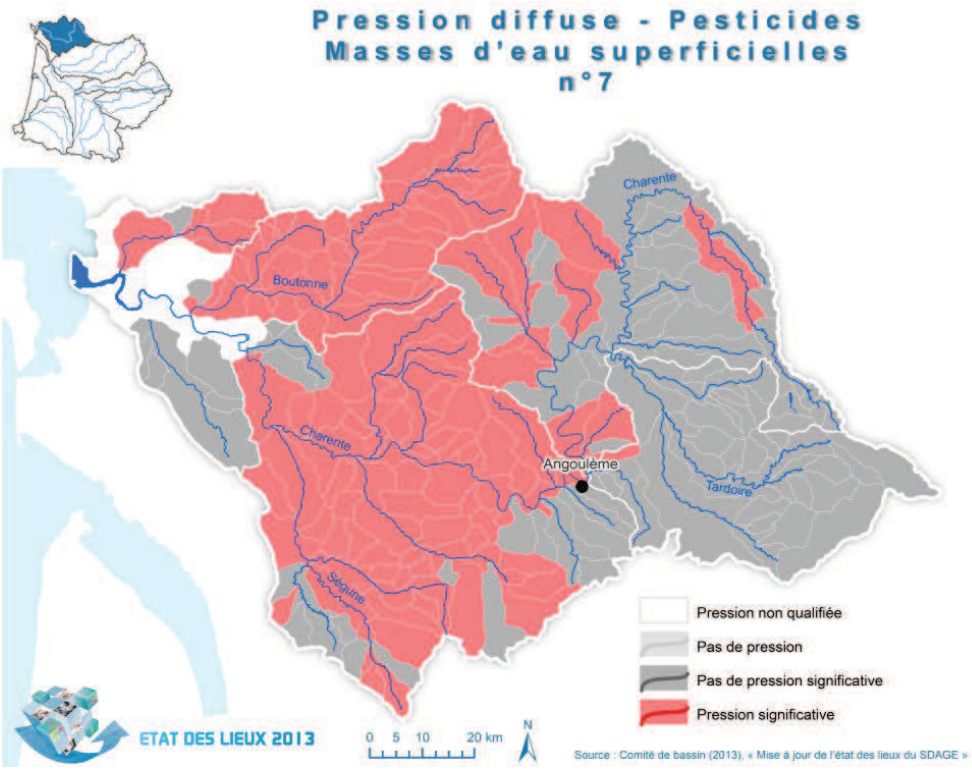


Figure 55 : Pression diffuse significative par les pesticides dans le grand bassin de la Charente (source agence de l'eau Adour Garonne, 2013)

Les activités côtières sont liées à l'ostréiculture (50 000 tonnes/an) - le bassin de Marennes Oléron est le premier bassin ostréicole de France avec 25 % de la production d'huîtres creuses - et à la mytiliculture (12 000 tonnes/an). Le tourisme représente aussi une activité très importante, avec plus de 8 millions de nuitées en 2016. Le département de la Charente maritime compte à lui tout seul pour environ 25 % du tourisme nouvel-aquitain. Le tourisme est également présent dans une moindre mesure (3 % environ) à l'intérieur des terres, où l'agriculture reste l'activité économique la plus importante, à côté des agro-industries concentrées autour des villes, y compris les liqueurs dans le Cognaçais.

II.3 Un bassin à dominante agricole : contexte et apports des précédents travaux

L'agriculture occupe aujourd'hui une part importante de l'économie locale à la fois sur les bassins versants en amont et sur les zones humides en aval, avec les marais charentais littoraux, zone traditionnelle d'élevage. Le poids de l'agriculture dans le PIB de l'ex région Poitou Charentes (4,3 %) est plus important que la moyenne nationale (2,8 %).

Figure 56 : Prairies et parcelles cultivées dans le bassin de la Seugne (Photos CG 17, atelier BKM)

Historiquement, le développement de la culture du maïs et des céréales au détriment des prairies s'est développé largement à partir des années 70, notamment dans les zones les plus fertiles et en bord de cours d'eau. Cela a conduit à une forte pression sur la ressource en eau, en quantité et en qualité. Ainsi, à titre d'exemple, sur le bassin de la Seugne (affluent de la Charente), la superficie fourragère principale ne représente que 10 % de la SAU en 2010 contre 20 % en 1979 et le cheptel bovin a diminué de 58 % entre 1979 et 2000 (source : statistiques agricoles) (Figure 56).

Figure 57 : Vignes et grandes cultures dans le bassin du Ruiné (16). Photo Irstea, ETBX

Le même phénomène a été constaté sur le petit bassin du Ruiné (Figure 57), instrumenté et suivi pendant une vingtaine d'années par plusieurs équipes d'Irstea. L'occupation du sol agricole et les enquêtes réalisées montrent une disparition des prairies, notamment le long du ruisseau, au profit du maïs et des céréales (Dubernet, Vernier et al, 2007).

Ce constat est à mettre en parallèle avec le recul de l'activité d'élevage, qui permet de valoriser les prairies. Sous l'action des industriels (agro-alimentaire, phyto-pharmacie, etc.) mais aussi des politiques publiques européennes et françaises, les agriculteurs adaptent leurs productions, leurs itinéraires techniques, etc. en prenant des décisions individuelles pour assurer la viabilité économique de leurs exploitations. Les politiques publiques, en particulier la PAC[30], sont largement en cause dans le développement de cultures irriguées intensives, et ont conduit au développement du maïs irrigué dans des proportions sans rapport avec ce que pouvait accepter le contexte pédoclimatique charentais. Les politiques publiques cherchent aujourd'hui à limiter les effets négatifs de l'agriculture intensive sur les milieux.

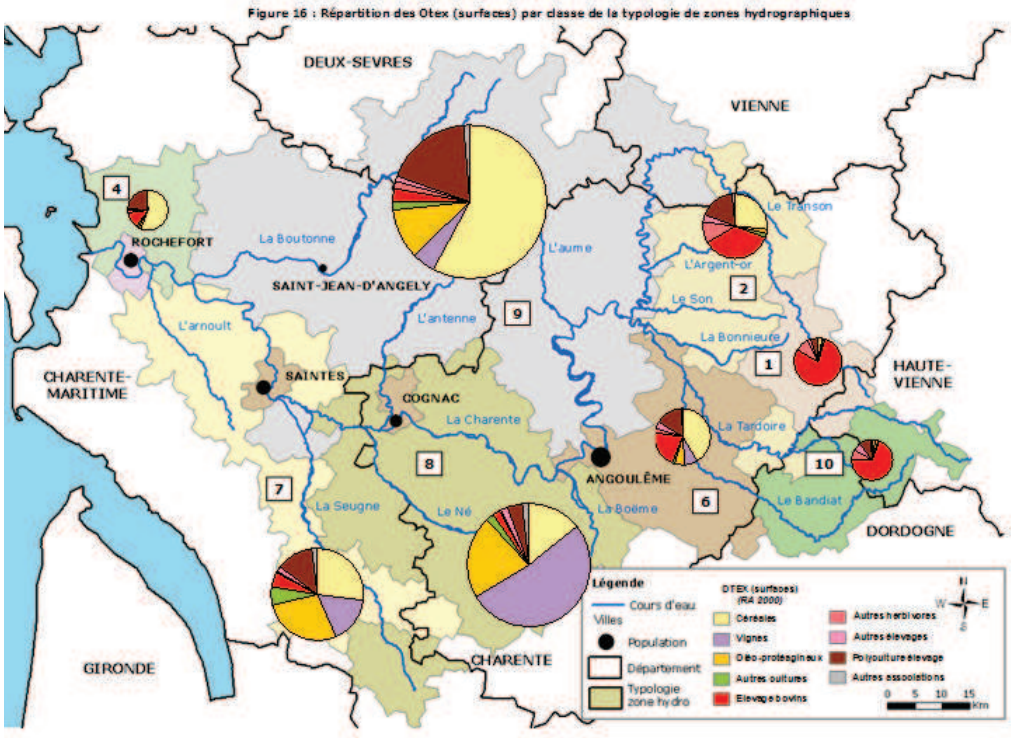


Figure 58 : Répartition des OTEX par zones hydrographiques (Vernier et al, 2013)

[30] La PAC politique agricole commune est une politique mise en place à l'échelle de l'Europe. A niveau français, elle est exécutée par deux offices sous tutelle du ministère de l'agriculture, l'agence de services et de paiement (ASP) et France AgriMer.

L'irrigation est très présente sur le bassin versant de la Charente (surtout au Nord) avec une forte demande au printemps et en été. Une typologie réalisée dans le cadre du projet européen Spicosa (Figure 58) a permis de classer les systèmes agricoles par unités hydrographiques (Vernier et al, 2013). Les élevages dominent à l'est, la vigne au sud et les exploitations céréalières irriguées au nord. Des systèmes agricoles particuliers sont associés aux marais. Cette typologie reste encore d'actualité malgré : i) une tendance à la baisse des cultures irriguées, notamment du maïs, suite aux sécheresses et aux pertes enregistrées par les agriculteurs, et ii) la crise de l'élevage qui inquiète les éleveurs locaux quant au devenir de certains systèmes d'élevage et réduit les surfaces en prairies.

Selon les chiffres de l'Agence de l'eau Adour-Garonne, les prélèvements pour l'irrigation s'élèvent en moyenne à 90 millions de m^3. De fortes variations interannuelles sont possibles en fonction des aléas climatiques. Pour une année très sèche (ex. 2003), les prélèvements dépassent les 120 Mm^3 alors que pour des années pluvieuses (ex. 2007), l'irrigation peut consommer seulement 60 Mm^3.

III L'AIRE D'ALIMENTATION DES CAPTAGES DE COULONGE ET ST HIPPOLYTE : UN TERRITOIRE D'ACTION AU CŒUR DU BASSIN DE LA CHARENTE

III.1 Un territoire à fort enjeu eau (nitrates et pesticides).

Cette aire d'alimentation de captage (AAC) concerne deux prises d'eau nommées « captages d'eau potable de Saint Hippolyte et de Coulonge » et se situe au cœur du bassin de la Charente. Ces deux captages sont des captages en eaux superficielles, prélevant directement dans le fleuve Charente au niveau de la commune de Saint Savinien (17).

L'aire d'alimentation correspond à toute la partie amont du bassin versant de la Charente, soit un bassin topographique de 7580 km². L'étude de vulnérabilité (Agence de l'Eau, 2009) a permis de déterminer une zone d'étude plus restreinte que la délimitation complète de l'aire. Cette zone d'étude est constituée de deux sous-zones présentées en Figure 59: i) une Zone de de vulnérabilité élevée classée en priorité 1 (colorée en bleu) autour de l'axe Saint Savinien/Saintes/Cognac. Elle comprend 49 communes soit 634 km², ii) une Zone de vulnérabilité modérée classée en priorité 2 (colorée en rose). Cette zone est la zone de protection élargie autour des cours d'eau et concerne 147 communes soit 1909 km². Le contour du SAGE Charente (en vert) englobe tout le territoire d'action, avec une logique de délimitation hydrologique.

Les captages de Coulonge - 90 000 personnes desservies dont l'agglomération de la Rochelle - et de St Hippolyte - 200 000 personnes desservies sur le littoral - sont identifiés comme des captages stratégiques « Grenelle » en raison de la population desservie, de l'état de la ressource en eau vis-à-vis

des nitrates et des pesticides et, enfin, de la nécessité de protection d'une ressource en danger. Leur bassin versant amont étant fortement cultivé, ces deux captages sont très vulnérables aux pollutions diffuses, occasionnées par les nitrates mais aussi par les produits phytosanitaires et notamment par les herbicides. Ces derniers ont été retrouvés à des concentrations supérieures aux seuils de potabilité, malgré une baisse constatée depuis 2007.

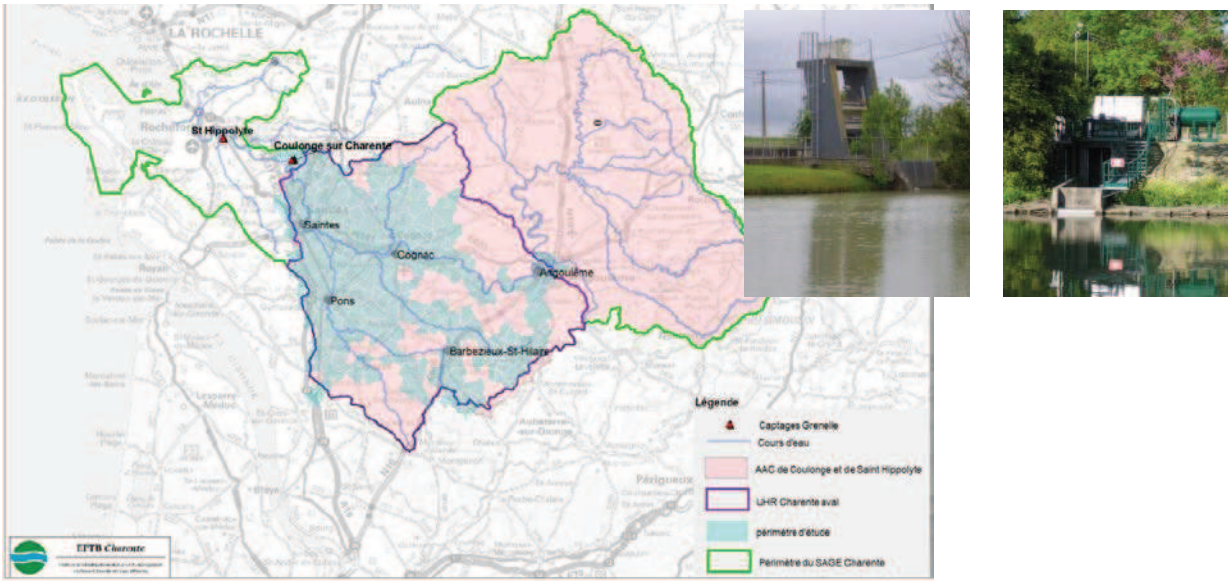


Figure 59 : Localisation du bassin d'alimentation des captages de Coulonge (photo de gauche) et de Saint Hippolyte (photo de droite). Source : EPTB Charente

Les données sont collectées auprès des exploitants des captages depuis les années 1990 pour les paramètres physico-chimiques de base avec une fréquence d'analyse de 2 ou 3 fois par an. En première lecture, la carte de qualité des cours d'eau amont (Figure 60) ne traduit pas une situation catastrophique. Mais cet optimisme doit être mis en perspective avec le faible nombre de mesures pesticides et même l'absence de données sur un nombre important de points de mesure.

Des dépassements réguliers de la valeur de référence de 0,1 µg/l par molécule (potabilité) ont été constatés pour le glyphosate et l'AMPA (son produit de dégradation) mais aussi pour les produits de dégradation de l'atrazine (Désethyl-atrazine) une molécule à action herbicide qui a été interdite (Figure 61). Réalisé en 2015, le bilan du RECEMA (Réseau d'Évaluation Complémentaire de l'État de l'eau et des Milieux Aquatiques du bassin de la Charente) analyse les résultats obtenus sur sept stations avec cinq mesures dans l'année (mars, mai, juillet, septembre et novembre) et pour 14 molécules. Les résultats des concentrations en pesticides sont inférieurs à la limite de quantification. Des compléments de suivi réalisés sur certains cours d'eau -le Bief et la Guirlande- montrent des

dépassements pour le glyphosate et le métolachlore (de l'ordre de 0,3 µg/l). Des dépassements plus faibles sont constatés pour le tébuconazole et l'aminotriazole, sur une autre cours d'eau, le Tourtrat.

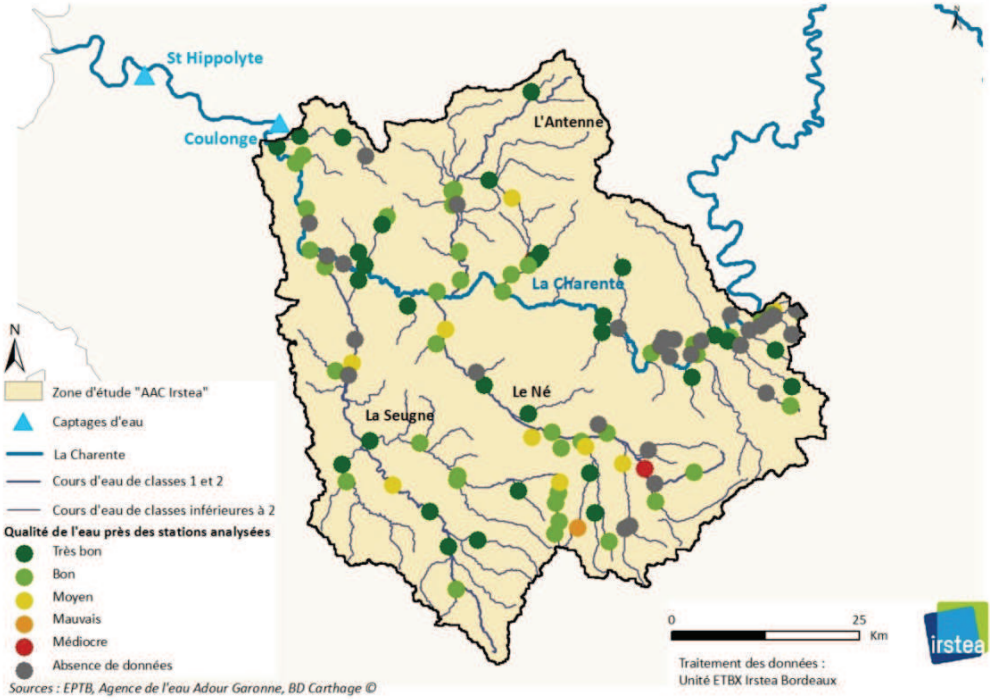


Figure 60 : Qualité de l'eau (biologique et chimique) de l'aire d'alimentation (traitement des données Irstea, ETBX, 2015)

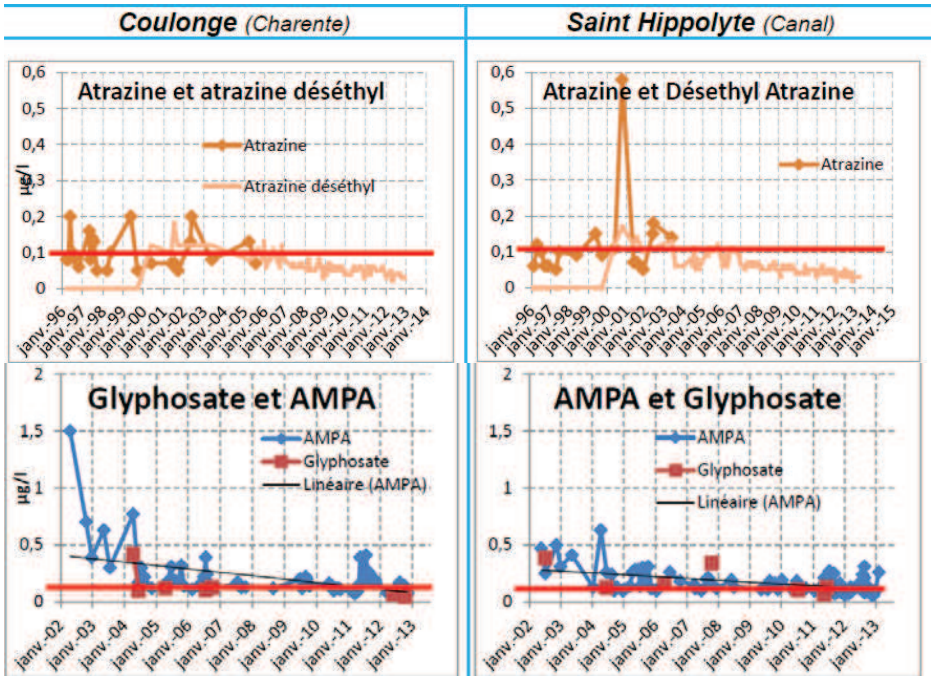


Figure 61 : Variation des teneurs en glyphosate et AMPA de 2002 à 2013

En résumé, l'enjeu principal sur ce territoire d'action reste les nitrates mais les pesticides sont également un enjeu fort sur ce territoire très agricole, et un enjeu qui devrait prendre de plus en plus d'importance dans les années à venir. Lors de l'enquête effectuée au cours du projet Modchar2, plusieurs acteurs ont déclaré que les flux de pesticides constituaient une « bombe à retardement pour les années à venir » (cf. en partie 3, les enseignements de l'enquête réalisée auprès du réseau d'acteurs)

III.2 Les activités agricoles sur le territoire d'étude

75 % environ de la surface est dédiée à l'agriculture, ce qui situe le bassin d'alimentation du BAC Coulonge au-dessus de moyenne du bassin de la Charente (+15 %) (Source : EPTB Charente, 2014). Les productions sont très variées comme l'illustre la carte d'occupation des sols, carte réalisée dans le cadre du projet de recherche Modchar2 (Figure 62). Les vignes, dont le vignoble de Cognac, et les céréales (blé tendre et blé dur, orge, tournesol et maïs) occupent respectivement 20 % et plus du 1/3 du territoire.

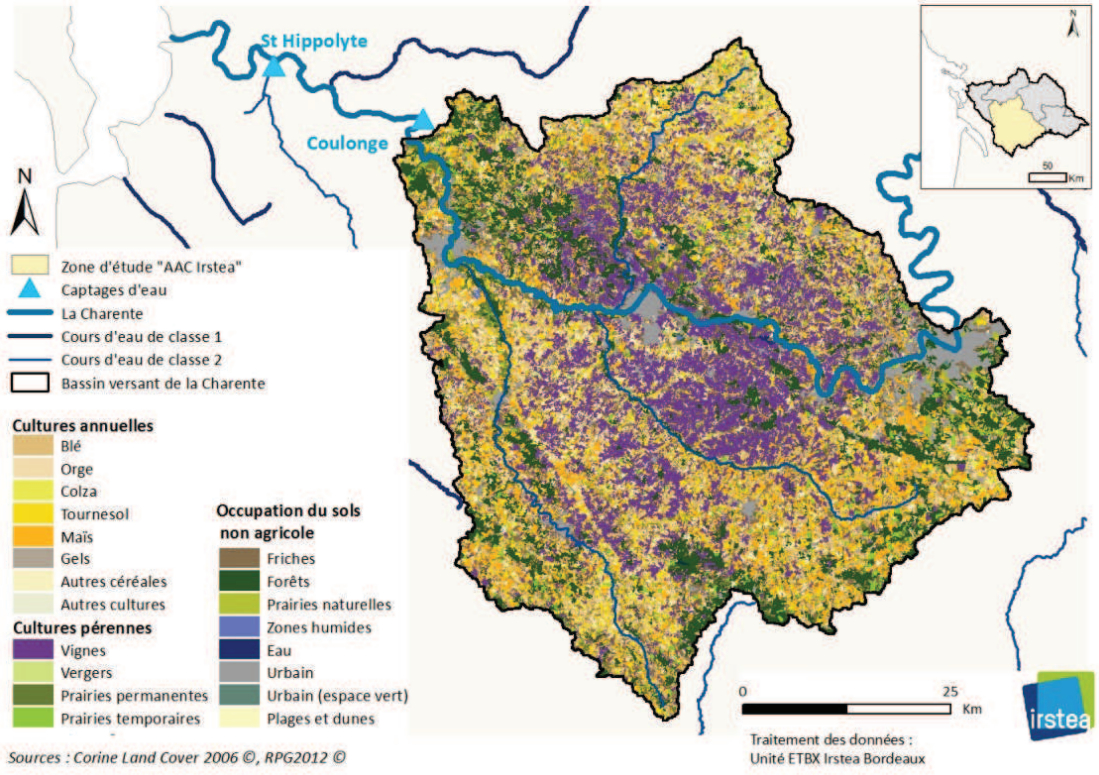


Figure 62 : Occupation du sol sur le BAC Coulonge St Hippolyte (Source des données : EPTB, BD Carthage, RPG, traitement des données : Vernier et al, 2016)

La Figure 63 représente le pourcentage de surface agricole par sous-bassin et souligne la variabilité de la surface agricole, plus présente au cœur du territoire et notamment dans des sous-bassins comme l'Antenne (grandes cultures) ou le Né (grandes cultures et vignes). La répartition de la surface

agricole, entre vignes et grandes cultures, est du même ordre entre les zones d'action prioritaires définies dans le cadre du programme d'action du BAC Coulonge et le BAC considéré dans son ensemble.

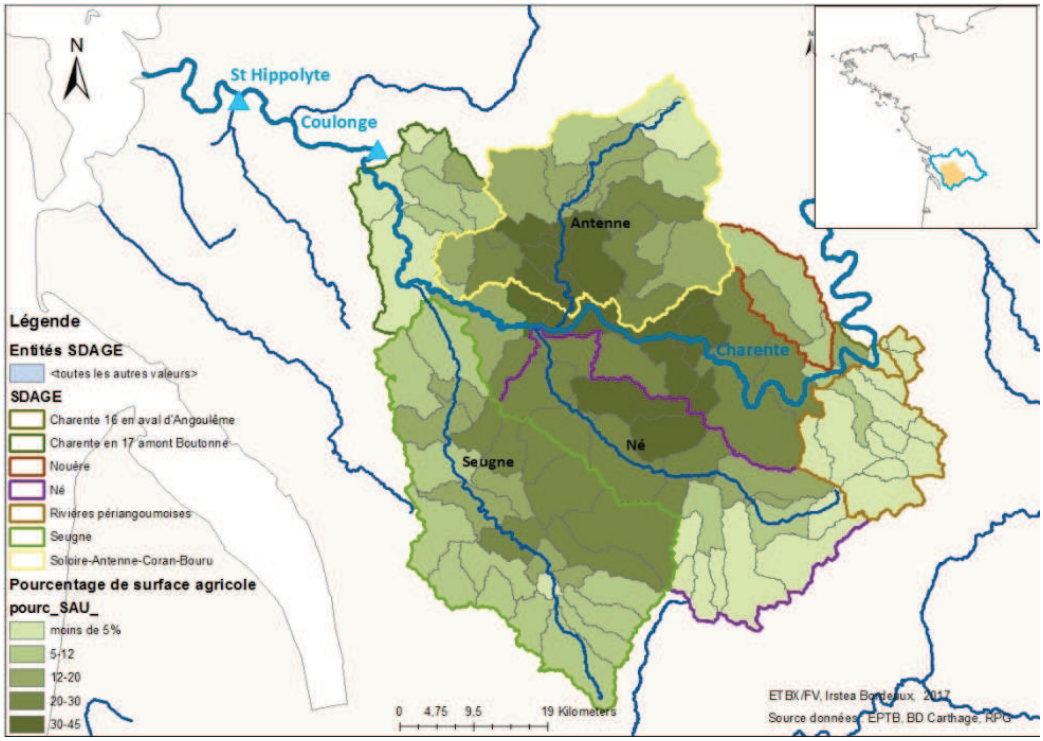


Figure 63 Pourcentage de surface agricole par sous-bassin versant, sur le territoire du BAC Coulonge.

Il n'existait pas de représentation synthétique et cartographique de l'agriculture biologique. En traitant les données fournies par la FRAB (Fédération régionale de l'agriculture biologique), une carte des systèmes biologiques présents sur le territoire a pu être réalisée (Figure 64).

L'agriculture biologique représente 1 % de la surface agricole en grandes cultures avec des systèmes très variés, et 0,6 % de la surface agricole pour la vigne. Cela représente une emprise actuelle faible sur le territoire d'étude, avec toutefois des variations locales importantes : l'agriculture biologique peut occuper dans certains sous-bassins jusqu'à 20 % de la surface agricole, avec une présence plus marquée dans la partie Nord Est et moindre dans la partie centrale occupée par les vignes. La dynamique de conversion en région Poitou Charentes est bonne avec 229 nouveaux producteurs bio en 2016 pour environ 18 000 hectares.

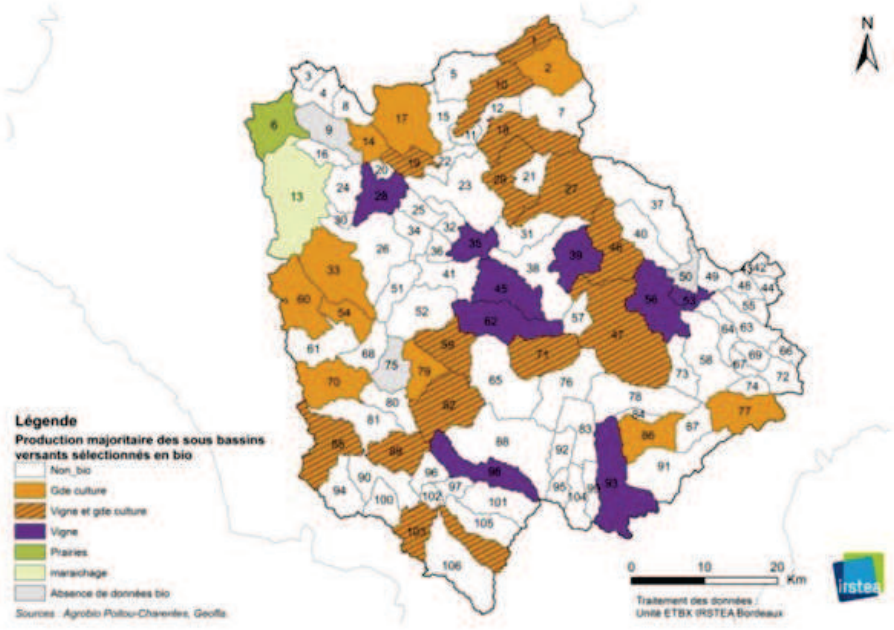


Figure 64 : Diversité des systèmes biologiques sur le territoire d'étude, par sous-bassin versant (FRAB, traitement Irstea/ETBX, 2015)

III.3 L'impact de ces activités selon le diagnostic réalisé en amont du programme d'action

Le diagnostic territorial des pressions[31], en amont de la mise en place du programme d'action, a été réalisé par le bureau d'études d'In Vivo dans le cadre du programme d'action institutionnel et pour le contour des communes concernées par ce programme. Ce bureau d'études est lié au groupe coopératif agricole français assemblant 220 coopératives adhérentes.

La méthode adoptée par le bureau d'études a consisté à croiser une pression agricole (aléa) estimée à dire d'expert et la vulnérabilité aux différents types de transferts estimée essentiellement à partir des caractéristiques des sols, des molécules utilisées et des écoulements préférentiels selon les secteurs.

L'étude conclut à un risque fort de lessivage de matières actives sur près de 58 % de la surface étudiée. Les zones identifiées sont situées en zone grande culture, en particulier au sud-ouest de la zone d'étude (Figure 65).

[31] Diagnostic territorial des pressions et définition d'un programme d'action pour la reconquête de la qualité de l'eau – Invivo Agrosolutions et EPTB Charente, 2014.

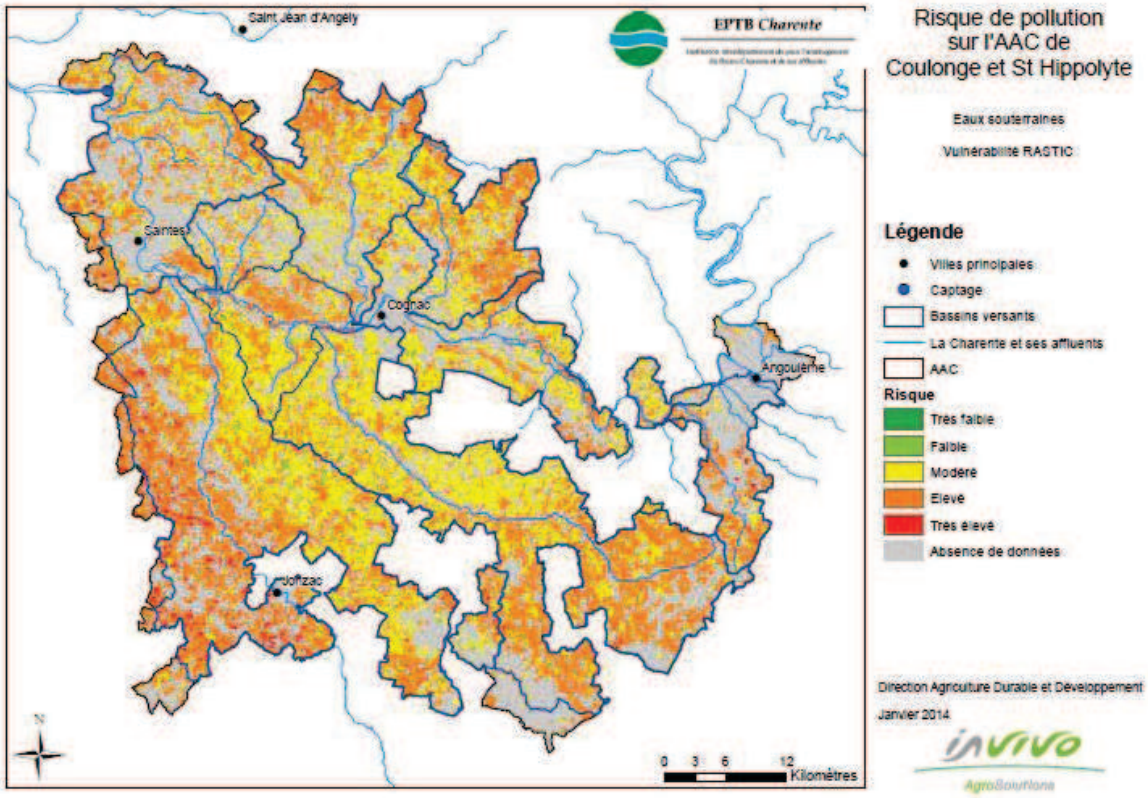


Figure 65 : Cartographie du risque de transfert de pesticides par lixiviation réalisée lors du diagnostic de territoire (source InVivo, 2014)

En zone viticole, le risque de transfert par ruissellement (Figure 66) se concentre sur environ 33 % de la surface des communes concernées par le programme. Ce risque est concentré au sud-est de la zone, où la vulnérabilité des sols aux transferts hypodermiques est très importante. La pression exercée sur les eaux superficielles est selon cette étude un enjeu particulièrement important pour le territoire d'action.

La restitution sous forme de cartes a été appréciée par les acteurs locaux. Toutefois, les restitutions du bureau d'études au réseau d'acteurs, animées par les animateurs du programme d'action, ont suscité des questions précises sur les références utilisées, le calage des modèles et les résultats présentés ont donné lieu à discussions.

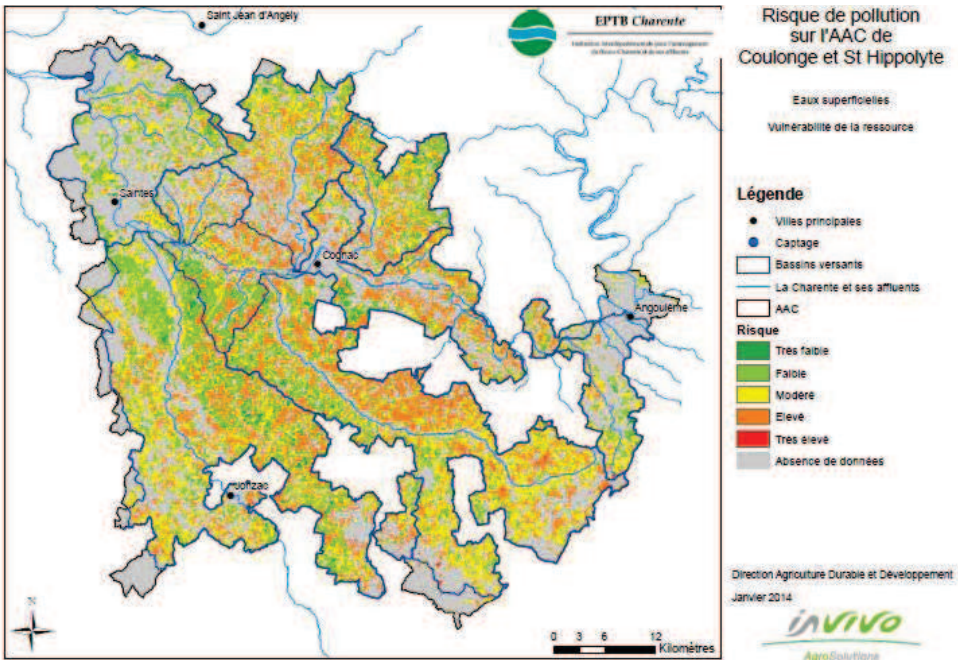


Figure 66 : Cartographie du risque de transferts de pesticides par ruissellement réalisée lors du diagnostic de territoire (source InVivo, 2014)

III.4 Analyse des actions environnementales sur le territoire d'étude

De nombreuses réglementations ont été développées depuis les années 90 au niveau européen, national et régional pour protéger les eaux superficielles et souterraines, notamment pour les captages d'eau potable, dont la baisse de qualité a conduit à de nombreuses fermetures.

Comme nous l'avons vu dans le chapitre 1 (section III.1), de nombreuses actions se superposent dans l'espace et dans le temps dans les territoires d'action autour de la reconquête de la qualité de l'eau, depuis la mise en place des directives européennes à l'échelle nationale, aux programmes d'action nationaux (comme Ecophyto, les MAE) ou régionaux (comme ReSources).

J'ai illustré cette complexité dans le modèle CMAP présenté en Figure 67 et Figure 68 (en deux parties pour plus de lisibilité). Le modèle identifie, aux différentes échelles spatiales, les principales institutions qui influencent ou dirigent la mise en œuvre des actions. La partie B, avec le foisonnement d'acteurs et d'échelles, illustre le « mille-feuille » réglementaire et administratif évoqué en partie 1.

Ces actions peuvent être de nature réglementaire (régulations européennes, lois françaises) ou d'ordre participatif et incitatif. Dans ce dernier cas, les acteurs impliqués sont invités à participer à des instances de concertation, ainsi à donner leur avis et apporter des connaissances et de l'expertise pour définir un programme d'action. Les principaux acteurs concernés par un programme d'action pesticides restent les agriculteurs, incités -et non forcés- à contractualiser pour mettre en œuvre ces actions.

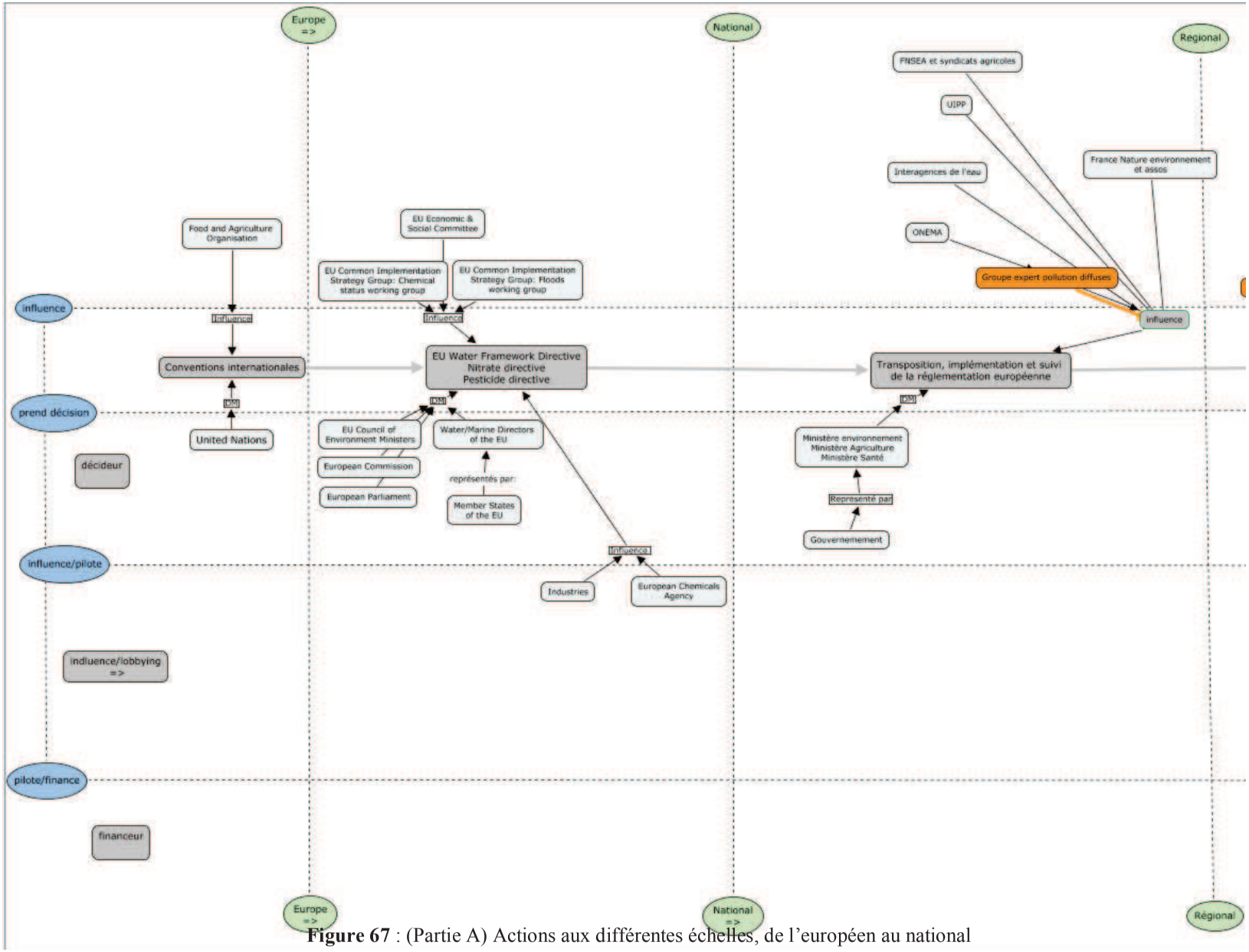


Figure 67 : (Partie A) Actions aux différentes échelles, de l'européen au national

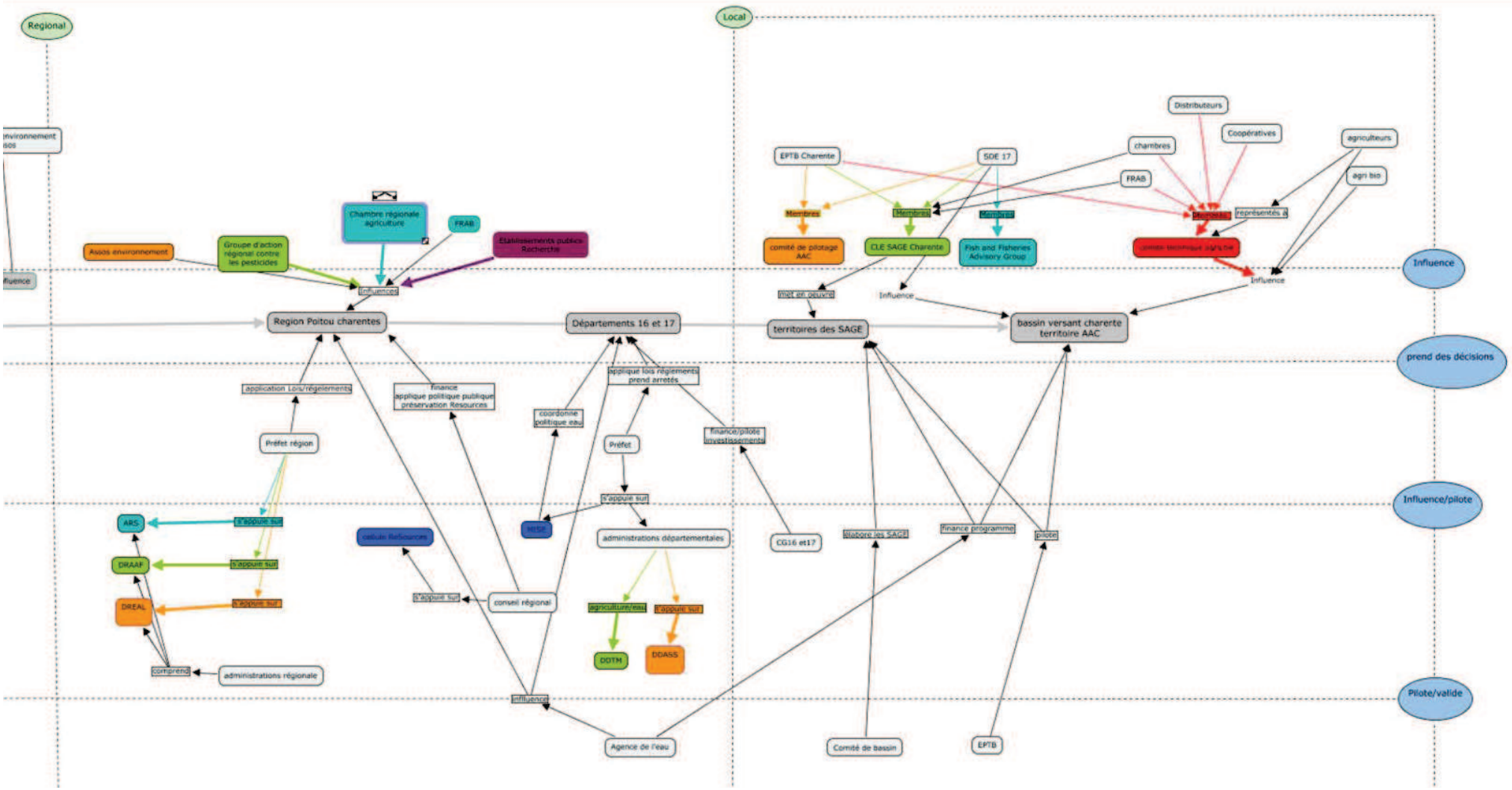


Figure 68 : (Partie B) Actions aux différentes échelles, du national, au régional et au local

Plusieurs programmes d'actions se superposent sur le territoire d'action du BAC Coulonge : le programme ReSources, du Contrat de bassin sur le Bassin versant du Né, des sites NATURA 2000 sur l'axe Charente et certains de ses affluents, sans compter le SAGE Charente qui est un programme plus généraliste de reconquête de la qualité de l'eau ou encore le programme Ecophyto2018 pour la réduction des pesticides qui est géré régionalement (Figure 69).

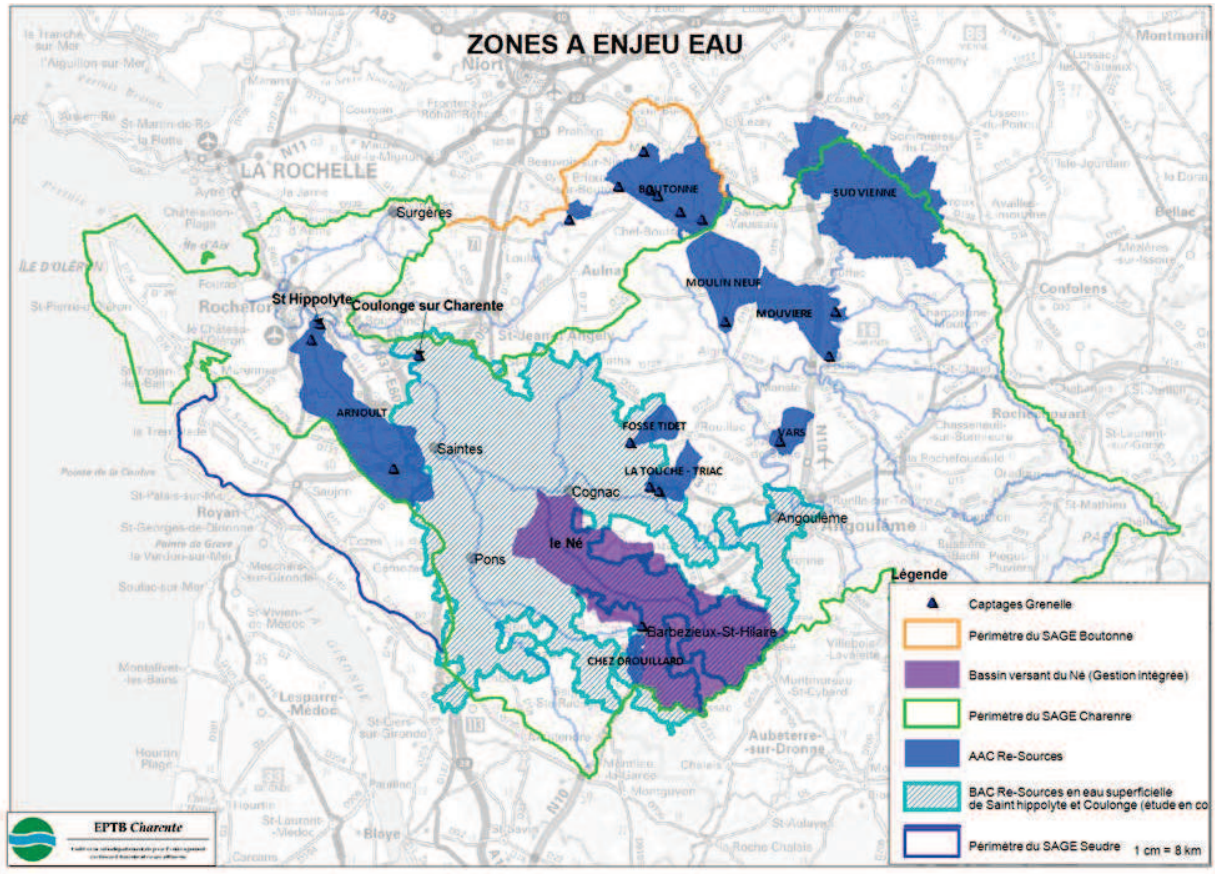


Figure 69 : Le territoire du BAC Coulonge (source : EPTB Charente)

Je présente plus en détail dans les sections suivantes le contrat de bassin du Né et le programme du BAC Coulonge, qui constituent mon contexte d'application.

III.5 Présentation du contrat territorial du bassin du Né

Le contrat territorial du bassin versant du Né 2014-2017 s'inscrit dans le cadre du SDAGE Adour-Garonne 2010-2015 et du programme de mesures 2010-2015. Il a été signé en juin 2015. Ce contrat territorial regroupe les opérations programmées par chacune des structures compétentes sur le bassin

(cours d'eau et affluents concernés). Le territoire du contrat couvre les sous-bassins hydrographiques du Né pour une superficie totale de 700 km^2.

Le territoire du bassin du Né est essentiellement viticole (nous sommes dans la zone d'influence du vignoble de Cognac) avec une problématique hydromorphologique spécifique. Il appartient aux zones prioritaires d'action définies dans le PAT (plan d'action territorial) et le PAEC (projet agro-environnemental et climatique) (Figure 70). Il s'étend sur 88 communes et concerne 2 départements (74 communes dans le département de la Charente, 14 communes dans le département de la Charente-Maritime). Le Syndicat Intercommunal d'Aménagement Hydraulique (SIAH) du bassin du Né est la structure porteuse et animatrice du contrat territorial du bassin du Né. Le démarrage de ce programme a précédé celui du BAC Coulonge St Hippolyte et les actions en direction des agriculteurs ont été définies et ont démarrées antérieurement. Dans le processus de construction, ce contrat territorial est important car il a influencé les actions définies dans le cadre du programme « captage Grenelle » de Coulonge.

Figure 70 : Le périmètre du Programme d'action Du BV du Né (Source SIAH du Né)

III.6 Présentation du programme d'action « captage Grenelle » pour le BAC de Coulonge et St Hippolyte

III.6.1 *Contexte réglementaire*

La zone institutionnelle de Coulonge et de St Hippolyte est délimitée par le contour du BAC ReSources pour les eaux superficielles. Le programme d'action est volontaire. Ainsi, la délimitation de la zone institutionnelle se fait en fonction de l'adhésion des communes à ce programme. En 2013 et 2014, la zone institutionnelle de Coulonge et de St Hippolyte comptait 196 communes adhérentes, réparties sur les départements de la Charente-Maritime(17) et de la Charente (16). En 2015, cinq communes supplémentaires ont adhéré au programme ReSources et viennent compléter la zone d'étude décrite précédemment. Ainsi la zone institutionnelle de l'AAC de Coulonge et de St Hippolyte compte au total 201 communes pour une surface de 257 725 ha (Figure 71). Les communes en rose sont celles qui ont adhéré en 2015 au programme d'action.

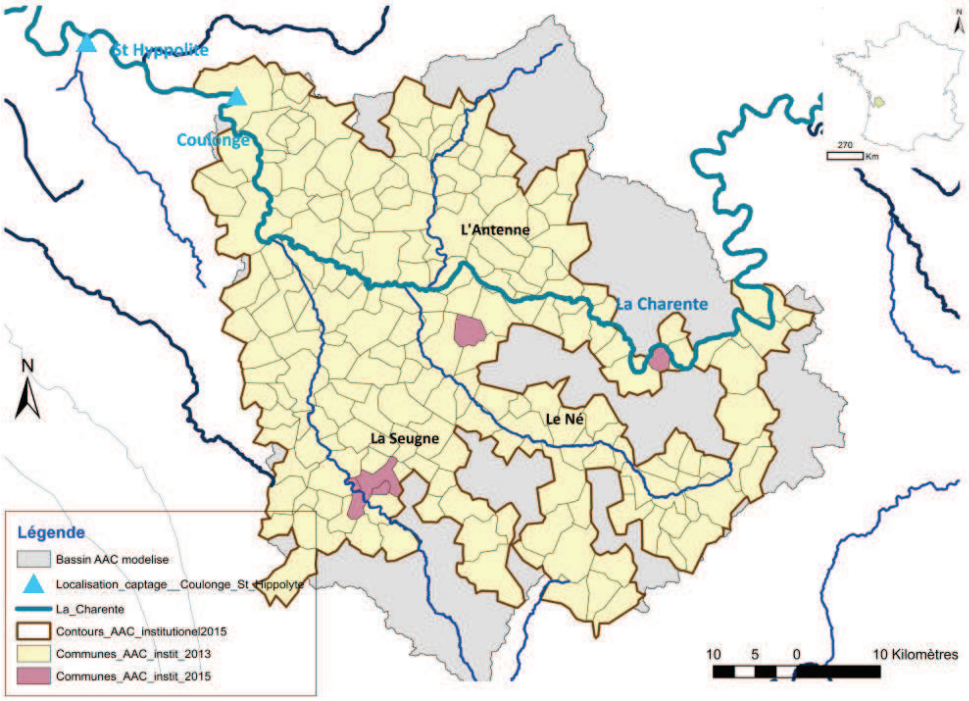


Figure 71 : Communes impliquées dans le programme d'action du BAC Coulonge en 2013 (en jaune) et celles qui ont adhéré en 2015 (en rose)

La circulaire du 26 mai 2009 relative aux « Captages Grenelle » précise que les programmes d'actions peuvent être mis en œuvre suivant deux modalités. En général, une démarche contractuelle est proposée (mesures incitatives). En revanche, s'il n'y a pas de démarche contractuelle mise en œuvre sur le bassin d'alimentation de captage, un dispositif réglementaire peut alors s'appliquer, le dispositif des Zones Soumises à Contraintes Environnementales (ZSCE). Un arrêté fixe les limites

géographiques et le programme d'actions. En cas d'inefficacité des actions, tout ou partie de l'arrêté peut devenir obligatoire. La démarche contractuelle est poursuivie si l'action est jugée efficace. Notons que les critères pour juger de cette efficacité ne sont pas énoncés. Si l'évaluation est négative, le dispositif « ZSCE » s'applique. Ce dispositif constitue une «épée de Damoclès» pour les agriculteurs qui craignent beaucoup la mise en place d'actions contraignantes obligatoires.

La démarche engagée dans la zone du BAC Coulonge (2012) s'inscrit dans le cadre contractuel et les actions sont annuellement évaluées au niveau régional. Le Groupe d'évaluation régional est composé de la direction régionale de l'environnement (DREAL), de la direction régionale de l'agriculture (DRAAF), des quatre directions départementales (DDT-M), de la Cellule ReSources, des Agences de l'eau Loire Bretagne et Adour Garonne, ces deux dernières concernées par le bassin de la Charente. Une évaluation finale de l'efficacité des actions est prévue au terme des 5 ans du contrat de territoire (bilan de fin de contrat).

III.6.2 *Une gouvernance complexe du programme d'action*

J'ai représenté cette gouvernance sous forme d'un modèle CMAP présenté en Figure 72. Elle est complexe et associe différents acteurs et instances. Compte-tenu de l'étendue du territoire d'action et du recoupement d'une partie du territoire d'action avec sa zone d'intervention, l'EPTB du fleuve Charente a été cooptée comme le coordonnateur du Programme d'actions. Toutefois, pour tenir compte de l'enjeu « alimentation en eau potable » notamment pour le département de la Charente-Maritime, le syndicat des eaux de la Charente maritime (SDE 17) et la CDA de La Rochelle portent ensemble l'animation et la coordination de la phase de mise en œuvre du programme d'actions (EPTB, 2014). L'EPTB est en charge de l'animation territoriale et de l'étude relative au diagnostic. D'autre part, l'animatrice du programme d'action du Né est associée étroitement à l'animation du programme réalisée par l'EPTB.

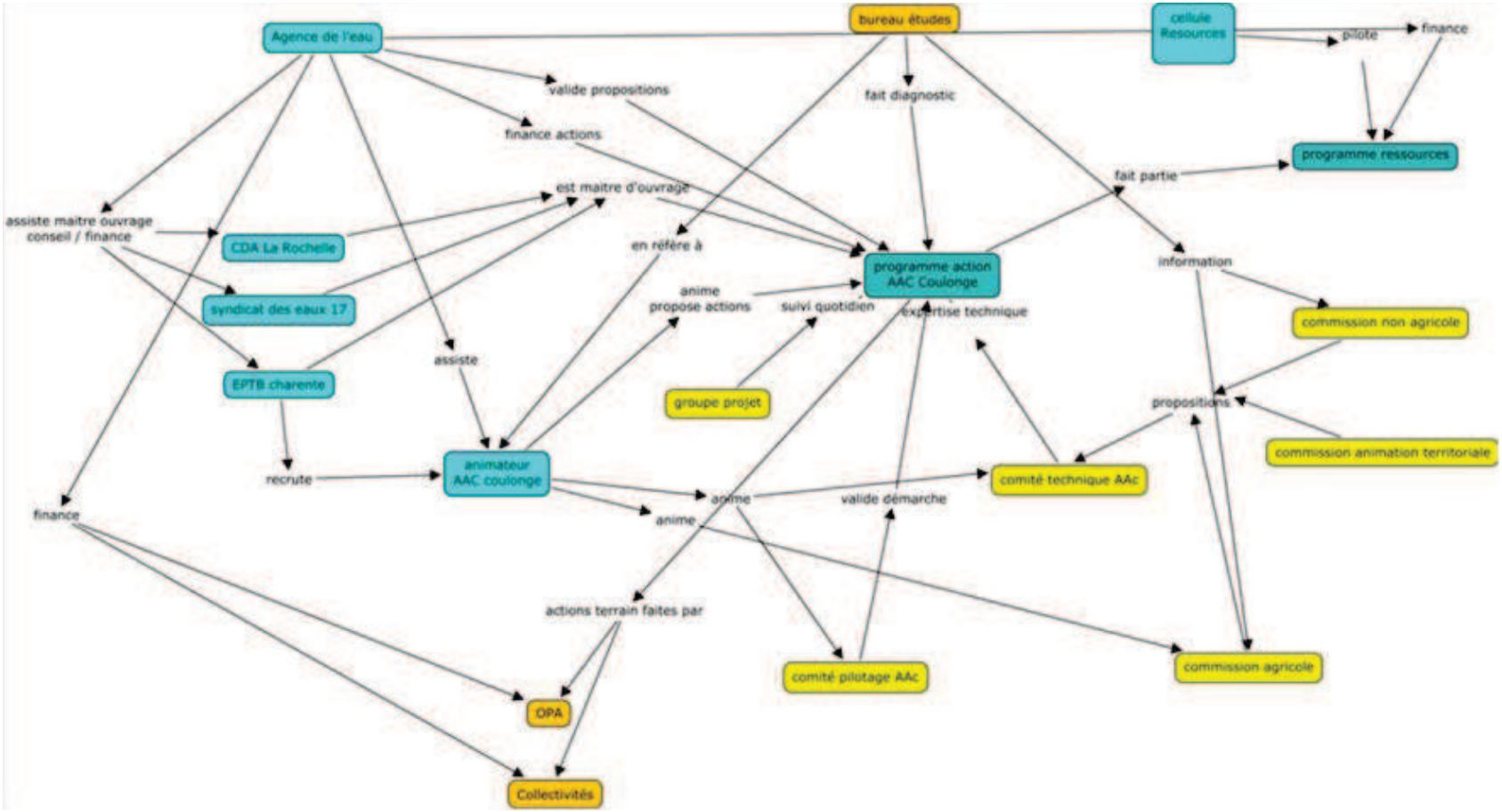


Figure 72 : Schéma de gouvernance du programme d'action du BAC Coulonge

Plusieurs instances de gouvernance suivantes ont été mises en place. Elles sont détaillées ci-après.

- le bureau de l'EPTB Charente pilote l'opération et définit la stratégie ;
- un comité de pilotage valide les grandes étapes de la démarche (diagnostic, programme d'actions territorial (PAT), programmes d'actions annuels…) ;
- un comité technique suit le déroulement du programme d'actions. Il produit des informations et des expertises techniques. Il est informé de la réalisation des actions et peut être force de proposition;
- le groupe projet, constitué des partenaires financiers et des trois structures porteuses du programme (EPTB Charente, SDE 17 et CDA de La Rochelle), assure au quotidien le suivi du programme d'actions.
- Plusieurs groupes de travail sectoriels (agricole, non agricole) alimentent le travail des différents comités.

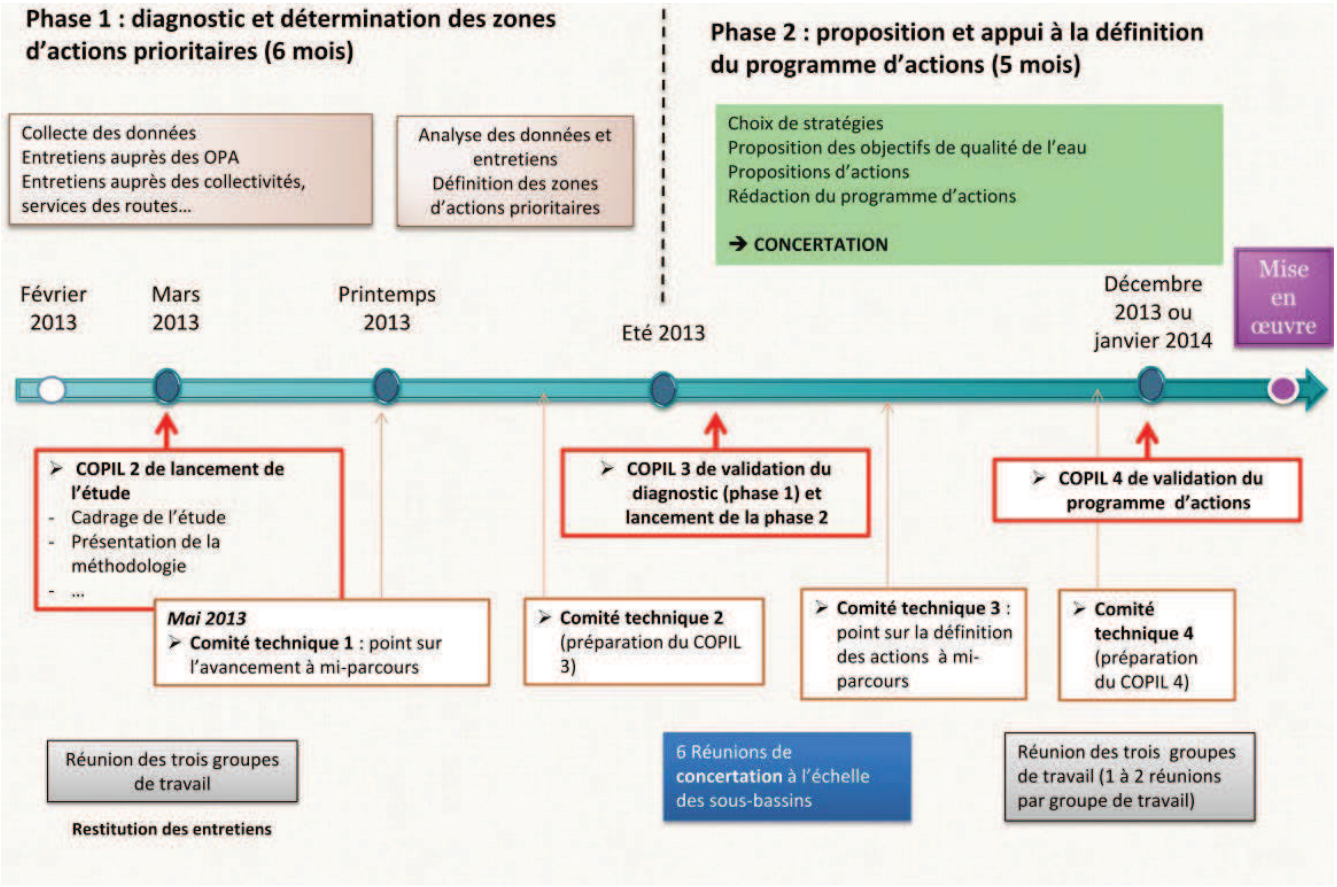


Figure 73 Articulation des différents groupes de travail, comités et COPIL pour la mise en œuvre du programme d'action – programme prévisionnel (source EPTB)

La Figure 73 présente l'articulation de ces différents comités. Il s'agit là d'un calendrier prévisionnel des deux phases principales de la mise en œuvre, qui auront été finalement plus longues que prévu. Les différentes phases de mise en œuvre du programme d'action (étude préalable et diagnostic, construction du programme d'action, validation finale) s'étalent sur trois ans (Figure 74) et s'appuient sur des dynamiques préexistantes de protection de la ressource. Le programme d'action mis en œuvre sur le bassin versant du Né, porté par le syndicat d'eau (SIAH du Né) est en décalage temporel avec le programme du BAC Coulonge bien que son territoire y soit partiellement inclus. Dans l'optique de la conception d'un système d'information, nous voyons ici qu'il s'agit d'opérations pluriannuelles dont le calendrier peut « dériver », impliquant plusieurs échelles spatiales, des chevauchements temporels et une gouvernance complexe.

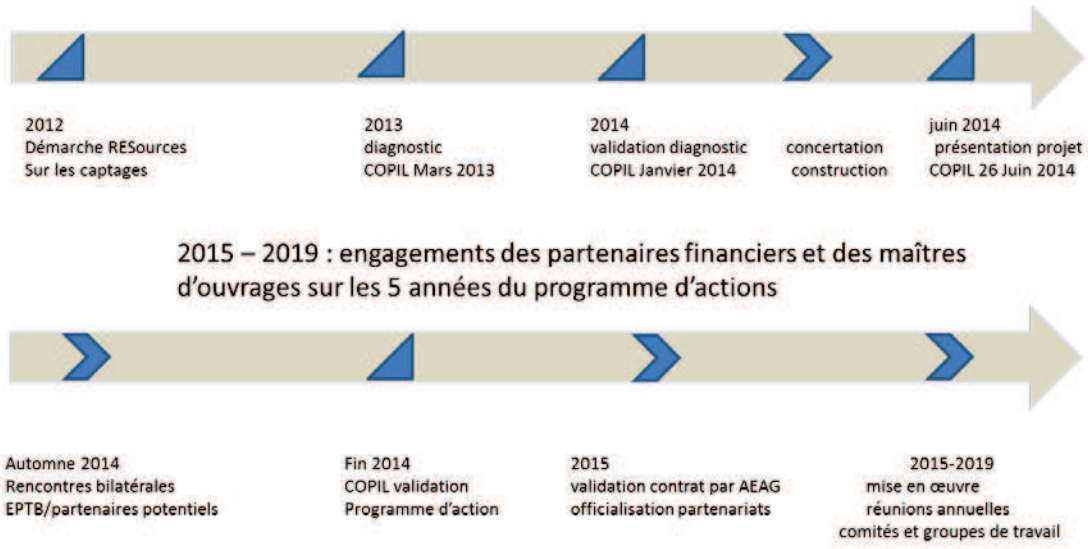


Figure 74 : Différentes phases de mise en œuvre du programme d'action du BAC Coulonge

III.6.3 *Les actions en direction des activités agricoles*

Le diagnostic de territoire réalisé par le bureau d'études In Vivo a identifié des zones sensibles vis-à-vis des pesticides et des nitrates sur lesquelles l'animation et les actions agricoles doivent être renforcées (cf. section III.3). Ceci a conduit les animateurs du programme à définir des zones prioritaires d'action (Figure 75). D'autres mesures, comme la conversion à l'agriculture biologique, sont éligibles sur l'ensemble du territoire d'action et pas uniquement dans les zones d'action prioritaires.

Les mesures proposées dans le PAEC de Coulonge et St Hippolyte ont été élaborées en cohérence avec l'ensemble des territoires à enjeu « eau qualité » qui se recoupent spatialement. Par souci de cohérence également avec le plan d'action territorial 2015-2019, les MAEC (« Mesures agro-environnementales et climatiques » prenant la suite des MAE territorialisées pour la période 2015–

2020) et la MAEC « Système Grande Culture » sont proposées uniquement dans les zones prioritaires (Figure 75). Les MAEC sont un des leviers disponibles dans les PAT (plan d'action territorial). Les mesures peuvent être contractualisées sur des parcelles sensibles ou à l'échelle du système d'exploitation (MAEc Système). Ce dernier point fait la nouveauté de ce dispositif.

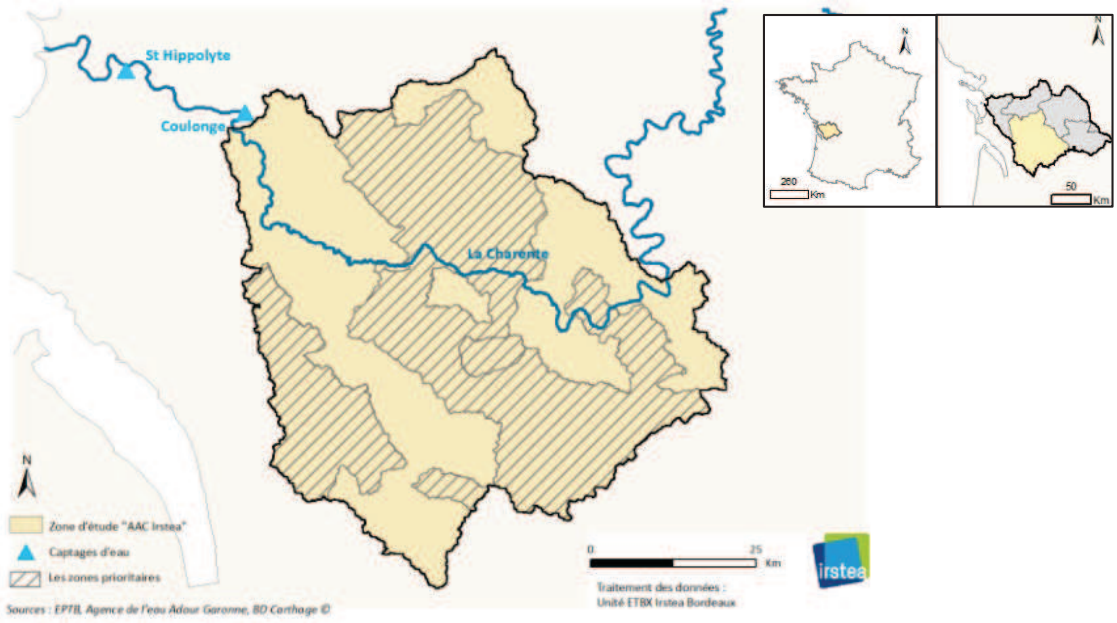


Figure 75 : Zones prioritaires d'action (en grisé) définies par l'EPTB du fleuve Charente

Résumé du chapitre 5

Le territoire d'étude choisi pour nos travaux est le bassin d'alimentation des captages de Coulonge et de St Hippolyte dans le bassin de la Charente. Le territoire est intégré dans le continuum territorial du bassin versant de la Charente et de la Mer des Pertuis où les interdépendances entre activités amont et aval sont très fortes et liées à l'enjeu eau. L'agriculture est une activité majeure sur le bassin versant amont. Elle influence fortement la quantité d'eau douce qui arrive dans la zone côtière située à l'aval et détermine les conditions de croissance des huîtres (salinité, teneur en nitrates). La qualité des eaux superficielles, notamment les teneurs en nitrates et pesticides, est influencée par les pollutions diffuses issues des activités agricoles, grandes cultures et vigne. Les activités agricoles sont donc particulièrement impactées par les programmes d'action agro-environnementaux qui se superposent dans l'espace et dans le temps. Le programme d'action du BAC Coulonge présente toutes les caractéristiques intéressantes pour nos travaux, à savoir : i) la taille du territoire d'action qui demande de prendre en compte plusieurs échelles spatiales, ii) la problématique centrée autour de la qualité de deux captages d'eau superficielle, notamment pour les pesticides et iii) la gouvernance complexe du programme d'action qui renvoie à notre question de structuration de l'information et de l'aide à la décision dans ce contexte de programme d'action agro-environnemental.

Chapitre 6 : Analyse du réseau d'acteurs

L'objectif principal de ma thèse est de proposer un système d'information en appui aux acteurs locaux qui conçoivent et mettent en œuvre les programmes d'action agro-environnementaux. J'ai annoncé en introduction les hypothèses faites pour mener à bien mes recherches :

- l'élaboration des programmes d'action est réalisée par un réseau d'acteurs à l'échelle du territoire d'action,
- des informations thématiques et/ou spatiales sont mobilisées par ce réseau d'acteurs et contribuent à la prise de décision sur les actions à engager.
- le système d'information en appui à la gouvernance ne peut être proposé qu'après avoir identifié les flux d'information qui sont mobilisés par les réseaux d'acteurs autour des programmes d'action environnementaux, et donc après avoir analysé ces réseaux.

L'analyse du réseau d'acteurs autour du BAC Coulonge doit contribuer à vérifier ces hypothèses en : i) identifiant le réseau d'acteurs sur la zone d'étude impliqué dans la mise en œuvre du programme d'action « pesticides », ii) déterminant les rôles des acteurs, leurs liens et l'échelle spatiale à laquelle ils interviennent iii) identifiant sur la base de quelle information s'élaborent les programmes d'action agro-environnementaux à enjeu eau « pesticides ». Ce chapitre décrit les méthodes proposées et mobilisées pour l'analyse du réseau d'acteurs et comment le lien est fait avec la modélisation de l'information transitant dans le réseau.

I DETERMINER LES FRONTIERES DU RESEAU A PARTIR D'UNE ANALYSE INSTITUTIONNELLE

Identifier les acteurs institutionnels pertinents constitue la première étape pour analyser le réseau d'acteurs. Certains acteurs peuvent être écartés des processus participatifs pour des raisons historiques, des conflits peuvent exister entre des institutions ou des groupes de personnes. En conséquence, un petit réseau déjà formé de représentants d'institutions habitués à travailler ensemble peut être favorisé au détriment d'un réseau plus large mais plus difficile à gérer dans le processus délibératif (Daniels and Walker 2001; Grimble and Wellard 1997; Stringer et al. 2006). Les frontières du réseau d'acteurs

à analyser dépendent à la fois d'une dimension institutionnelle, comme par exemple, la participation aux différents comités techniques ou de pilotage, et d'une dimension sociale, qui tient à la motivation relationnelle de chacun des participants et aux relations interpersonnelles entre les représentants des différentes institutions. L'utilisation croissante de l'analyse de réseau d'acteurs va de pair avec la reconnaissance de leur influence, réelle ou souhaitée, sur le processus de décision dans les programmes d'action environnementaux (Duram and Brown 1999; Selin et al. 2000).

L'analyse du réseau d'acteurs part de la participation formelle au processus de définition et de mise en œuvre du programme d'action (Figure 76). Les dispositifs d'action présents sur la zone d'étude, souvent « emboîtés » spatialement, sont des lieux de mise en relation des acteurs. Leur identification, leur appartenance institutionnelle passe par l'étude des comptes rendus de réunions, la composition des comités de pilotage et techniques mais aussi par la communication institutionnelle réalisée sur ces programmes. L'analyse a donc été réalisée au moment de la réflexion en amont du programme d'action, incluant les phases de diagnostic et de réflexion sur le contenu des actions. Des informations complémentaires ont été obtenues à partir d'entretiens auprès d'un panel d'acteurs considérés comme clés dans la mise en œuvre du programme d'action.

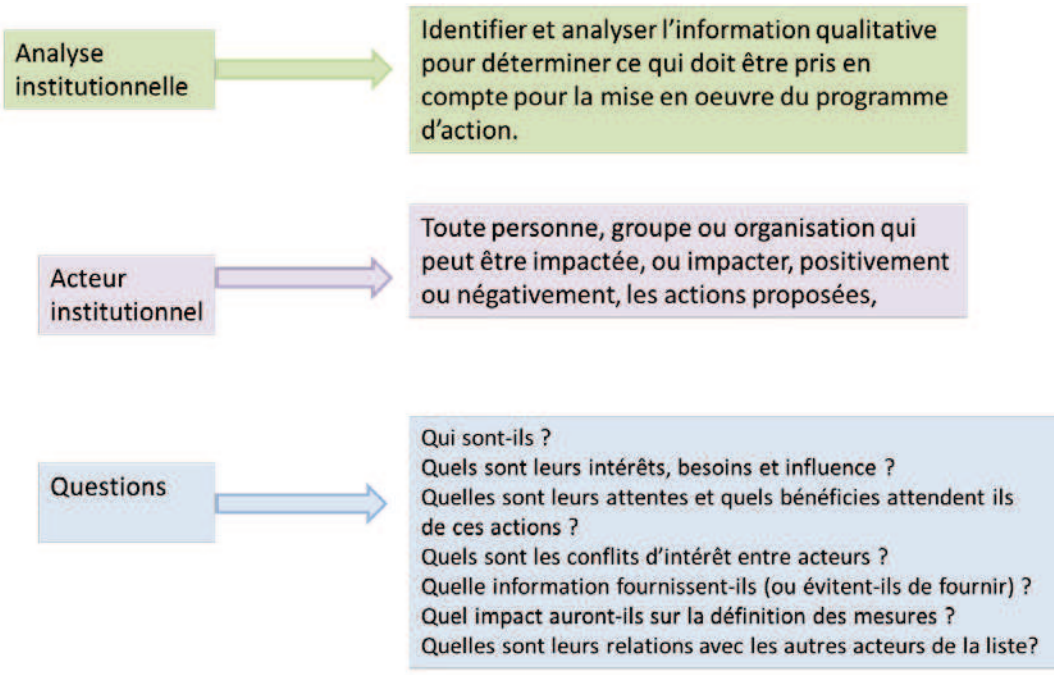


Figure 76 : Processus d'analyse institutionnelle

I.1 Réaliser des entretiens avec un panel d'acteurs

Le panel d'acteurs représente les principales « catégories » identifiées dans les documents officiels liés au programme (présentations, compte-rendu de réunion, plaquette, site web, etc.). Ces catégories sont

d'ailleurs décrites, implicitement ou explicitement, dans les documents : administrations, acteurs agricoles, gestionnaires de l'eau, associations, élus… Tous interviennent de manière directe ou indirecte sur la zone d'étude. L'enquête a été réalisée sur la base d'entretiens semi-directifs.

L'entretien semi-directif constitue un mode d'approche, celui de la conversation où prédomine l'écoute de la ou des personnes interrogées. La grille d'entretien doit permettre de guider et de réguler l'échange sans le restreindre à un cadre d'analyse stricte, afin de permettre à l'interviewé de communiquer sa propre perception de l'objet d'étude, susceptible d'enrichir les informations collectées et d'affiner les questions posées (Michelat, 1975). L'échange doit ainsi favoriser les interactions pour permettre une collecte d'informations personnalisées. Les entretiens sont enregistrés, sauf volonté contraire de l'interviewé, afin de pouvoir réécouter si nécessaire le matériel. L'enquête auprès du panel d'acteurs est complétée par une analyse documentaire à partir des documents fournis par les acteurs eux-mêmes.

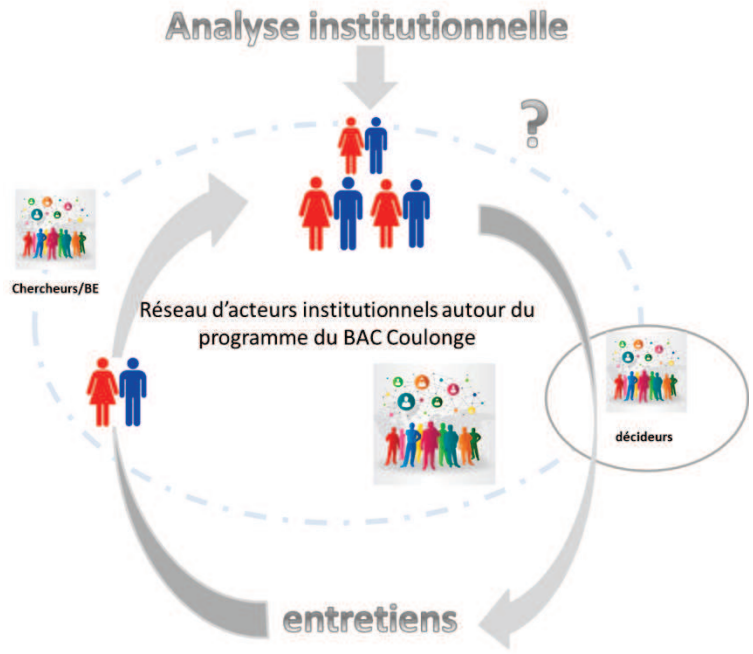


Figure 77 : Processus itératif pour déterminer les frontières du réseau et identifier les acteurs clés

Le questionnaire d'enquête que j'ai élaboré (cf. annexe I) comprend trois grandes catégories de questions :

- l'implication des acteurs dans les programmes d'action pour la préservation de la qualité de l'eau (en général et sur la zone),
- les principales relations avec les autres acteurs impliqués dans le programme d'action,

– leur perception des besoins en information (thématique ou géographique).

Il est demandé aux acteurs interviewés de préciser leur vision de la qualité de l'eau sur le territoire d'étude, les sources d'information qu'ils utilisent pour étayer cette opinion et les informations qu'ils estiment utiles et pertinentes pour pouvoir participer pleinement au processus de conception et de mise en œuvre des actions.

Pour réaliser ces enquêtes, j'ai mise en œuvre un processus itératif dans lequel les frontières du réseau d'acteurs se dessinent au fil des entretiens en faisant valider la composition du réseau par les acteurs eux-mêmes et en permettant d'y intégrer au fil de l'eau d'autres acteurs considérés comme clé par leurs partenaires (Figure 77).

I.2 Analyser les entretiens et réaliser des cartes conceptuelles

L'entretien a donné lieu à la réalisation d'une carte conceptuelle qui modélise les relations de l'acteur avec les autres acteurs du réseau, en identifiant les liens financiers, d'influence, d'échange ou de production d'information (Figure 78). La carte conceptuelle est réalisée avec un logiciel libre de cartographie de réseau (logiciel CMAP tools[32]) pour représenter i) les liens de l'acteur avec les autres acteurs et instances intervenant sur la zone d'étude, ii) les différents flux afférents, avec un focus sur le flux d'information et iii) les informations produites et échangées. Ce mode de représentation permet d'identifier les flux d'information, les flux financiers et les actions réglementaires produits par l'acteur concerné et les échanges autour de l'ensemble de ces flux. Il est possible d'associer la notion d'échelle spatiale d'intervention dans cette analyse (Smith, 2002).

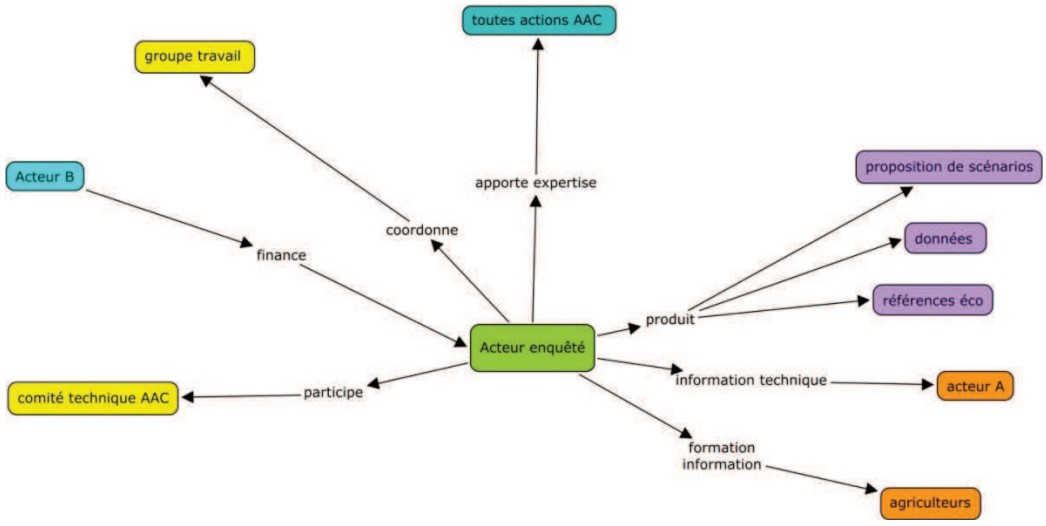


Figure 78 : Mode de représentation des liens entre acteurs dans le modèle CMAP

[32] https://CMAP.ihmc.us/docs/theory-of-concept-maps

II ANALYSE ET MODELISATION DU RESEAU D'ACTEURS

II.1 Analyse structurale

A travers le réseau, des ressources cognitives et informatives sont véhiculées, pour partager une vision du territoire d'action, pour échanger des connaissances et de l'expertise, dans un processus collectif et participatif pour parvenir à des décisions en termes d'action publique. Selon Le Naour, (2012), dans l'action publique, le réseau tisse des « toiles » au-delà des découpages administratifs et territoriaux pour fournir une aide à des collectivités et des corps professionnels. Pour circuler, les savoirs requièrent la mise en place de tout un appareillage, supports, sans lesquels la circulation ne saurait s'opérer. Ces supports sont alors les sources premières de l'analyse structurale des réseaux. Un réseau ne se réduit pas à une somme de relations et ses membres présentent un certain degré d'interdépendance (Forsé, 2008). Il s'agit d'un véritable système de relations dont la structure ne peut être dégagée qu'a posteriori (Ferrand, 1997).

L'analyse structurale permet d'examiner la totalité des relations dans le réseau et de créer des groupes sur la base de différents critères. Avec ce que l'on appelle la connexité, il s'agit de repérer des groupes en raison des liaisons directes ou indirectes entre leurs membres. La cohésion s'appuie plutôt sur la densité des relations dans le groupe. L'équivalence introduit un autre point de vue en rassemblant les individus en fonction de leur similitude et en identifiant des rôles. On peut aussi vouloir caractériser chaque acteur d'après sa position dans le réseau, par exemple selon sa centralité. La plupart des méthodes mobilisées relèvent de la théorie des graphes (Wasserman et Faust, 1994) et sont implantées dans différents logiciels. Les indicateurs les plus couramment utilisés dans les méthodes d'analyse structurale sont la taille -nombre de nœuds- et la densité du réseau : nombre de nœuds observables/nombre de nœuds possibles, centralité, distribution des liens (cf. partie 1 section II.1). Le logiciel GEPHI a été utilisé pour décrire la structure du réseau et déterminer les acteurs les plus productifs ou destinataires des différents flux, financier et d'information en analysant par cette métrique les liens entre acteurs résultant des cartes conceptuelles. Les résultats de cette analyse sont présentés en partie 3 (section II.4).

J'ai toutefois privilégié un autre mode de modélisation du réseau, le formalisme UML, pour décrire les flux d'information entre les acteurs, ce qui a permis d'intégrer cette étape dans l'ensemble du processus de conception du système d'information.

II.2 Modélisation des relations entre acteurs avec UML

La méthode privilégiée pour modéliser le réseau a consisté à modéliser les flux d'information entre les instances d'acteurs (le conseiller X de la chambre départementale d'agriculture, l'ingénieur Y de la chambre régionale d'agriculture, etc.), puis entre les classes du modèle du réseau d'acteurs (chambre

départementale, chambre régionale,..) (Figure 79 et Figure 80). Le choix méthodologique du langage Unified Modeling Language permet de spécifier, de visualiser, de construire et de documenter les concepts d'un système avec pour objectif final de produire une application informatique (OMG, 2002, 2003). L'avantage d'utiliser ce langage était de pouvoir décrire dans le même formalisme les informations mobilisées dans le réseau et les relations entre ces informations d'une part, et les liens entre acteurs et production ou utilisation de l'information, d'autre part. Ce choix repose aussi sur diverses expériences décrites dans la littérature ou vécues sur le terrain lors de projets de recherche antérieurs qui montrent l'intérêt du langage UML pour une bonne communication sur le terrain, tout en bénéficiant de la rigueur et l'unicité du langage de modélisation.

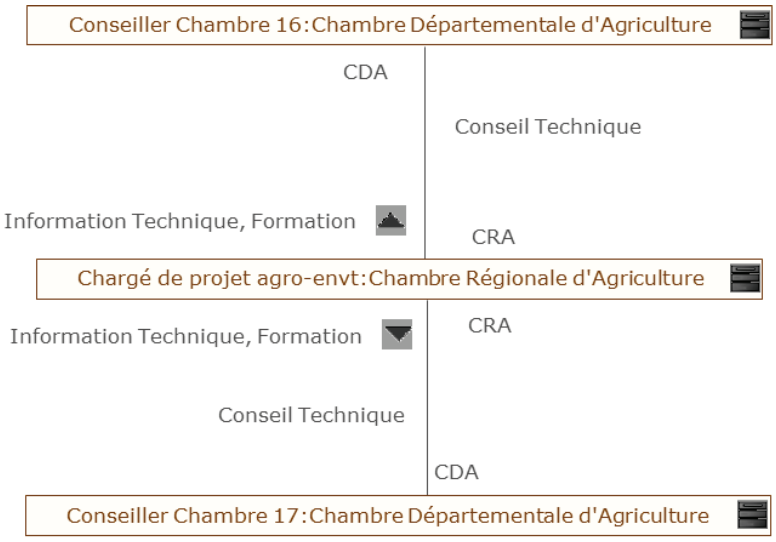


Figure 79 : Flux d'information entre les instances (diagramme d'instance UML)

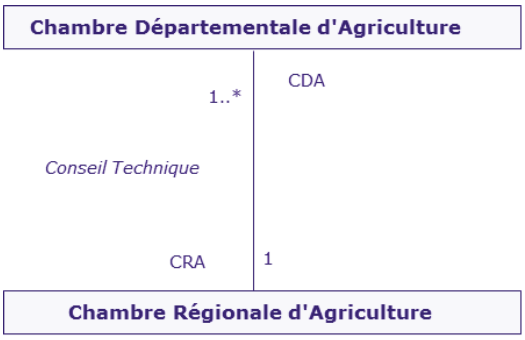


Figure 80 : Flux d'information entre les classes (diagramme de classe UML)

Avant de détailler au paragraphe IV.3 la démarche adoptée pour la modélisation UML du réseau d'acteurs, il m'apparait important de détailler préalablement les principaux concepts et le formalisme utilisés.

II.2.1 *Principaux concepts du langage de modélisation UML mobilisés dans le cadre de ce travail*

De nombreux formalismes et langage de modélisation permettent de représenter la composante thématique des concepts : le formalisme Entité-Relation (Chen, 1976), la méthode OMT (Rumbaugh et al. 1991) et le langage UML dont la version 1.0 a été adoptée en 1997 (OMG, 1997). Les langages et outils modélisation des composantes spatiales et temporelles sont spécifiques à la géomatique. Il en existe une douzaine (Miralles, 2006) mais les principaux sont Perceptory (Bédard, 1999a ; Larrivée et al., 2005 ; Proulx et al., 2002), POLLEN (Gayte et al., 1997), MADS (Parent et al., 1997b ; Vangenot, 2001), et GeoFrame (Filho et al., 1999a ; Rocha et al., 2001). Tous ces langages ont en commun les concepts *Point, Ligne et Polygone* pour la composante spatiale et les concepts *Instant et Période* pour la composante temporelle. De nombreuses variantes sont ensuite possibles selon les formalismes utilisés.

Dès sa conception, le langage UML a été conçu dans une perspective de communication afin d'améliorer les échanges entre le concepteur d'une application informatique et les acteurs d'un domaine. Pour répondre à ce besoin de communication, le langage UML propose, dans sa version 2.5[33] une panoplie de quatorze diagrammes pour décrire les différents aspects et points de vue sur l'application informatique.

En Annexe XI, je rappelle les principales idées autour des éléments de modélisation du langage UML que j'ai utilisés. La lecture préalable de cette annexe permettra de faciliter la lecture de la suite du document pour les lecteurs qui ne connaissent pas ce langage de modélisation.

Dans mon contexte de recherche, je me suis concentrée sur deux de ces diagrammes : **le Diagramme de Classe et le Diagramme d'Objets.** Muller et al (2000) précisent que les Diagrammes de Classes et d'Objets sont de vues complémentaires d'une même réalité. Le premier représente une abstraction de cette réalité, représentation focalisée sur la structure des objets du monde réel, alors que le second en est une instance de ces objets.

J'aurais pu m'intéresser au Diagramme des Cas d'utilisation pour représenter sous un certain angle les interactions entre acteurs. J'ai fait quelques essais car j'avais noté que certains auteurs avaient utilisé ce formalisme pour décrire des relations entre acteurs, notamment en amont de systèmes multi-agents (Augusto, 2008). **J'ai finalement préféré adopter des «cartes conceptuelles» (CMAP tools)** car

[33] http://www.omg.org/spec/UML/ référence du site en ligne qui décrit les fonctionnalités de cette version

mes interlocuteurs étaient plus à l'aide avec ce type de représentation, confirmant ainsi d'autres études (Fatemeh et al, 2011).

En complément des CMAP, j'ai utilisé les Diagrammes d'Objets. D'une part, le formalisme est proche de celui des CMAP et, d'autre part, il présente l'avantage d'être en relation directe avec les Diagrammes de Classe. Grâce à des profils UML, sorte de plugin permettant d'étendre les fonctionnalités et le formalisme UML, cette relation peut être exploitée pour améliorer la modélisation et l'implémentation des systèmes d'information (Miralles, 2006, 2016).

II.2.2 *Méthode de modélisation UML des flux d'information entre acteurs*

La démarche générale que j'ai utilisée pour la modélisation du réseau d'acteurs est schématisée en Figure 81. A partir des cartes conceptuelles CMAP précédemment réalisées, un modèle d'instance est créé dans un premier temps pour chacun des acteurs rencontrés et son institution. Puis, à partir de ces modèles d'instances « acteur », le lien avec le modèle de classes a été effectué pour chacun des diagrammes d'objets, avec une représentation répondant aux objectifs de la cartographie institutionnelle.

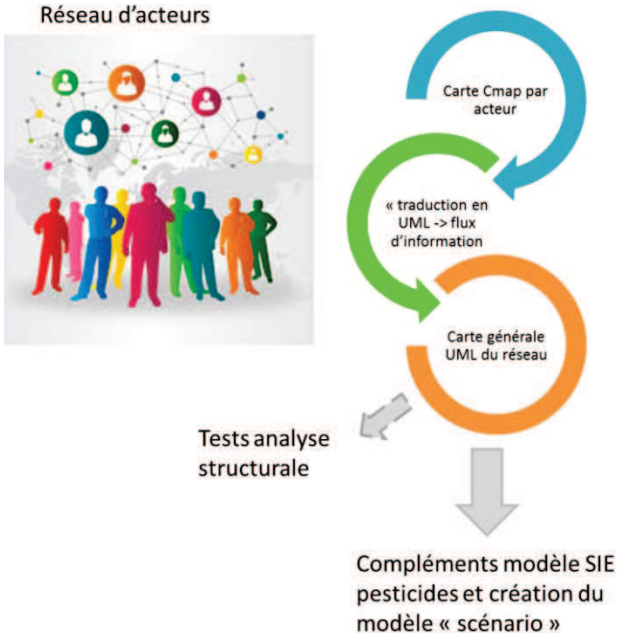


Figure 81 : Démarche d'analyse du réseau d'acteurs

La modélisation UML des flux d'information entre acteurs permet d'identifier qui produit, diffuse, traite et utilise l'information mobilisée dans notre réseau d'acteurs. L'analyse est faite au niveau des instances (individus) puis généralisée au niveau des institutions (classes) (Figure 82).

Le modèle « acteurs », permet d'identifier l'information échangée entre les acteurs, mais aussi de faire le lien avec l'information organisée par le modèle SIE pesticides (Vernier et al, 2013), qui modélise les pratiques agricoles, plus particulièrement pesticides, et leurs liens avec les milieux à l'échelle d'unités hydrographiques (Figure 82). Ceci permet de valider et d'enrichir le modèle SIE pesticides réalisé en 2013.

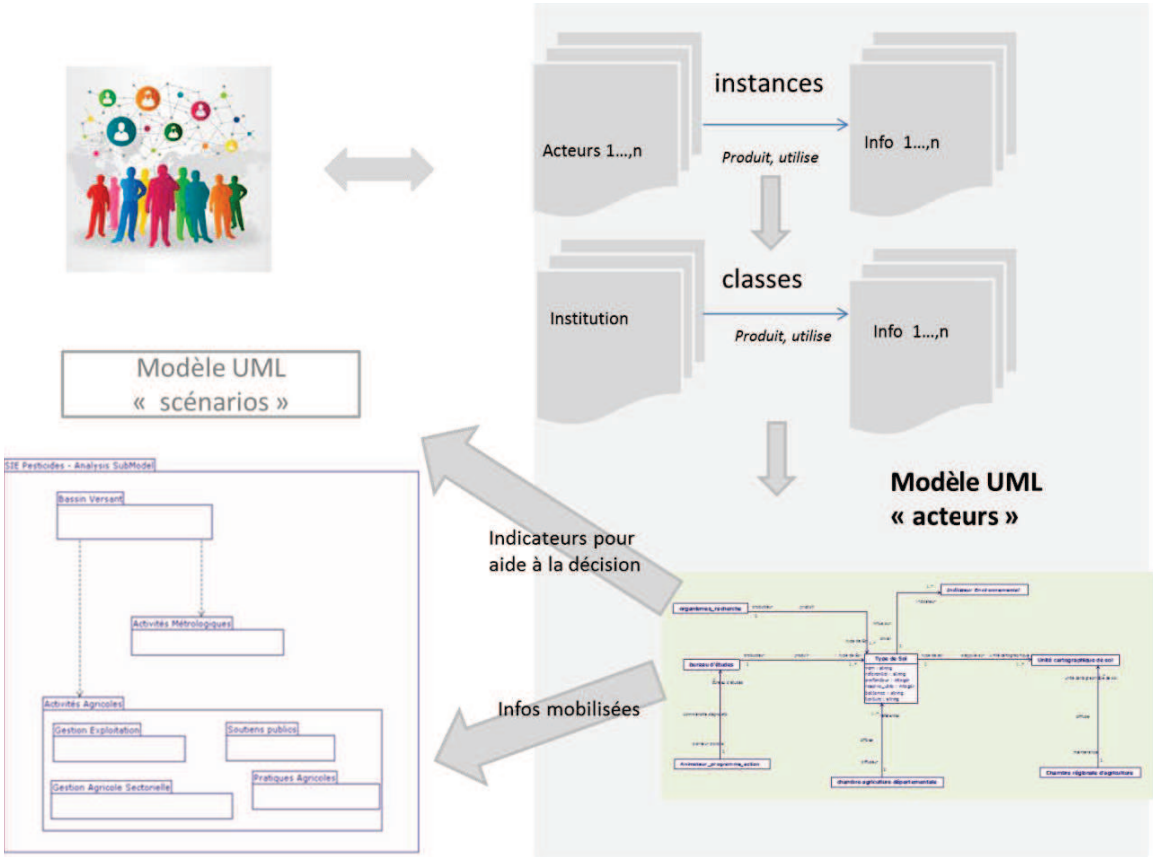


Figure 82 : De la modélisation UML du réseau d'acteurs aux modèles du SI

A partir de ce modèle « acteurs », il est possible d'identifier l'information, dont par exemple les indicateurs produits aux différentes échelles, qui peut être utile pour l'évaluation environnementale et économique des scénarios d'évolution de l'agriculture. Cette information, identifiée comme pertinente pour l'aide à la décision, sera mobilisée dans le modèle « scénarios » et sous-tend le modèle décisionnel, l'entrepôt de données spatiales.

Le profil UML ActorInteractionDesigner a été conçu et implémenté pour réaliser ce type de modélisation (Figure 83). Cette figure montre les interactions de Vente entre un Agriculteur et une Coopérative Agricole ainsi que le sens de l'interaction suivant qu'il s'agit d'une Vente de Produit Agricole ou une Vente de Produit Phytosanitaire.

Figure 83 : Exemple de modélisation des interactions entre un Agriculteur et une Coopérative Agricole

Par défaut, comme le montre la Figure 83, l'atelier de génie logiciel n'affiche pas le poids des relations ou les informations transitant entre acteurs. Toutefois, ces poids peuvent être affectés manuellement comme le montre la Figure 84. Dans le profil UML, des Tagged Value spécifiques ont été créées pour annoter l'élément de modélisation UML d'Association *({Actor : Link Weight(value)})* et l'élément de modélisation UML d'Information *({Actor : Information Weight(value)})*. La valeur de ces poids peut être saisie dans une interface spécifique développée dans le profil UML. Dans ce modèle, les acteurs ont estimé que la relation de Vente était 3 fois plus « importante/intense » que celle de Conseil Agricole et que le poids des ventes de produits agricoles était de 10 000 alors que celles de produits phytosanitaires étaient de 1000. Ici, l'unité des poids n'est pas spécifiée, mais rien n'empêche d'en adopter une : les ventes pourraient être exprimées en euros.

Figure 84 : Exemple de modélisation avec pondération des interactions entre un Agriculteur et une Coopérative Agricole (attribution de poids)

L'utilisation d'un atelier de génie logiciel (cf. section II.3.1) a facilité la modélisation du réseau d'acteurs car, dans mon contexte, ceux-ci sont très complexes. Comme dans l'atelier de génie logiciel, une même classe peut figurer dans plusieurs diagrammes, un modèle général complexe peut donner lieu à plusieurs modèles partiels, chacun focalisé sur un acteur par exemple en masquant le reste du diagramme donc la complexité. Dans cette même section, je montre un modèle partiel centré sur un acteur et un modèle partiel centré sur un indicateur, compréhensibles et lisibles tandis que le modèle général UML est complexe et plus difficile à présenter dans son intégralité sur un schéma.

Par ailleurs, les éléments du modèle UML permet facilement de créer la table des nœuds et liens dont a besoin le logiciel Gephi pour calculer les statistiques sur les éléments structuraux (densité, centralité, etc.), tous éléments qui n'ont pas pu être intégrés dans le profil UML pendant les travaux par manque de moyens.

Nous avons, dans ce chapitre, proposé une démarche d'analyse du réseau d'acteurs et des flux d'information produits et utilisés par les acteurs du réseau. Dans le chapitre suivant, nous présentons la méthode proposée et mise en œuvre sur le territoire d'action du BAC Coulonge pour qualifier les activités agricoles et les pratiques. Cette étape est indispensable pour proposer un système d'information en appui aux programmes d'action agro-environnementaux à l'échelle territoriale.

Résumé du chapitre 6

La méthodologie proposée implique d'analyser le réseau d'acteurs institutionnels qui se constitue autour d'un programme d'action agro-environnemental et de modéliser les flux d'information qui y transitent. L'analyse du réseau d'acteurs mobilise une méthode d'analyse institutionnelle et une modélisation conceptuelle des liens entre acteurs à l'aide de cartes conceptuelles, dans une première phase, puis en utilisant la modélisation conceptuelle UML. Le choix d'UML pour la modélisation conceptuelle des flux entre les acteurs et les informations produites ou mobilisées permet de faire le lien entre un modèle « Acteurs » et le modèle « SIE Pesticides » qui organise l'information sur les pratiques agricoles et les milieux à l'échelle d'un territoire d'action « pesticides », et également avec le modèle scénarios qui sous-tend la partie décisionnelle du SI.

Chapitre 7 : Qualification des activités agricoles à l'échelle du territoire d'action

A l'échelle de territoires d'action de taille intermédiaire ou à l'échelle régionale, il est impossible d'envisager une qualification des systèmes et des pratiques, basée sur une collecte exhaustive ou quasi-exhaustive des données auprès des agriculteurs concernés. A l'échelle de petits territoires d'action, cette démarche est envisageable. Toutefois, une expérience personnelle de suivi des pratiques agricoles d'une trentaine d'agriculteurs dans le bassin versant du Ruiné (16) m'a permis de mesurer la difficulté pour impliquer l'ensemble des agriculteurs, surtout dans un contexte pluriannuel. Dans tous les cas, l'analyse des données recueillies et l'identification nécessaire de pistes d'évolution des pratiques rendent indispensable un regard plus distancié et analytique. Quels sont les systèmes agricoles présents ? Quelles sont les pratiques actuelles ? Quels drivers ont conduit à ces pratiques et quels sont ceux qui pourraient les faire évoluer ? La réponse à ces questions est essentielle quand on sait l'influence des activités agricoles sur les flux de pollution diffuse. Une méthode de qualification des systèmes et des pratiques est donc indispensable à mettre en œuvre. En effet, il est rare que des travaux récents soient disponibles sur le territoire d'action, à l'échelle spatiale et avec les paramètres d'analyse souhaités. Dans ce chapitre, je décris la méthode de qualification des systèmes agricoles et des pratiques que j'ai mise en œuvre sur le territoire du BAC Coulonge. Je décris aussi les contraintes liées au contexte d'un programme d'action opérationnel d'une part, et de modélisation intégrée (méthode IMAS), associée au programme, d'autre part. J'ai développé cette méthode au fil de plusieurs projets de recherche (Eccoter/Maeveau, Modchar 1 et 2) en commençant avec les systèmes et pratiques du bassin versant du Né (Vernier et al, 2014). Ces méthodes et les résultats obtenus sur le BAC Coulonge ont fait l'objet d'une publication dans la revue ESPR (Vernier et al, 2017).

I QUALIFIER LES SYSTEMES ET LES PRATIQUES SUR LE TERRITOIRE D'ACTION : CONSTRUCTION D'UN SCENARIO DE REFERENCE ET DEFINIR DES PISTES D'EVOLUTION

I.1 UNE APPROCHE TYPOLOGIQUE PAR TYPE DE SOL, ROTATION ET CULTURE

J'ai choisi d'aborder la qualification des systèmes et pratiques avec **une entrée « sol ».** L'approche choisie par type de sol/rotation/culture induit un itinéraire technique spécifique (cf. Figure 85).

Ce choix est conforté par les démarches des spécialistes opérationnels, conventionnels ou biologiques, qui ont adopté également ce type de raisonnement. Elle n'est toutefois pas pertinente dans tous les cas de figure, par exemple dans certains contextes européens. Les pratiques viticoles, en particulier, sont également induites par les types de produits et de commercialisation de la production. Cela peut être le cas pour certaines grandes cultures (approche filière).

Néanmoins, le type de sol sur lequel se trouve la culture est un « driver » fort des pratiques agricoles qui sont effectuées et permet de déterminer un itinéraire technique « moyen » proche de la réalité. Ce choix est partagé dans la littérature (exemple, Clavel et al, 2011) et par beaucoup d'acteurs, en particulier dans une perspective agro-environnementale. La typologie des sols est la base de nombreux outils qui modélisent ou spatialisent les pratiques agricoles ou leurs effets (Cocklic'eau, RPGexplorer, Stics-Macro, SWAT, etc…)

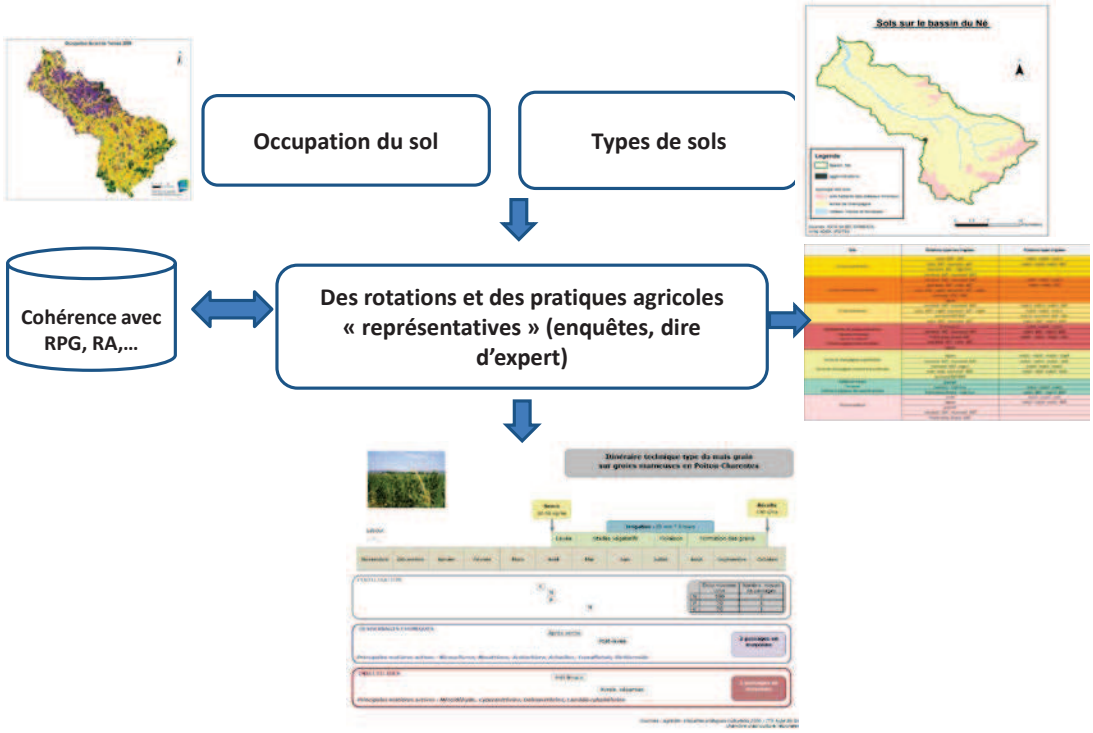


Figure 85 : Application de la démarche sur le bassin du Né (Vernier, 2014)

I.2 REALISER UNE TYPOLOGIE DES TYPES DE SOLS PRESENTS SUR LE TERRITOIRE D'ACTION

Les données institutionnelles sur les sols (base Donesol) sont gérées à l'échelle régionale, par l'Inra ou les Chambres régionales d'agriculture. Une analyse de la diversité de ces données sur les sols et de leur production par les acteurs locaux sera présentée dans la partie 3 (chapitre 9, section II.2).

En 2013, lors du démarrage du projet Modchar2, j'ai fait le constat du manque de références sur la répartition spatiale des sols et de leurs caractéristiques, adaptés au programme d'action. Le bassin de la Charente est certes un cas d'école puisqu'il est à cheval sur plusieurs régions, tout en étant situé en grande majorité dans la région Poitou-Charentes. Il faut donc utiliser deux référentiels régionaux pour le décrire, adoptés à des dates différentes et avec des nomenclatures différentes.

Le réseau mixte technologique (RMT)[34] « sols et territoires » développe actuellement un projet d'harmonisation de la base de données sol nationale au 1/250 000^{e} tant au plan de la cohérence graphique que sémantique. Environ 18 000 km de frontières sont à harmoniser et l'état d'avancement est actuellement d'environ 25 % (Figure 86). Le RMT prévoit également de développer une typologie nationale (Typterres) des sols et de leurs propriétés et de produire plusieurs plateformes Websol pour la diffusion des données. Des manuels pédagogiques seront aussi produits pour leur utilisation. L'amélioration de l'accès aux données, la résolution en amont des questions de frontières, de seuils et variabilité des propriétés envisagées par le RMT sols et territoires rendra la démarche beaucoup plus facile pour les observatoires régionaux lorsqu'ils existent et a fortiori pour les acteurs locaux.

La profondeur, la texture, la structure d'un sol vont le rendre de fait plus ou moins vulnérable aux transferts d'azote et de produits phytosanitaires. D'où l'importance de pouvoir caractériser les sols présents sur un territoire d'action.

Concernant le cas spécifique des aires d'alimentation de captage, Lagacherie et al (2017) font pourtant le constat des limites actuelles de la connaissance des sols : i) **une résolution spatiale insuffisante,** ii) **des difficultés à estimer les propriétés fonctionnelles** des sols utiles aux diagnostics et iii) **des études pédologiques peu accessibles** et difficiles à interpréter en cas d'absence de pédologue.

[34] Les Réseaux Mixtes Technologiques (RMT) mis en place par le Ministère en charge de l'Agriculture en 2007 visent à créer et renforcer des liens entre organismes de recherche, de développement et de formation autour d'une thématique commune.

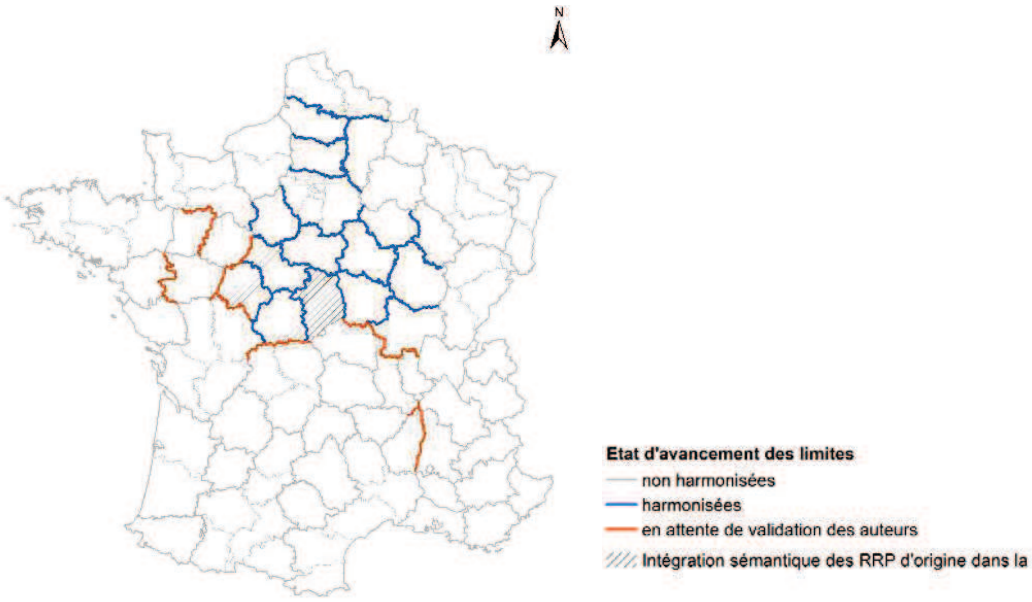


Figure 86 : Etat de l'harmonisation des « frontières » pour la base de données Donesol (source RMT sols et territoires, Fort et al, 2017)

En réponse au manque de référentiel local sur le territoire d'action et à la nécessité de disposer, en accompagnement du programme d'une répartition spatiale des sols cohérente avec la répartition spatiale des systèmes et des pratiques, j'ai donc proposé à la chambre régionale d'agriculture un partenariat pour réaliser une typologie des sols simplifiés qui puisse être utilisée pour décrire ensuite les systèmes conventionnels et les pratiques associées selon la démarche que je propose en Figure 85. J'ai mené en parallèle la même démarche avec la fédération régionale de l'agriculture biologique (FRAB) pour décrire les systèmes bio associés à ces sols simplifiés. Les données utilisées pour réaliser cette typologie ont été les suivantes :

- Les données de la base Donesol fournies par la chambre régionale d'agriculture ;
- Des données plus spécifiques (livrets sols) fournis par les chambres départementales ;
- Les livrets sols/systèmes fournis par la FNAB Poitou Charentes ;
- Les données institutionnelles disponibles (anciennes cartes des sols).

Les données sol issues du RRP (Référentiel Régional Pédologique) étant complexes et détaillées, il était nécessaire de simplifier cette base de données sols. Les UTS (unité typologique de sol) qui donnent des caractéristiques détaillées mais non spatialisées. Les UCS (unité cartographique de sol) sont localisées dans l'espace et composées d'UTS identifiées. Le schéma de production de la couche d'information sur les sols simplifiés est présenté en Figure 87. Les valeurs des paramètres calculés à partir des valeurs de chaque UCS, valeurs pondérées par la surface de chaque UCS sont calculés pour chaque type de sol décrit sur la zone d'étude.

La carte résultant de la typologie des sols simplifiés présentée en Figure 88 a été co-construite avec la chambre régionale d'agriculture et a été validée par les experts locaux (conseillers de secteurs, de cultures). Cette expertise locale conduit, par exemple, à distinguer les Terres de Pays-Bas comme un type à part entière car elles correspondent localement à une forte identité des systèmes agricoles présents, alors que ces sols sont très proches, sur le plan des caractéristiques physico-chimiques, d'une autre catégorie de la nomenclature.

La logique de cette typologie est que sur tout type de sol décrit, nous allons être capables de décrire des systèmes et des pratiques associées, caractéristiques de ce type de sol.

La méthode mise en œuvre pour obtenir cette carte des sols simplifiés, partagée par les acteurs locaux, est reproductible dans un autre territoire d'action. Elle requiert un accès aux données de la base Donesol et la participation d'experts agricoles locaux, la typologie étant orientée vers la description des systèmes agricoles. Pour chaque type de sol décrit, l'objectif est de pouvoir y associer des systèmes et des pratiques agricoles différenciés dans la mesure du possible et ainsi d'intégrer l'expertise locale sur le sujet.

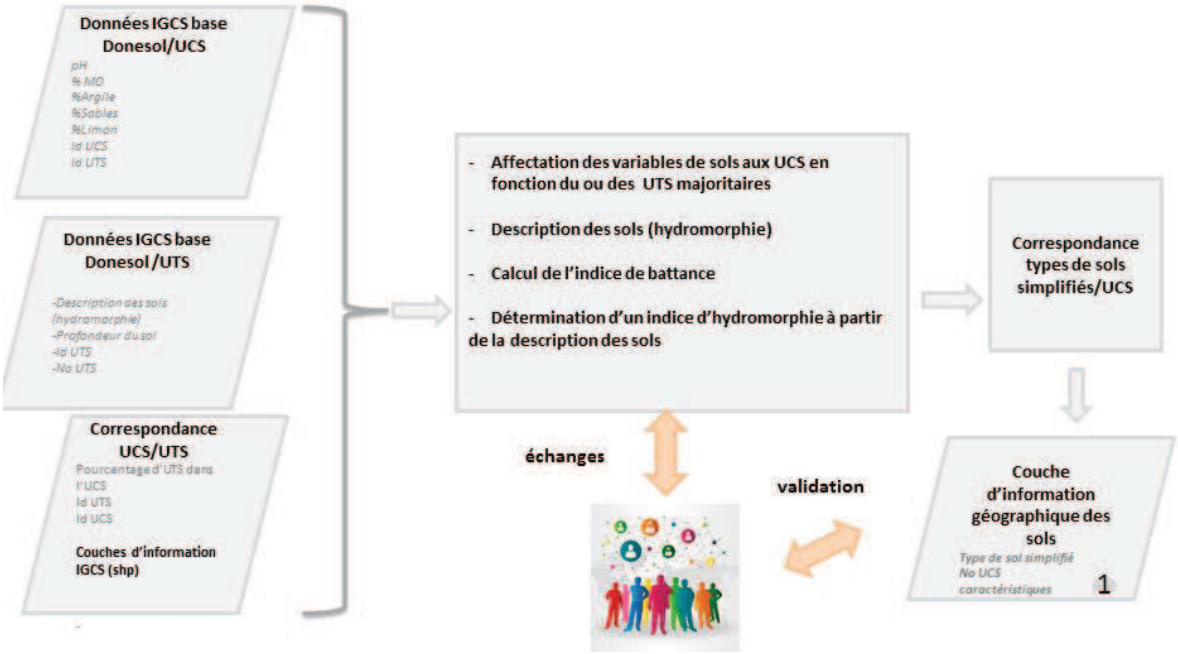


Figure 87 : Schéma de production de la typologie spatialisée des sols simplifiés

Ces sols simplifiés ont pu également être utilisés par le modèle agro-hydrologique SWAT pour simuler les transferts. Un tableau récapitulatif des paramètres des sols (cf. Annexe III) est fourni au modélisateur SWAT et lors du calage du modèle, une optimisation est réalisée dans la limite de l'intervalle de confiance ainsi précisé pour s'ajuster aux flux observés.

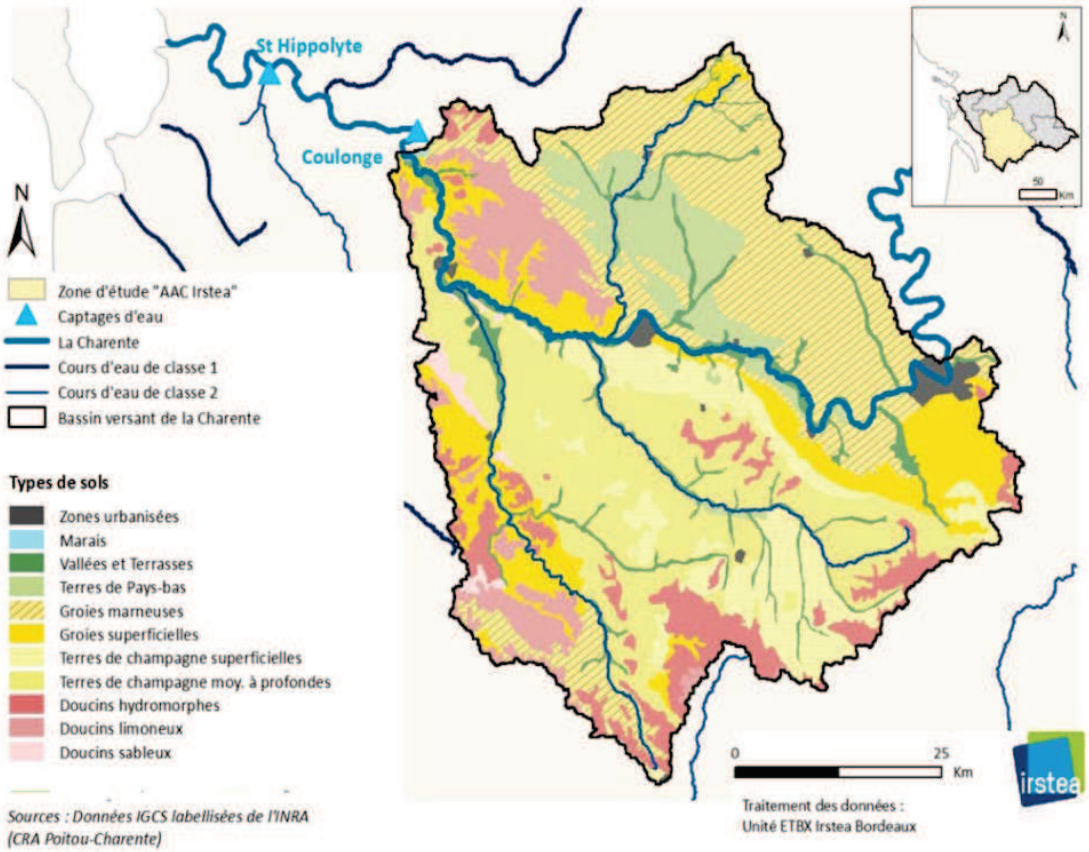
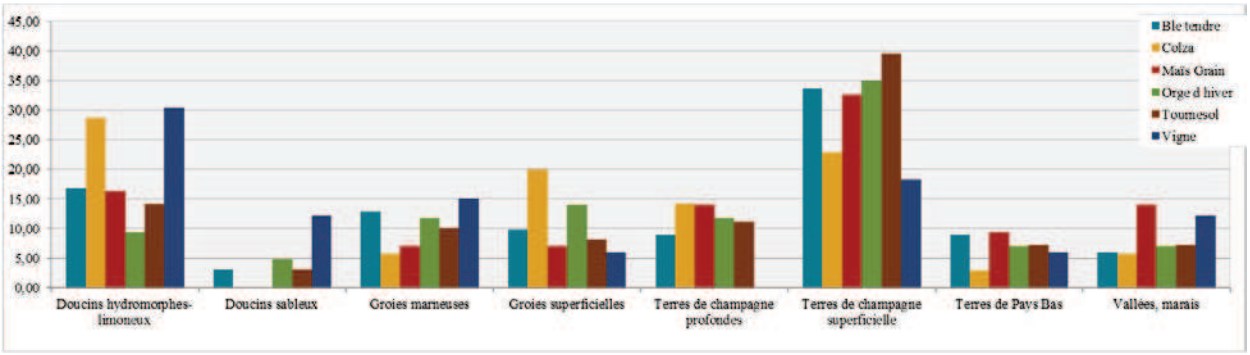


Figure 88 : Répartition spatiale des types de sol sur le BAC Coulonge (source : Vernier, Minette et Tinland, 2016)

I.3 DECRIRE LES PRINCIPALES ROTATIONS CULTURALES SELON CES TYPES DE SOLS ET LES SPATIALISER

I.3.1 *Confirmation de l'existence de l'effet « type de sol » à partir d'enquêtes de terrain*

La question qui a alors émergé était la possibilité d'identifier des pratiques de traitement phytosanitaire et de fertilisation, différenciées selon le type de sol. Une enquête conduite en 2014 à partir d'un échantillon d'exploitations, choisi dans le réseau des chambres d'agriculture, a permis d'apporter quelques éléments de réponse. La détermination des systèmes culturaux dominants a été établie par les partenaires techniques du projet (conseillers des chambres d'agriculture et fédération de l'agriculture biologique). Les données (type de sol, rotation, culture, itinéraire technique) issues de la campagne d'enquêtes réalisées en 2014 (393 « individus statistiques ») ont été analysées (Figure 89). Les résultats de cette enquête ont confirmé l'existence d'une influence du type de sol (certes, variable) sur la stratégie herbicide et, comme attendu, une influence sur la fertilisation azotée pour la plupart des cultures majoritaires de l'AAC, c'est-à-dire blé tendre, tournesol et colza.



	BLÉ TENDRE	TOURNESOL	MAÏS GRAIN	ORGE D'HIVER	COLZA	VIGNE
Test effet sol sur IFT herbicide	**0,0109**	**0,0002**	0,3050	0,1760	**0,0049**	0,9100
Test effet sol sur IFT hors herbicide	0,0695	0,3140	0,5105	0,2020	**0,0054**	0,7110
Test effet sol sur nombre unités de N	**0,0399**	**<0,001**	**0,0573**	0,2240	**0,0412**	0,4920
Test effet sol sur nombre d'apports de N	**0,0076**	0,0715	0,1160	**0,0345**	**0,0053**	0,5600

Figure 89 : Diversité des cultures dans les types de sols enquêtés et effet type de sol sur les pratiques (en jaune effet significatif) source : Vernier et al, 2016

I.3.2 *Typologie des rotations culturales par type de sol*

Définir des rotations culturales et les pratiques associées par type de sol, permettant ainsi de modéliser plusieurs maïs ou blés selon le type de sol ou selon leur place dans les rotations, a convaincu les experts agricoles. Eux-mêmes définissent les préconisations en fonction de ces critères comme le prouvent les brochures existantes réalisées soit par les chambres d'agriculture, soit par la fédération de l'agriculture biologique. L'objectif est d'arriver à une modélisation plus réaliste des systèmes et des pratiques en ne considérant pas qu'il y ait une seule manière de faire pousser du maïs, hypothèse de nombreuses modélisations agro-hydrologiques.

Des rotations culturales par type de sol ont ainsi pu être définies « à dire d'experts », c'est-à-dire après entretiens avec des conseillers agricoles spécialistes d'une culture ou d'un secteur, et en utilisant les résultats d'une enquête réalisée auprès d'un échantillon d'agriculteurs de la zone d'étude. Les tableaux présentés dans les paragraphes suivants ont été établis en collaboration avec la chambre régionale d'agriculture et la FRAB Poitou-Charentes. Ils ont été discutés au sein d'un groupe « pratiques agricoles », constitué dans le contexte du projet Modchar2, en accompagnement du programme d'action du BAC Coulonge.

Pour chaque type de sol simplifié, sont définies les principales rotations irriguées et non irriguées, en agriculture conventionnelle et en agriculture biologique. Les rotations-types ont été construites selon la méthode développée dans le projet Eccoter à partir des successions culturales de 2006 à 2012, obtenues par croisement des couches d'information annuelles du RPG et d'une sélection de cultures (Figure 90).

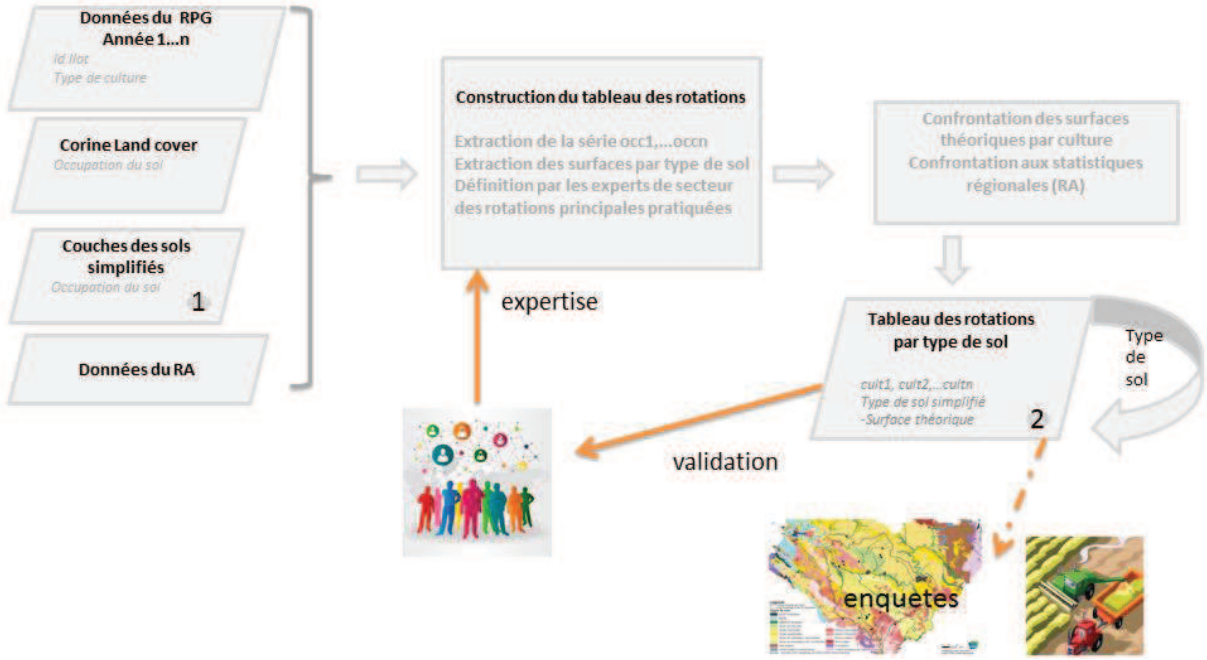


Figure 90 : Construction du tableau des rotations par type de sol

Ces cultures ont été sélectionnées à partir des données institutionnelles disponibles sur les surfaces des différentes cultures (publications Agreste, note de suivi du programme Ecophyto, données du RA et publications de la Chambre Régionale). Ce sont des cultures impliquant de fortes surfaces ou en développement qui ont été choisies avec les partenaires agricoles à partir de ces données. Les cultures modélisées (céréales, oléagineux et prairies) sont parmi les plus représentatives en termes de surface. D'autres productions telles que le maraîchage ne sont pas prises en compte en raison de leur très faible surface sur la zone d'étude mais aussi de la difficulté à recueillir des itinéraires techniques « type » à l'échelle du territoire. Ces productions ne sont pas considérées comme fortement contributrices à la pollution phytosanitaire sur le bassin (Vernier et al, 2012).

Lors des réunions entre équipe de projet et acteurs locaux, une dizaine de rotations-types ont ensuite été attribuées à chacun des huit types de sols simplifiés présents sur le bassin versant du fleuve Charente lors des réunions d'échanges entre l'équipe de projet et experts agricoles locaux. S'y ajoutent les rotations en Agriculture Biologique définies avec la FRAB. En effet, les experts de l'agriculture biologique raisonnent eux aussi les itinéraires et les rendements par type de sol (fascicules « papier » disponibles) et cette identité de logiques a conforté la démarche adoptée pour l'ensemble de l'étude.

La surface agricole utile (SAU) est obtenue à partir du Registre Parcellaire Graphique (RPG). Ce dernier a pour vocation de localiser et d'identifier les parcelles agricoles dans le cadre de la Politique Agricole Commune (PAC) sur la base d'ortho-photographies au 1/5000. L'année de référence choisie est celle de 2006. Il s'agit de la période où la cohérence et la disponibilité des données sont maximales

(nombre d'îlots déclarés optimal et correspondance par rapport aux chiffres du recensement agricole) (Vernier, Galichet et al. 2012). Les couches RPG de 2006 à 2012 sont croisées afin de connaître l'occupation du sol sur cette période. Pour plus de précision, la base d'information géographique Corine Land Cover (CLC), obtenue à partir de photo-interprétation, est utilisée afin de renseigner les données indisponibles par le RPG (en particulier en ce qui concerne les surfaces viticoles). Sa résolution imprécise (échelle de 1/100000) rend impossible la distinction de parcelles à la surface inférieure à 25 ha. Pour cette raison, cette base n'a été employée qu'en complément du RPG.

Les surfaces en culture données par le Recensement Agricole ont été utilisées pour vérifier la cohérence des surfaces. Par recoupement des données « sols » et des données « cultures » (RPG), des rotations principales sont établies pour les différents sols du territoire d'étude (sols x rotations).

I.3.3 *Spatialisation des rotations culturales*

Cette opération permet d'aboutir à une vision modélisée et dynamique de l'agriculture sur le territoire. L'ensemble des îlots agricoles est alors caractérisé par une rotation type, déterminée selon le type de sol.

L'affectation des rotations aux îlots agricoles (Figure 91) est réalisée à l'aide de programmes R et est composée de trois étapes :

i) Traitement des couches d'information du RPG pour obtenir une succession d'occupation du sol sur l'îlot (avec la comparaison avec les données de la base Corine Land Cover pour la vigne car elle est sous-estimée dans les données du RPG,

ii) Séparation des îlots agricoles et non agricoles,

iii) Affectation des rotations aux îlots agricoles, en commençant par ceux en vigne jusqu'à atteindre la surface souhaitée, par type de sol, puis ceux en grandes cultures à partir des îlots qui n'ont pas été affectés en vigne et des îlots avec exclusivement des grandes cultures.

Il est tenu compte des pourcentages théoriques de chaque rotation par type de sol qui ont été définis préalablement (cf. annexe II, tableaux des rotations par type de sol pour le territoire du BAC Coulonge). L'affectation des rotations aux îlots est un processus itératif. Lorsque la surface maximale à affecter à une rotation est atteinte, on passe à la suivante en affectant à l'ilot la combinaison la plus proche des successions culturales effectivement observées, résultant du RPG. La couche d'information géographique obtenue est confrontée d'une part aux statistiques existantes sur les surfaces par culture, puis discutée avec les acteurs pour validation finale.

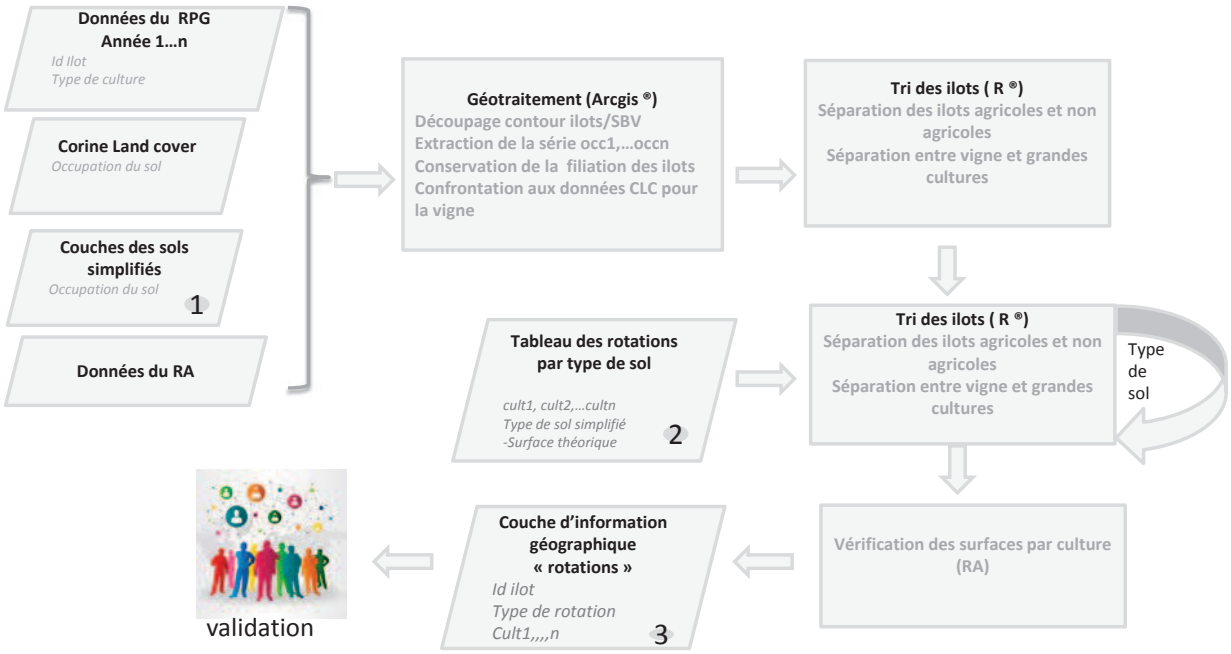


Figure 91 : Schéma de l'affectation des rotations type aux ilots du RPG (source : rapport Modchar2, 2016)

Une vision dynamique et modélisée des systèmes présents sur le territoire d'action est indispensable pour que les acteurs partagent des représentations de la présence et de la nature des activités agricoles. Cette information, de nature à la fois thématique et spatiale, devrait être idéalement i) fournie, au niveau régional, ii) intégrée à un observatoire régional ou agro-environnemental et iii) régulièrement mise à jour.

I.4 CONCEVOIR DES ITINERAIRES TECHNIQUES SUIVANT L'APPROCHE « SOL X ROTATION X CULTURE »

Chaque culture se voit affecter un itinéraire technique, c'est-à-dire un ensemble des pratiques ordonnées dans le temps (Ferraton et Touzard, 2009), depuis la préparation du terrain jusqu'à la récolte. Un exemple d'itinéraire technique (ITK) est présenté sous forme graphique en Figure 94.

Les itinéraires techniques ont été établis à dire d'experts (compilation de références par la chambre régionale d'agriculture Nouvelle Aquitaine), puis comparés à des résultats d'enquêtes agricoles (Barberis, 2014). Ces enquêtes ont été réalisées chez un panel d'agriculteurs sur les différents types de sol du BAC Coulonge pour confronter les ITK proposés à la réalité du terrain. Une validation, par des conseillers agricoles et la FRAB pour les rotations bio, a été effectuée pour les itinéraires techniques sur les principaux sols et pour les principales rotations culturales.

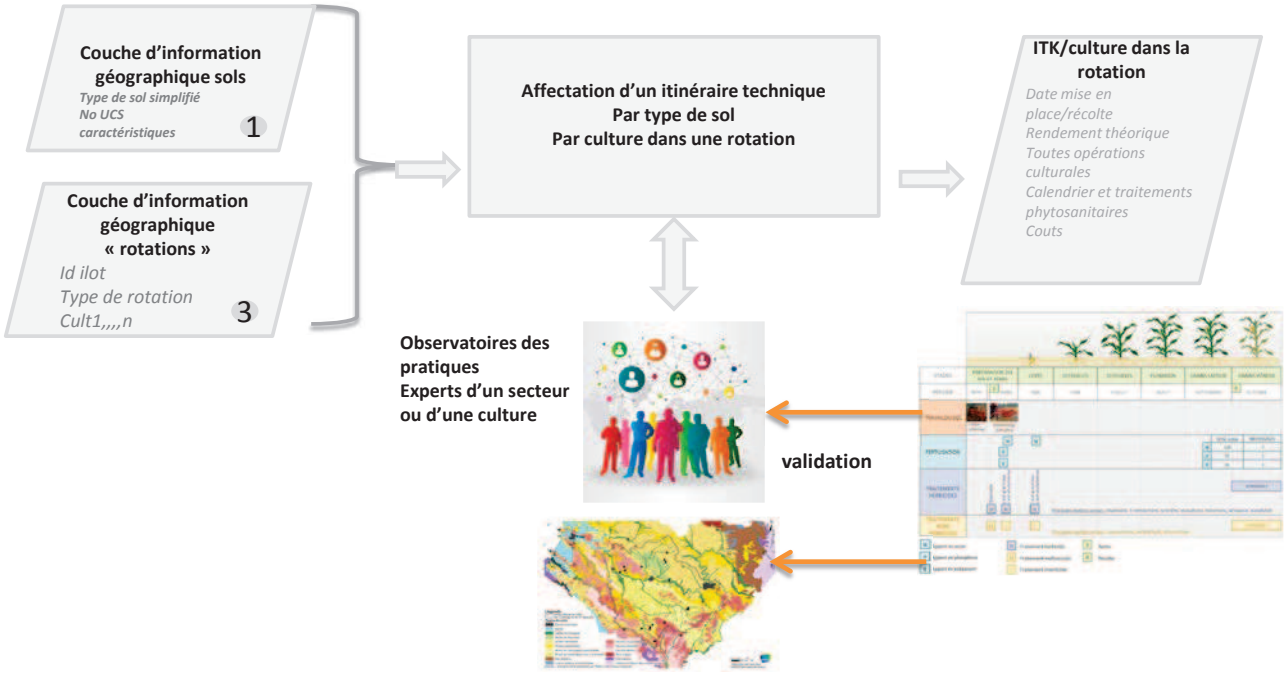


Figure 92 : Schéma de définition et d'affectation des ITK aux ilots

L'itinéraire technique défini tient compte du type de rotation (conventionnelle ou « bio »), du type de sol, de la place de la culture dans la rotation (pour l'azote) et enfin du coût des opérations culturales, grâce aux éléments fournis par les chambres d'agriculture. Un exemple de ces ITK, concernant le maïs grain conventionnel non irrigué et le maïs grain en agriculture biologique, est présenté en Figure 94.

Le contexte dans lequel on réalise cet exercice exerce toutefois une influence certaine sur cette définition des pratiques actuelles, ou futures si l'on travaille sur l'évolution potentielle de ces pratiques.

Ainsi, dans le cas du programme d'action du BAC Coulonge, le modèle agro-hydrologique SWAT a été mobilisé pour simuler des transferts de pesticides vers les eaux superficielles. Le modèle SWAT ne peut modéliser, au sein d'un même scénario, que le transfert de dix molécules dans les différents compartiments de l'hydrosystème.

Neuf molécules « traceurs » ont donc été sélectionnées avec les gestionnaires de l'eau en fonction de plusieurs critères : leur toxicité, de leur fréquence de détection dans les eaux, de leur utilisation et de leurs caractéristiques chimiques, pour avoir un panel représentatif du transfert mesuré/estimé. Le choix de ces molécules « traceurs » a été conforté lors du diagnostic de territoire (enquêtes et fréquences de détection coïncident avec la sélection réalisée) (EPTB Charente, 2014).

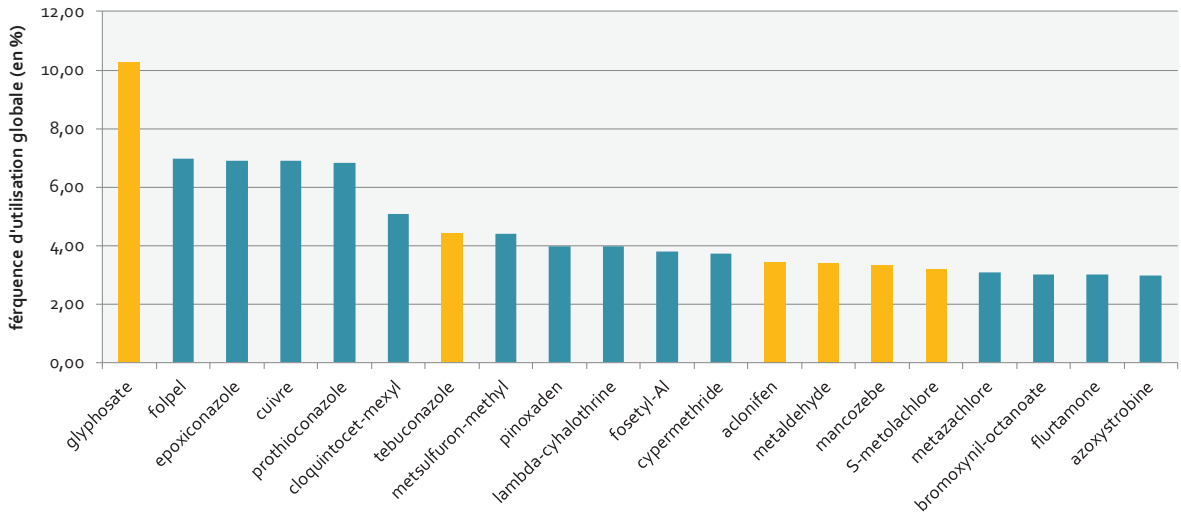


Figure 93 : Fréquence d'utilisation des molécules selon les enquêtes réalisées sur le territoire du BAC Coulonge (source : Barberis, 2014)

Les itinéraires techniques ont donc intégré, dans toute la mesure du possible, les 9 molécules retenues en tant que traceurs des pratiques actuelles (Figure 93). Certaines molécules comme le Folpel (un fongicide) sont plus utilisées que les molécules « traceurs » choisies. Mais le choix a été de privilégier les substances les plus couramment retrouvées dans les eaux, donc principalement des herbicides.

Les indicateurs et flux simulés en prenant en compte ces itinéraires techniques sont donc représentatifs de la pression phytosanitaire exercée sur la zone d'étude, et des transferts qui peuvent en résulter.

La figure 94 (page suivante) présente deux exemples d'ITK définis sur le territoire d'action du BAC Coulonge : le premier ITK est celui du maïs grain en agriculture conventionnelle (non irrigué) et le second l'ITK du maïs grain en agriculture biologique.

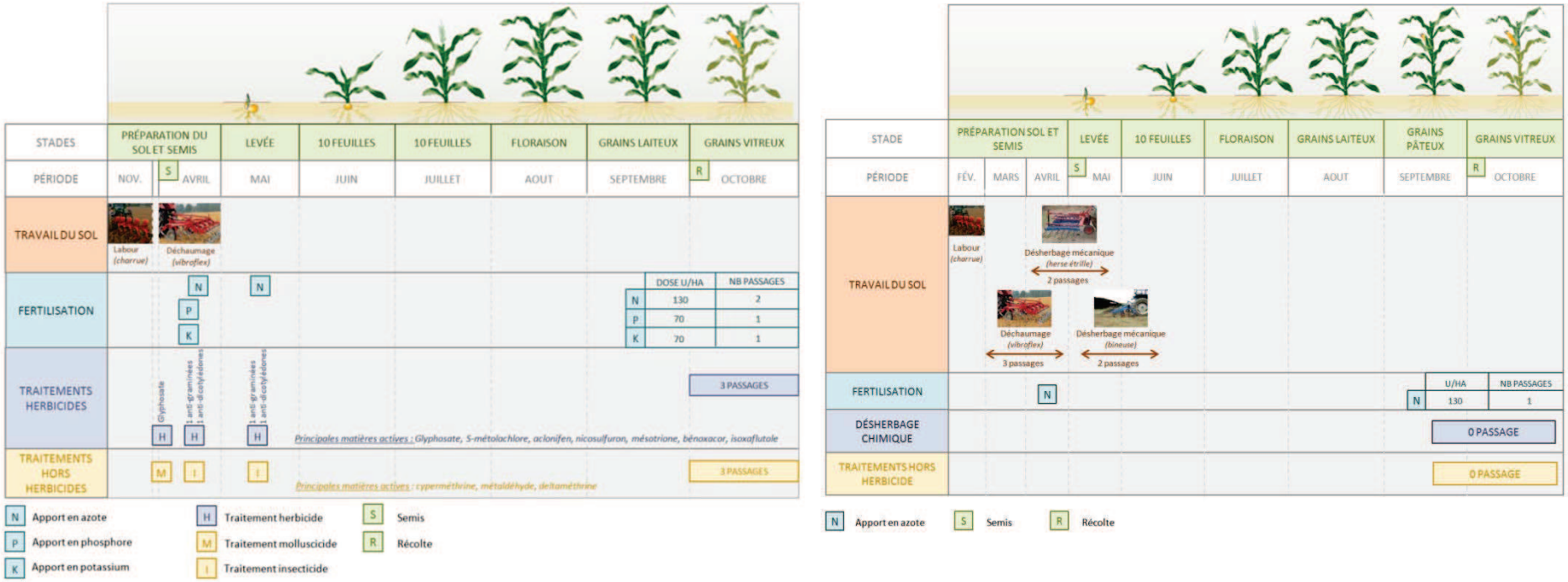


Figure 94 Exemple d'ITK définis sur le territoire d'action du BAC Coulonge : maïs grain conventionnel (non irrigué) et maïs grain en agriculture biologique

I.5 CONSTRUIRE UN « SCENARIO DE REFERENCE » SUR LE TERRITOIRE D'ACTION

La démarche de qualification des systèmes et des pratiques que j'ai proposée permet de spatialiser à l'échelle de l'îlot, pour tout le territoire d'action, les rotations culturales, les plus courantes, conventionnelles ou biologiques et de leur associer des itinéraires techniques tenant compte également du type de sol et de la place de la culture dans la rotation (Figure 95). Cela revient de fait à construire un « scénario de référence » sur le territoire d'action. En effet, il ne s'agit pas ici de reproduire dans les moindres détails les systèmes et les pratiques, mais de fournir une vision « modélisée » des activités agricoles sur le territoire, vision qui inclut les principales rotations pratiquées et les pratiques les plus courantes.

Le scénario de référence inclut le 1% de systèmes biologiques actuellement en place sur le territoire du BAC Coulonge, cette inclusion étant rarement réalisée. Ce choix a suscité, au départ, beaucoup de scepticisme. En effet, les systèmes en agriculture biologique ne représentent d'une faible surface. Mais, dans le contexte actuel de leur développement en réponse à la demande sociale, il paraissait indispensable de les intégrer. Les agriculteurs bio sont capables de fournir des itinéraires techniques précis par type de sol, rotation et culture, car leurs cahiers techniques sont agencés selon ces critères. Pour la vigne, toutefois, il s'est révélé difficile d'individualiser les pratiques par type de sol.

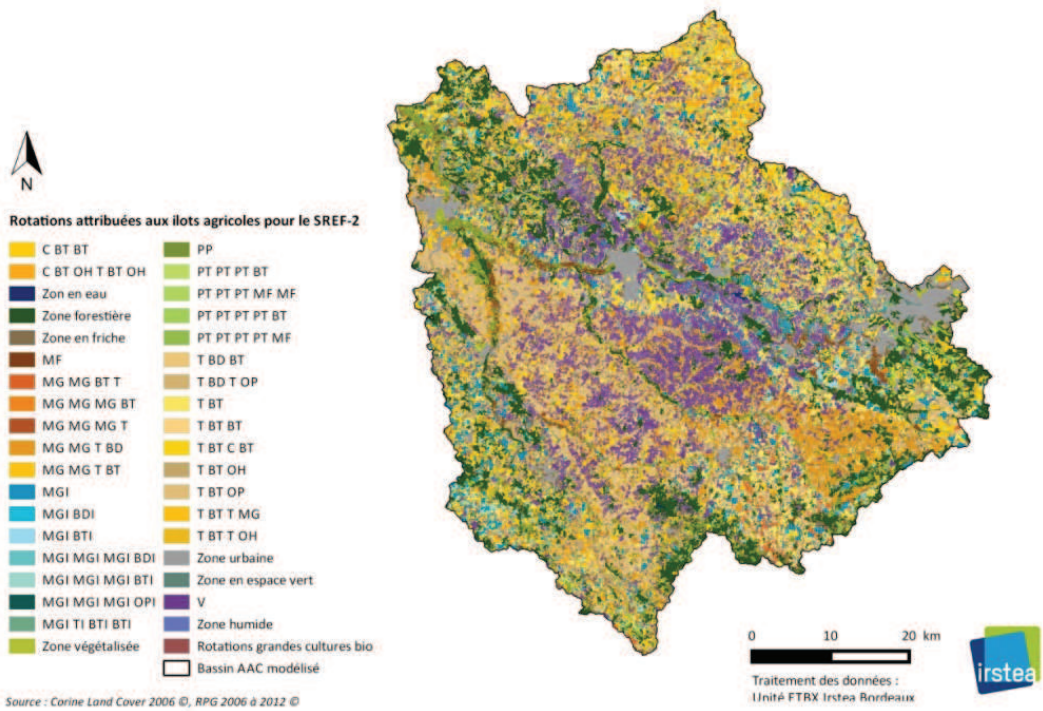


Figure 95 : Exemple de spatialisation du scénario de référence construit en appui au programme d'action du BAC Coulonge (source : rapport final Modchar2, 2016)

Un itinéraire technique en vigne conventionnelle et un ITK en vigne biologique, ont été construits et validés par les experts locaux. L'agriculture biologique en « grandes cultures » a été intégrée dans les sous-bassins où l'agriculture biologique était présente (35 sous bassins sur 106). Une démarche similaire mais avec une granularité spatiale différente pourrait être appliquée à un territoire plus vaste, par exemple le territoire du SAGE Charente (environ 10 000 km^2). Cela demanderait toutefois à définir une nouvelle granularité spatiale.

I.6 Construire des scenarios d'évolution de l'agriculture avec les acteurs locaux

Les gestionnaires de l'eau et leurs partenaires doivent in fine parvenir à une décision sur les actions à mettre en place pour limiter les pollutions par les pesticides, puis assurer le suivi d'un programme de mesures agro-environnementales. Pour ce faire, il leur est utile d'explorer les conséquences potentielles des mesures qu'ils vont prendre. La projection dans le futur de l'évolution de l'agriculture sur un territoire et la traduction de l'évolution en scénarios et l'évaluation de cette évolution ont fait l'objet de nombreux travaux (Mermet et al, 2004, Kok et al., 2007; Patel et al., 2007). La plupart du temps, les analyses issues de ces travaux sont à petite échelle géographique (régionale, nationale ou international). Les systèmes agricoles n'y sont souvent que peu formalisés, dans leur diversité et leur fonctionnement (Delmotte, 2011). Les approches par scénario se développent notamment pour explorer les conditions liées au changement climatique (à l'échelle régionale) ou encore suite à des accidents climatiques (tempête en Aquitaine, par exemple). L'analyse des besoins des acteurs concerne les données manipulées et les indicateurs, les standards (normes) mais aussi les scénarios envisagés sur le territoire d'action, vus comme un outil pour dégager du consensus.

L'analyse des trajectoires potentielles de l'agriculture a été réalisée via d'une part une enquête effectuée en 2014, avec l'aide d'une stagiaire (Barberis, 2014) auprès des conseillers agricoles et des chambres dans le cadre des travaux sur le BAC Coulonge (projet Modchar2) et d'autre part, dans le cadre d'un groupe de travail «agricole ». Les scénarios d'évolution construits en accompagnement du programme d'action du BAC Coulonge traduisent les hypothèses d'évolution. Le terme de scénario peut correspondre à différentes définitions ; dans notre contexte, on entend par scénario une trajectoire de l'agriculture définie par les acteurs sur le territoire d'action, spatialisé (tout ou partie de la zone), trajectoire dont on souhaite évaluer les impacts potentiels sur la qualité de l'eau notamment en molécules issues du transfert des produits phytosanitaires.

Ces scénarios ou trajectoires de l'agriculture relèvent de quatre grandes catégories, à savoir :

- développement des surfaces en agriculture biologique, vigne et grandes cultures, associée aux pratiques actuelles ou innovantes,

- développement des surfaces en systèmes innovants à plus bas intrants, vigne et grandes cultures, associés aux pratiques actuelles ou au développement du bio,
- aménagements avec le développement de bandes enherbées de plusieurs largeurs le long des cours d'eau, transformation de cultures localisées dans ces zones en prairies
- développement des cultures à la place des prairies suite aux problèmes de l'élevage.

Les scénarios sont décrits avec les acteurs et sont à adapter au contexte de leur programme d'action et des systèmes agricoles présents sur le territoire d'action.

Les scénarios sont spatialisés. La spatialisation de ces scénarios à l'échelle du territoire permet de déterminer la part de la surface agricole occupé par chaque système.

Pour chaque scénario alternatif, une partie du territoire d'action peut rester dans la situation de référence tandis qu'une autre partie peut être affectée au développement de systèmes alternatifs, SDCI (systèmes innovants) ou BIO (systèmes biologiques).

A chaque scénario correspond donc une occupation du sol originale, chaque îlot se voyant affecté une rotation et des ITKs différents selon qu'il reste en système conventionnel, ou qu'il soit « converti » en système conventionnel innovant ou en agriculture biologique. Le passage d'une rotation en agriculture conventionnelle à une rotation en système innovant peut se faire, par exemple, par allongement de la rotation et introduction d'une nouvelle culture (Figure 96).

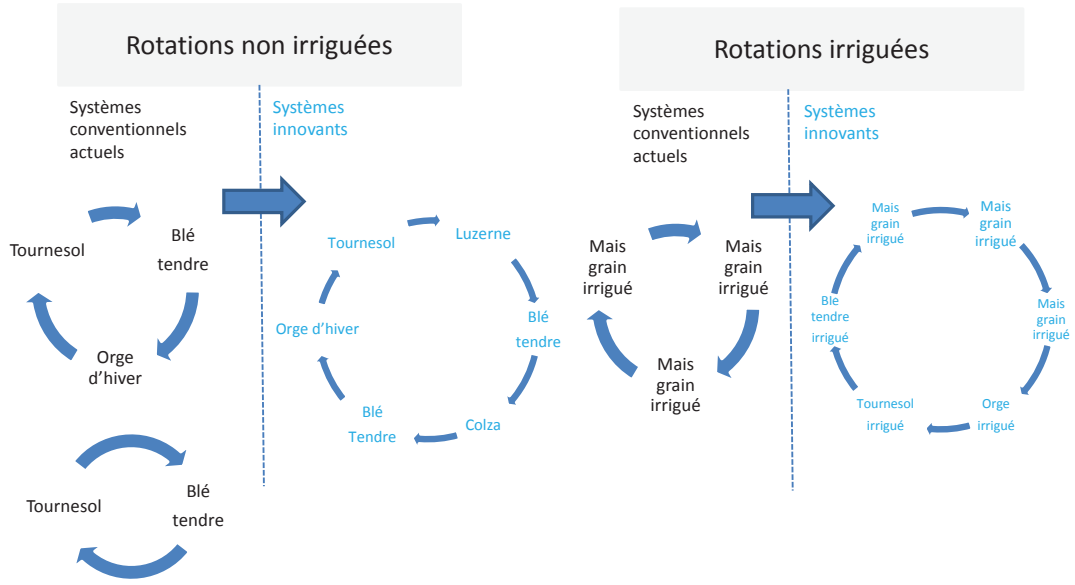


Figure 96 : Passage d'un système conventionnel à un système innovant en rotations irriguées et non irriguées (exemple à partir du cas du BAC Coulonge, sur Groies Marneuses) Adapté de Rapport Modchar2, Vernier et al, 2016

Figure 97 : Classement des sols en fonction de la potentialité d'implantation de l'agriculture biologique (source : Irstea, ETBX/FRAB)

En revanche, le passage d'une rotation conventionnelle en rotation bio relève d'une logique différente. L'extension de l'agriculture biologique, dans les différents scénarios alternatifs, a résulté de choix faits en liaison avec la fédération de l'agriculture biologique. Le premier choix est de développer les surfaces en bio dans les sous-bassins où le bio est déjà présent, ou dans les sous-bassins limitrophes. L'hypothèse est ici que la présence d'agriculteurs bio dépend des structures de conseil et de débouchés potentiels déjà existants. Le second choix est de développer préférentiellement les surfaces en agriculture biologique sur les sols à faible potentiel agricole (Figure 97). J'ai utilisé le classement des principaux types de sols en fonction de leur potentialité de conversion en système biologique, potentialité définie avec la FRAB, à partir de leur expérience des conversions en cours ou réalisées ces dernières années. L'approche définie pour construire les scénarios bios est extrapolable à d'autres contextes de terrains et d'actions.

D'une manière générale, **l'introduction de nouvelles rotations et de nouvelles cultures** nécessite de **définir tous les paramètres** qui leur sont associés : ***sur quel type de sol ? Sur quelle surface ? Avec quelles cultures ? Avec quels itinéraires techniques ? Quels paramètres connus pour ces cultures ?***

II MESURER L'IMPACT DE SCENARIOS D'EVOLUTION DE L'AGRICULTURE AVEC DES INDICATEURS AGRO-ENVIRONNEMENTAUX

II.1 Les indicateurs « pesticides » mobilisés en accompagnement du programme « captage Grenelle » du BAC Coulonge

Les pratiques culturales type, identifiées dans le cadre d'échanges avec les partenaires techniques, sont définies selon trois catégories: fertilisation azotée, traitements herbicides et hors herbicides.

Pour chacune d'entre elles, des indicateurs mesurent l'impact environnemental. Les indicateurs sont d'abord calculés à l'échelle de l'îlot puis agrégés aux différentes échelles spatiales d'intérêt pour les acteurs et les décideurs, dans le cadre de la méthode de modélisation intégrée IMAS, utilisée dans le contexte du BAC Coulonge. Pour l'intégration dans le système décisionnel, nous verrons plus avant que les agrégations peuvent être, sous certaines conditions, réalisées directement dans le système décisionnel lui-même.

Des indicateurs de pression (pour dix molécules phytosanitaires considérées comme prioritaires sur notre zone d'étude), d'intensité des pratiques (IFT total, herbicide et hors herbicide) sont calculés pour chaque scénario, à l'échelle de l'îlot RPG (Registre Parcellaire Graphique). Ces indicateurs sont ensuite agrégés aux échelles des sous-bassins versants et du bassin de la Charente pour une comparaison avec les résultats de simulation issus du modèle SWAT.

L'IFT est aujourd'hui mobilisé à la fois dans le cadre de la mise en œuvre de politiques publiques telles que les Mesures Agroenvironnementales territorialisées (MAET) du programme de développement rural hexagonal (PDRH, 2007-2013), le réseau DEPHY Ecophyto, et plus généralement pour accompagner les agriculteurs dans leur démarche de réduction d'utilisation des produits phytosanitaires. Malgré ses limites, développées en partie 1, l'IFT permet d'évaluer l'évolution de la pression générée par l'agriculture selon les scénarios.

Néanmoins, un des verrous actuels pour le suivi de l'impact de l'évolution des pratiques agricoles sur la ressource en eau est l'absence d'indicateur, mobilisable de manière institutionnelle, qui : i) prenne en compte à la fois les éléments de pression et de vulnérabilité du milieu, et ii) soit « calculable » facilement à l'échelle d'un bassin versant.

Des indicateurs composites (indicateur Arthur et Indicateur RPTL), décrits en partie 1, ont été testés sur le bassin versant du Né. Le test montre les atouts potentiels mais aussi les difficultés de leur mise en œuvre. Toutefois, les gestionnaires sont en demande d'une évaluation de l'impact des scénarios agricoles sur l'évolution des concentrations en pesticides dans les cours d'eau, ce qui nécessite le recours à la modélisation agro-hydrologique.

Les paragraphes suivants présentent les indicateurs que nous avons choisi de calculer dans le contexte de notre cas d'étude, à savoir : pression azote, indicateurs d'intensité des pratiques (IFT), pression en

matières actives (PREMA), risque potentiel de transfert (ARTHUR et RPTL pour les pesticides, Syst'N pour l'azote). Dans un autre contexte, d'autres utilisateurs pourraient être mobilisés et dans ce cas ils seront à intégrer dans le système décisionnel.

II.1.1 *L'indicateur de fréquence de traitement pour évaluer l'intensité des pratiques phytosanitaires*

L'indice de fréquence des traitements qualifie la dépendance des systèmes culturaux aux pesticides en mesurant l'intensité du recours aux produits phytosanitaires (Chantre, Ballot et al. 2012). L'IFTPC (calculé pour un Produit Commercial) correspond au nombre de doses homologuées de produits phytosanitaires appliquées sur une parcelle pendant une campagne culturale. C'est un indicateur de pression, d'usage intuitif, facile à calculer et surtout utilisé comme référence dans de nombreuses études. C'est un indicateur adimensionnel pour faciliter l'inter-comparaison.

Les IFT sont scindés en deux volets, herbicide et hors herbicide, ce dernier rassemblant les fongicides, les insecticides, les molluscicides mais pas les adjuvants. Leur somme aboutit à l'IFT total. Nous disposons, grâce à la Chambre d'Agriculture Régionale de Poitou-Charentes, d'une base de données des intrants chimiques et de leurs doses homologuées. Cette base a été complétée à partir du catalogue en ligne des produits phytopharmaceutiques « Ephy ». Si, pour un produit, il existe plusieurs doses d'homologation en fonction du bio-agresseur visé, la dose minimale pour la culture est alors retenue. La formule employée est la suivante (Ministère de l'Agriculture et de la Pêche, 2007) :

$$IFT_{ilot} = \sum \frac{\text{dose appliquée (kg ou L/ha)} \times \text{surface traitée (ha)}}{\text{dose homologuée minimale (kg ou L/ha)} \times \text{surface totale (ha)}}$$

Un processus complet de calcul automatique des indicateurs a été réalisé au moyen du logiciel R. Les fichiers d'occupation du sol et de pratiques sont utilisés en entrée du processus. Le calcul est réalisé en premier lieu pour une culture sur une année. La formule ci-dessous reprend l'exemple de l'IFT total culture :

$$IFT_{total\ culture} = IFT_{total\ parcelle} x \text{Surface parcelle (en ha)}$$

Ce type de calcul est aussi réalisé par la plupart des outils de recherche ou du marché existants. L'IFT est donc facilement récupérable dans différents contextes de programmes d'action.

Le projet Modchar2 modélise une vision dynamique de l'agriculture avec des successions culturales homogénéisées sur six ans, un calcul est donc réalisé pour la succession culturale.

$$IFTtotal\ rotation = \sum_{c1}^{c6} IFT\ total\ culture/6$$

Enfin, une moyenne pondérée à la surface agricole est réalisée pour obtenir des valeurs à l'échelle des sous-bassins versants. L'IFT ne pouvant être calculé que pour des surfaces en cultures, seule la surface agricole est considérée et pas la surface totale du sous-bassin.

II.1.2 *Indicateurs de pression par matière active (PREMA)*

Parallèlement, un indicateur de pression par matière active (PREMA) est calculé. Il évalue la dépendance à une substance active spécifique et est confronté aux transferts spécifiques simulés par le modèle agro-hydrologique pour une molécule donnée.

$$PREMA\ ilot = \sum quantité\ de\ matière\ active\ appliquée\ (g)/surface\ de\ l'ilot(ha)$$

Une moyenne pondérée à la surface est ensuite réalisée pour obtenir une valeur par sous-bassin. Seules les surfaces agricoles des ilots sont prises en compte pour ce calcul.

II.2 Indicateurs de risque potentiel de transfert

Les indicateurs ont été présentés au chapitre 4 (section II.6.2). Nous en rappelons les principes et présentons comment ils ont été calculés sur une partie du territoire d'action.

II.2.1 *L'indicateur composite Arthur*

Arthur est un indicateur d'évaluation des risques potentiels de transfert de substances actives phytosanitaires vers l'environnement (eaux souterraines, superficielles et l'air) permettant de prendre en compte les caractéristiques du milieu (sol, environnement de la parcelle) et les pratiques de l'agriculteur (molécules utilisées, méthode d'application…). Développé par la chambre régionale d'agriculture (Minette, 2006) et destiné aux techniciens et agriculteurs, cet indicateur permet d'établir un diagnostic sur les pratiques de l'année ou à venir (http://www.plage-evaluation.fr/).

Un essai du calcul de l'indicateur Arthur, dans le cadre d'un stage co-Encadré par Irstea et la chambre régionale d'agriculture, a été réalisé pour le bassin versant du Né. Toutes les instances de sols, rotations et cultures existantes sur ce bassin donnent lieu à un calcul de l'indicateur. Puis la valeur de l'indicateur est « projetée » à l'échelle de l'îlot.

II.2.2 *L'indicateur RPTL (Risque Potentiel de Transfert Localisé)*

Nous avons développé cet indicateur en collaboration avec une collègue statisticienne dans le cadre de mes travaux sur le bassin versant du Né. Notre souhait était de pouvoir estimer un risque potentiel de transfert en combinant, d'une part, la pression en pesticide représentée par l'IFT et les PREMA et, d'autre part, des facteurs de sensibilité comme le type de sol, la pente et la distance au cours d'eau d'autre part. L'indicateur devait être facilement calculable à l'échelle du bassin versant. Ayant testé auparavant des méthodes d'agrégation de variables avec des poids différents, et trouvant l'attribution de ces poids très subjective, mon souhait était d'utiliser au maximum les techniques de classification des différentes variables statistiques utilisées sans leur donner un poids a priori.

En analyse de données, il existe plusieurs méthodes statistiques pour décrire l'information présente dans un jeu de données ayant p variables et pour réduire sa dimension en un sous ensemble restreint de k variables indépendantes entre elles, avec $k \leq p$. Les méthodes de calcul de ces k variables, appelées composantes principales, réduisent au maximum la perte d'information des données initiales. Parmi ces méthodes, l'Analyse en Composantes Principales (ACP) est utilisée quand les variables sont de nature quantitative et l'Analyse en Composantes Multiples (ACM) lorsqu'elles sont de nature qualitative. L'inconvénient de ces méthodes est qu'elles ne prennent pas en compte simultanément des variables qualitatives et quantitatives. Nous avons utilisé pour calculer l'indicateur composite RPTL, une méthode proposée par Escofier et Pagès, l'AFM (Analyse factorielle multiple), qui permet d'équilibrer l'influence de chaque groupe de variables et d'étudier le lien entre ces différents groupes (Escofier and Pagès 1983, Escofier and Pagès 1998).

Les variables suivantes ont été incluses pour calculer les valeurs de l'indicateur composite sont les suivantes :

- l'Indice de Fréquence de Traitement (IFT),
- la pente moyenne de l'îlot, variable qualitative décrite en 3 classes : entre 0 et 2 %, entre 2 et 5 % et supérieure à 5 % ;
- la distance au cours d'eau le plus proche, variable qualitative en 4 classes : entre 0 et 20 mètres, entre 20 et 50 mètres, entre 50 et 100 mètres et supérieure à 100 mètres ;
- l'indice de battance, variable qualitative en 5 classes : non battant, peu battant, assez battant, battant, très battant :
- l'hydromorphie, variable qualitative en 4 classes : non hydromorphe, faiblement hydromorphe, moyennement hydromorphe et hydromorphe ;
- l'indice de sensibilité à l'infiltration, variable qualitative en 3 classes : peu sensible, sensible et très sensible à l'infiltration.

– la teneur en Matière Organique (MO), variable qualitative en 5 classes : très faible, faible, moyenne, élevée et très élevée

Ces différentes variables ont été regroupées en trois groupes : i) les variables résumant les pratiques agricoles effectuées sur chaque îlot (IFT), ii) les variables caractérisant la sensibilité au ruissellement : l'indice de battance, la pente moyenne et la distance au cours d'eau et iii) les variables caractérisant la sensibilité de l'infiltration : l'hydromorphie, l'indice de sensibilité à l'infiltration et la teneur en MO.

Le résultat du calcul de l'indicateur pour le scénario de référence, sur le bassin du Né, est présenté en partie 3.

II.3 Description du processus de calcul des indicateurs de pression phytosanitaire

Pour accompagner le programme d'action du BAC Coulonge dans le cadre du projet Modchar2, nous avons développé un processus automatisé de calcul des indicateurs (logiciel R). Mon objectif était qu' il soit possible de calculer de façon automatisée les indicateurs IFT (total, herbicide, fongicide, insecticide) et les PREMA (indicateur de pression par matière active) pour la succession culturale, pour chaque jeu d'occupation du sol correspondant à un scénario. **Les indicateurs sont calculés à l'échelle de l'îlot puis agrégés à l'échelle des sous-bassins versants et des entités hydrologiques du bassin de la Charente** (Figure 98).

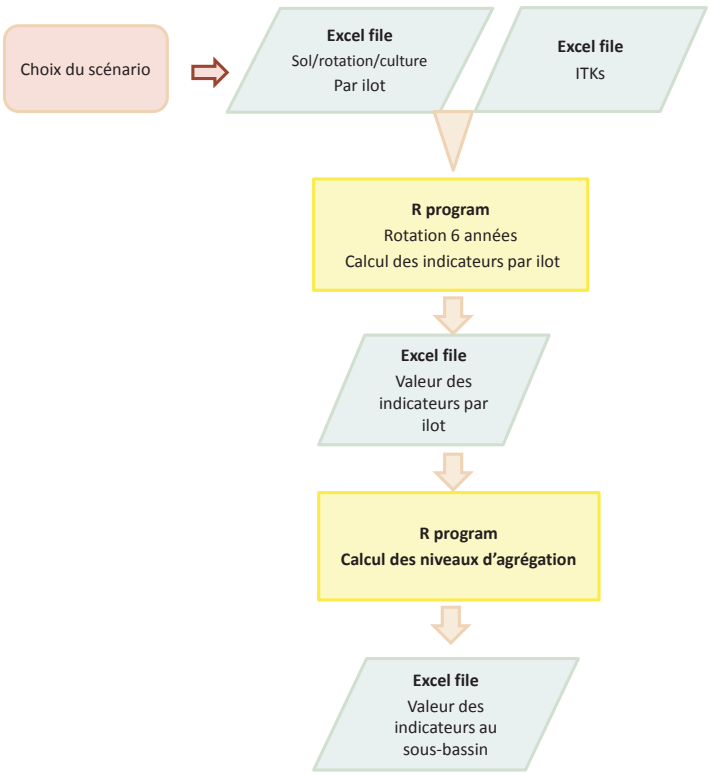


Figure 98 Processus de calcul automatisé des indicateurs IFT et PREMA (Vernier et al, 2016).

Chaque ilot est en premier lieu affecté à un sous-bassin versant (un découpage est réalisé préalablement sous Arcgis®) puis à des ensembles d'agrégations (entités SDAGE, zone prioritaire…). L'outil développé sous R peut être modifié pour prendre en compte d'autres niveaux d'agrégation. Nous verrons dans la suite du document comment la mise en œuvre du système d'information environnemental et des cubes multidimensionnels améliore cette méthode de calcul des indicateurs.

En effet, les valeurs des indicateurs peuvent être introduites dans le cube au niveau spatial élémentaire et les agrégations gérées directement dans le cube, ce qui implique beaucoup plus d'interactivité pour l'utilisateur. D'autres indicateurs, calculables ou déjà calculés, peuvent aussi être intégrés dans le cube après analyse des besoins des acteurs.

III MESURER L'IMPACT DES SCENARIOS PAR UNE METHODE DE MODELISATION INTEGREE (METHODE IMAS)

La méthode générale de modélisation intégrée MAS (Integrated Modeling of agricultural scenarios) a fait l'objet d'une publication dans la revue ESPR (Vernier et al, 2017, cf. Annexe XII). Elle intègre : i) la méthode de qualification des systèmes et des pratiques, ii) la définition et l'évaluation environnementale des scénarios par indicateurs spatialisés, selon les méthodes exposées dans les sections précédentes, phases que j'ai mises en œuvre personnellement et également iii) l'évaluation des scénarios d'évolution des pratiques par un modèle agro-hydrologique et un modèle économique, mises en œuvre par deux collègues modélisateurs (Lescot, 2015, Leccia, soumis 2017).

La dernière étape de la méthode de modélisation IMAS (Figure 99) correspond à **l'organisation et à la restitution de l'information.** Elle utilise mes travaux de conception du système d'information en appui des programmes d'action, réalisés pendant la thèse. Cette étape permet d'organiser les indicateurs spatialisés produits et les résultats issus des modèles à partir du cas d'étude du BAC Coulonge dans un entrepôt de données dédié à l'aide à la décision : nous abordons en détail la démarche utilisée au chapitre 8 et les résultats sont présentés en partie 3 au chapitre 11.

L'originalité de la méthode IMAS est liée à une réelle « intégration » des différents outils mobilisés, avec un jeu de données unique sur l' « occupation du sol/pratiques », des résultats restitués à la même échelle spatiale de référence (le sous-bassin). L'originalité tient aussi au fait d'évaluer l'efficacité environnementale sous deux critères. D'une part, les indicateurs spatialisés mesurent la réduction de la pression exercée par l'agriculture et/ou le risque potentiel de transfert vers les eaux. D'autre part, le modèle hydrologique veut réduire le niveau de contamination dans les cours d'eau. Au stade actuel de la recherche, les coûts « publics » (subventions, etc.) ne sont pas pris en compte par manque de

données. La prise en compte de ces coûts publics est une perspective d'enrichissement de la méthode IMAS.

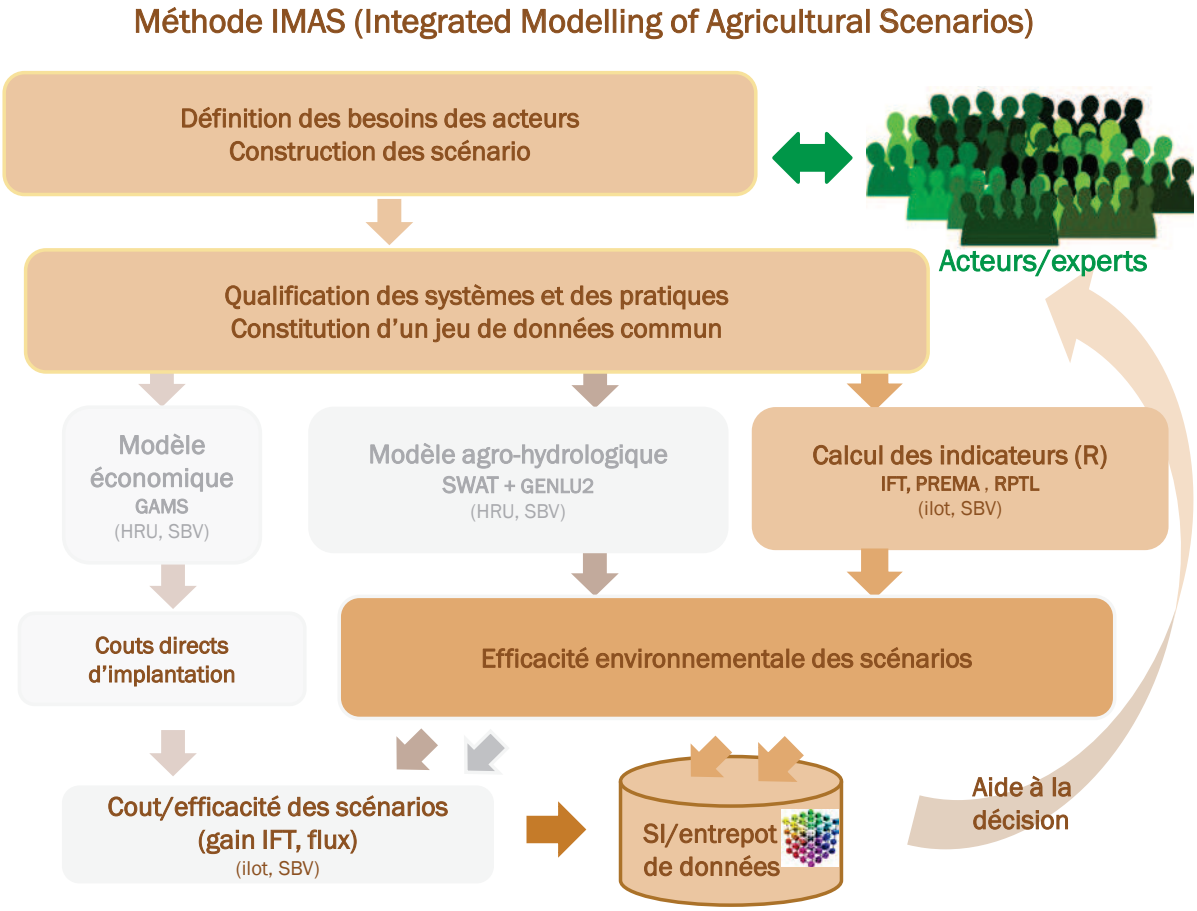


Figure 99 : Méthode générale de modélisation intégrée IMAS (Vernier et al, 2017)

Les systèmes agricoles et les pratiques associées sont décrits par **l'approche typologique -type de sol simplifié, rotation et culture-** que j'ai développée précédemment, pour constituer le scénario de référence. Les scénarios alternatifs sont co-construits avec les acteurs et associent systèmes conventionnels, agriculture biologique et systèmes innovants sur tout ou partie du territoire d'action. Pour un scénario donné et spatialisé d'occupation du sol, de systèmes et de pratiques associées, un outil de calcul et d'agrégation « indicateurs » calcule, des indicateurs de pression (par molécule), d'intensité des pratiques (IFT) selon la méthode décrite au paragraphe II.3. Le calcul des indicateurs s'effectue au niveau de l'îlot agricole mais différents niveaux d'agrégation sont traités, notamment l'échelle des sous-bassins versants pour une vérification comparant les résultats des modèles.

Le modèle agro-hydrologique SWAT est couplé avec l'outil de description des pratiques via le programme GENLU2, développé pour prendre en compte la vision modélisée de l'agriculture produite sur la zone MAET et les scénarios spatialisés (Leccia et al, soumis 2017). Le modèle SWAT permet de

modéliser les transferts de molécules « représentatives » en utilisant comme unité de calcul des unités homogènes de réponse hydrologique (HRU). Le modèle SWAT fournit ainsi un bilan à l'échelle du sous-bassin versant modélisé.

Un couplage est ensuite réalisé avec **un modèle économique d'optimisation à l'échelle territoriale** (Lescot et al, 2015). Lors du choix des mesures environnementales, il est supposé que celles-ci seront efficaces. Cette efficacité supposée repose soit sur les résultats de travaux expérimentaux antérieurs le plus souvent à l'échelle de la parcelle, soit sur des résultats de simulation avec des modèles biophysiques (Lacas, J.G. et al. 2005; Popov et aal.2006; Borin et al. 2010). L'efficacité d'une mesure (par exemple, la réduction de concentration simulée à l'exutoire de la zone hydrographique après la mise en place de la mesure), évaluée à l'échelle de la parcelle, est supposée se reproduire à une autre échelle, soit par accroissement des surfaces consacrées aux mesures, soit en ciblant leur mise en place sur une zone considérée comme sensible. Par ailleurs, si deux mesures permettent d'atteindre le même niveau efficacité, leurs coûts d'installation devraient être différents, étant donné que les coûts marginaux de leur mise en œuvre ne sont pas les mêmes. Ces coûts directs privés peuvent également varier pour une même mesure selon l'endroit où elle est appliquée. Pour deux mesures données, il est théoriquement possible d'obtenir la même efficacité mais à un coût différent ou, pour un coût identique, une efficacité différente. Dans ces conditions, l'application de l'analyse Coût-Efficacité (CE) se justifie pour comparer les mesures (ou scénarios) entre elles (eux). Qui plus est, l'analyse CE a été spatialisée à une échelle commune identique à celle à laquelle sont évalués et les coûts et l'efficacité.

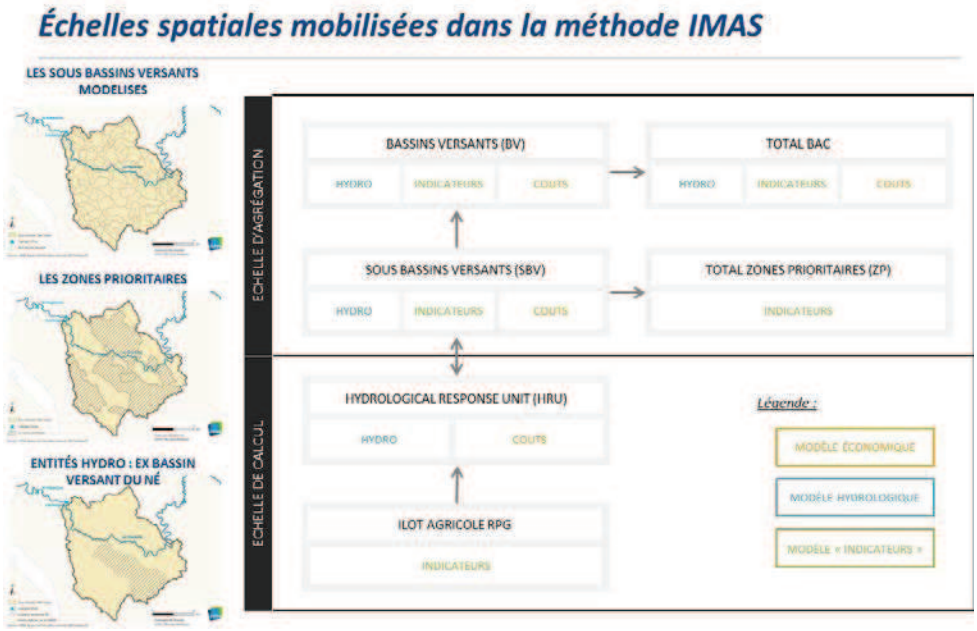


Figure 100 : Echelles spatiales de calcul et de confrontation des résultats (Vernier et al, 2017)

Les échelles d'agrégation spatiale définies (Figure 100) sont la zone homogène de bassin versant « type de sol/occupation du sol-rotation » puis le sous-bassin modélisé par le modèle SWAT. Les deux modèles, l'agro-hydrologique et le bioéconomique, prennent la même entité spatiale de référence pour le calcul (HRU de SWAT). L'échelle d'analyse des résultats est le sous-bassin versant modélisé, qui permet de comparer les résultats issus des indicateurs et des modèles. Il peut s'agir d'un sous-bassin élémentaire ou d'un bassin versant englobant. Cette échelle permet une sortie de l'ensemble des bilans (hydrique et de flux d'azote ou de pesticide) pour le modèle agro-hydrologique.

Résumé du chapitre 7

La qualification des systèmes de cultures et des pratiques agricoles est une étape indispensable pour un partage de la connaissance du territoire d'action par le réseau d'acteurs en charge d'un programme d'action pour la reconquête de la ressource en eau. Une vision typologique et spatialisée des systèmes et des pratiques présents sur le territoire d'action permet de nourrir les échanges entre acteurs pour partager l'existant et explorer des hypothèses d'évolution de l'agriculture. L'approche typologique proposée, par type de sol, rotation et cultures en fonction des types de systèmes rencontrés, conventionnels, en agriculture biologique permet de répondre à cette exigence de qualification de l'agriculture sur le territoire d'action, à différentes échelles spatiales. Cette approche peut être mise en œuvre de manière indépendante ou dans un contexte de modélisation intégrée. Toutefois, si elle n'est pas structurée au sein d'un système d'information, elle ne résout pas la question de l'aide à la décision des acteurs en charge des programmes d'action agro-environnementaux.

Chapitre 8 : Un système d'information en appui à la gouvernance du programme d'action

Pour reconquérir la qualité de la ressource en eau, superficielle ou souterraine, les gestionnaires mettent en place des programmes d'action agro-environnementaux qui se superposent dans l'espace et dans le temps et ciblent particulièrement les mesures propres à faire évoluer les activités agricoles, qui sont à l'origine de pollutions diffuses. La difficulté majeure pour mettre en place un système d'information dédié à la planification et à la décision territoriale est de définir une vision et des objectifs partagés pour le territoire en question. C'est cette difficulté qui explique l'investissement effectué sur l'analyse des réseaux d'acteurs. Les informations partagées et restituées au sein du réseau peuvent être utilisées pour justifier des actions à engager ou à éviter, en fonction de leur vision future du territoire.

L'analyse des réseaux d'acteurs qui se créent autour de ces programmes d'action a été présentée au chapitre 6. Elle permet d'une part, d'identifier les liens entre les acteurs et l'information mobilisée - ou mobilisable mais pas toujours mobilisée- et d'autre part, de formaliser ces liens dans un modèle conceptuel. Le présent chapitre décrit d'abord à quelles attentes doit répondre le système d'information, les cycles de vie du programme d'action et du SI, puis la démarche adoptée pour modéliser et capitaliser l'information. Il aborde ensuite la question de l'architecture informatique qui peut appuyer le pilotage de ces programmes par les gestionnaires et les décideurs.

I ANALYSE DES BESOINS DES ACTEURS

La planification et la décision territoriales sont le fait et le fruit d'une démarche de gouvernance. Il en va de même pour la constitution des supports de connaissance en appui à la décision.

Feyt et Noucher, (2014) soulignent que la production de connaissances s'appuie sur la multiplication des sources de données, l'explosion de la diffusion de données à références spatiales, la collecte et l'analyse de données multiples, hétérogènes. La production de connaissances contribue plus globalement à ce qu'on peut qualifier de gouvernance informationnelle des territoires.

J'ai analysé les besoins des acteurs en m'appuyant sur différentes sources :

- les entretiens avec les acteurs locaux, leur vision de l'évolution de leur territoire et de la gouvernance actuelle et souhaitée des programmes d'action,
- les échanges avec les acteurs locaux dans le cadre des groupes de travail notamment le groupe « pratiques agricoles » et le groupe des gestionnaires de l'eau,
- les échanges dans les comités techniques et le comité de pilotage du programme d'action auxquels j'ai pu assister,
- mes expériences antérieures sur la mise en œuvre des programmes d'action environnementaux, à enjeu pesticides et les échanges avec des acteurs locaux lors de séminaires ou de journées de réflexion.

Les besoins des acteurs devraient être prédominants dans la conception des systèmes d'information qu'ils doivent utiliser par la suite. Mais la conception du système d'information, en milieu opérationnel, répond aussi à d'autres impératifs : concilier les besoins de différents acteurs, respecter des budgets, tenir des calendriers très serrés etc. Les futurs utilisateurs ne peuvent pas toujours faire valoir leur point de vue. Pourtant **un système d'information devrait être mis en place pour répondre à un objectif et à une attente des futurs utilisateurs de ce système**.

Dans notre démarche, les utilisateurs potentiels du système d'information sont le réseau d'acteurs autour d'un programme d'action agro-environnemental. Toutefois, tous les acteurs du réseau n'ont pas tous le même objectif ou les mêmes intérêts. De ce fait, l'intérêt « individuel » ou de certains groupes d'acteurs est différent voire en conflit avec l'intérêt général. Cependant, tous les acteurs du réseau ont intérêt à partager une vision du territoire et à mettre en débat des solutions ou des pistes d'évolution pour atteindre les objectifs collectifs qu'ils se fixent, faire progresser la qualité des milieux, faire évoluer les activités économiques tout en préservant au mieux leur développement.

Pour les animateurs et les décideurs, les informations produites doivent contribuer à nourrir un débat éclairé entre les différentes parties prenantes, et, ainsi, atteindre, autant que faire se peut, un consensus sur les actions à engager. Enfin, les autorités régionales et les gestionnaires de l'eau, issus des agences ou des établissements publics de bassin, voient souvent « plus loin que l'action en cours ». Ils souhaitent une capitalisation des informations pour le suivi des programmes d'action, et la mise en œuvre des futurs programmes.

Pour ce faire, je propose une modélisation itérative des interactions possibles entre les différentes phases du cycle de vie des programmes d'action et le système d'information (Figure 101). Cette modélisation permet de répondre aux attentes des acteurs à un instant « t » du programme d'action mais aussi de s'adapter à l'évolution de ces attentes. De ce fait, la conception du SI doit s'inscrire dans un cycle d'évolution, différent du précédent mais en accord. La prise en compte d'évolution du SI nécessite la mobilisation de méthodes et d'outils facilitant cette évolution (Bourguin et al, 2005, Lopisteguy et al, 2012, Miralles, 2016,) Comme nous verrons par ci-après, le cycle adopté est itératif pour assurer la continuité de la succession des programmes d'action sur un territoire.

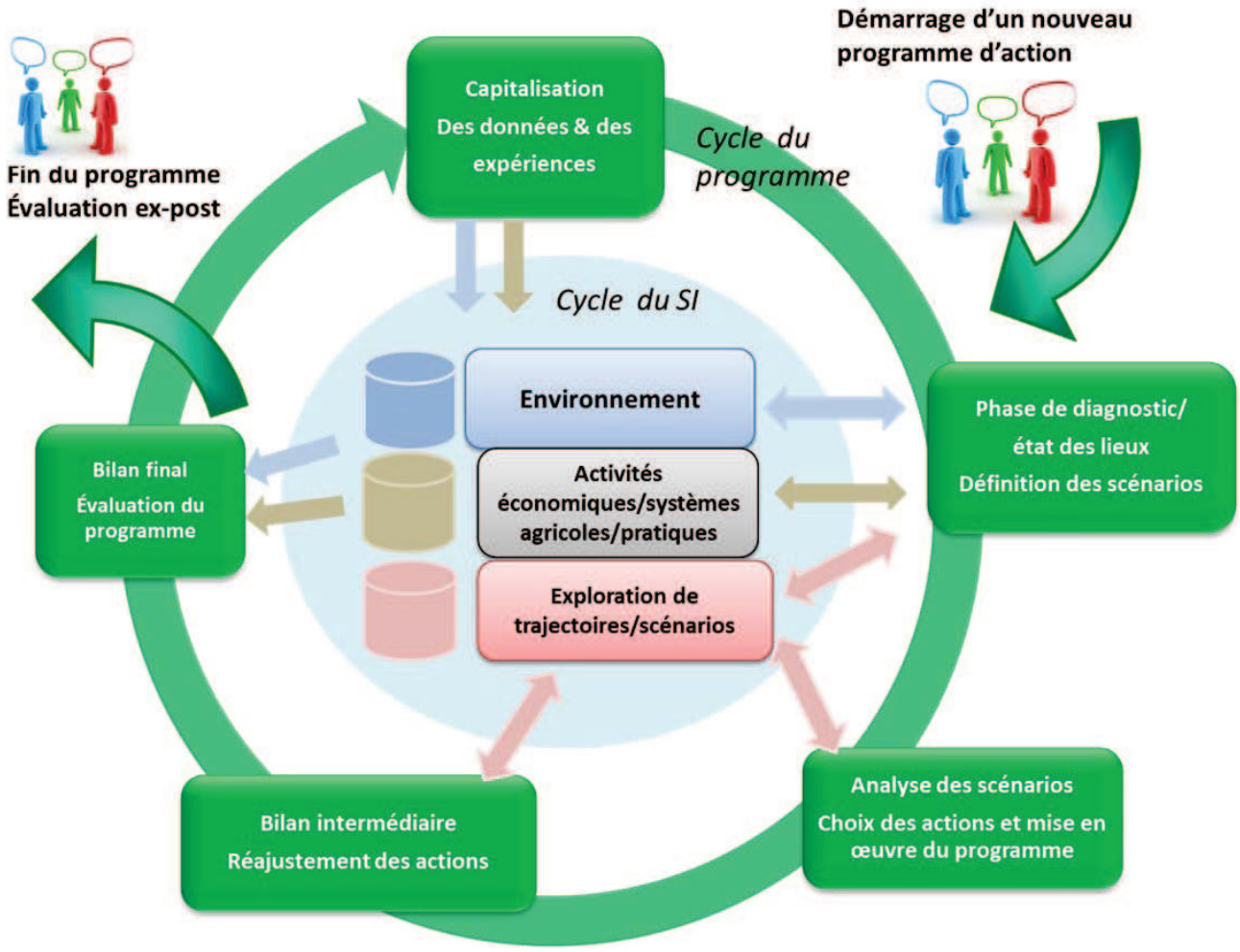


Figure 101 : Cycle de vie des programmes d'action et attentes des acteurs en termes de connaissances à mobiliser

La modélisation de la Figure 101 a pu être réalisée en s'appuyant sur le résultat des analyses des différentes sources citées plus haut. Dans ce modèle, l'entrée dans l'itération se fait lors du démarrage d'un nouveau programme d'action agro-environnemental. À partir d'une étude d'opportunité ou d'une

obligation réglementaire par exemple, un programme est engagé (entrée dans le cycle de vie du programme).

La première phase est une phase d'état des lieux, avec un bilan de l'état de l'environnement et des pressions anthropiques, recueil de l'expertise scientifique et technique. Au niveau temporel, la mobilisation de l'information est en premier lieu réalisée lors de la phase de diagnostic. L'objectif est alors d'identifier les enjeux majeurs du territoire et de localiser les zones prioritaires d'action. Le partage d'un diagnostic sur le territoire d'action implique aussi de qualifier l'agriculture sur ce territoire, l'intensité des pratiques agricoles, la localisation des zones de pression.

La deuxième phase conduit aux actions à mettre en œuvre à partir d'explorations d'hypothèses d'évolution du territoire. Le suivi des actions choisies est engagé jusqu'à une phase de bilan intermédiaire et de réajustement éventuel des actions. Enfin, le programme se termine avec une phase de bilan final (sortie du cycle). Ces quatre premières phases constituent le déroulé classique des programmes d'action car ils sont souvent gérés séparément et sans aucune continuité entre eux surtout lorsque ces différentes phases s'étalent sur plusieurs années.

Une première originalité dans le modèle proposé est **l'utilisation de scénarios pour le pilotage des actions**. Une seconde originalité tient au fait que l'on considère dans le modèle **l'ensemble des programmes d'action sur le territoire, avec un cycle itératif de mise en œuvre des actions et de capitalisation des connaissances acquises au cours de ces programmes**.

Cette phase de capitalisation est aujourd'hui très rarement mise en œuvre. La capitalisation est liée surtout à la pérennité des personnes qui suivent ces programmes, avec des risques d'une perte énorme d'informations en cas de départ de ces personnes. Dans mon approche, elle est possible grâce à l'appui du système d'information. Cette phase de capitalisation de l'information et de l'expérience acquise est essentielle et doit s'engager en fin de programme, pour faire bénéficier le capital acquis au nouveau programme d'action qui prend le relais sur le même territoire d'action.

Comme indiqué en Figure 101, chaque phase du programme implique des échanges avec le système d'information dédié à la gestion des programmes sur le territoire.

Le cycle du SI (Figure 102) accompagne le cycle des programmes d'action. Il existe de nombreuses méthodes de développement des applications informatiques, donc des SI, avec des cycles en cascade, en V, en spirale, etc. (Royce, 1970, Boehm, 1988) ou plus récemment des méthodes ayant un cycle itératif (Unified Process - Kruchten, 1999) ou encore des méthodes intégrant un acteur dans l'équipe (eXtreme Programming - Beck, 2000). Toutes ces méthodes ont en commun les phases de définition des besoins, d'analyse, de conception, de développement, de test et de validation par les acteurs de l'application produite. La nécessité d'évolution imposée par le programme d'action m'a conduit à adopter un cycle itératif pour le développement du système d'information (Figure 102). Ce cycle est

une adaptation du cycle Unified Process au contexte des programmes d'action afin de pouvoir communiquer plus facilement avec les acteurs. Il faut souligner une particularité qui est que la modélisation du SIE et du SAD a été menée en parallèle, car la prise en compte de certains besoins impacte les deux modèles. Par exemple, le choix des échelles adoptées peut nécessiter des entités spatiales particulières dans le SIE et impacte directement l'organisation des niveaux de granularité de la dimension spatiale du cube multidimensionnel.

Figure 102 : Cycle du SI détaillé emboité dans le cycle des programmes d'action

Le cycle du SI est initialisé lors de la première mise en œuvre d'un programme. Dans ce cas, la phase de l'état des lieux est essentielle car elle va intégrer dans le système toutes les informations, thématiques ou géographiques, considérées comme utile pour le bilan des activités et des pratiques actuelles. Cette phase a un coût important en temps et en réflexion. A titre d'exemple, il a fallu environ six mois en impliquant partenaires et équipe de recherche pour pouvoir produire un carte des sols qui satisfasse tout le monde et contienne toutes les informations nécessaires (typologie, paramètres,

localisation, etc.). C'est pourquoi il est important de prendre en compte dans notre SI l'ensemble des programmes d'action. Si le SI a été initié lors d'un précédent programme, et si la phase de capitalisation a été bien réalisée, cette phase d'état des lieux en début de programme revient alors à une mise à jour des données déjà existantes dans le système, d'où un gain de productivité. En outre, l'opération devient beaucoup moins coûteuse.

Après cette phase importante d'initialisation, il faut également formaliser les pistes d'évolution et les caractéristiques associées. Ce sont ces données qui seront restituées dans la partie « décisionnelle » du système d'information et permettront d'orienter le choix sur les actions. Ensuite, un scénario est choisi et mis en œuvre. On entre dans la phase de suivi. Pour autant, les données sur les scénarios ne sont pas inutiles. Elles pourront être mobilisées lors d'un bilan intermédiaire, notamment s'il faut infléchir les actions en raison de problèmes d'efficacité des actions menées ou d'apparition de nouveaux éléments à prendre en compte (nouvelles couches d'occupation du sol, mesures, nouvelles cultures, etc.) Cette phase de bilan intermédiaire mobilise à nouveau le SI : les données sont actualisées, de nouvelles valeurs des indicateurs ou des modèles peuvent être calculés. La partie décisionnelle du SI est également sollicitée pour choisir les inflexions des actions en cours.

La phase de bilan est importante car d'une part, elle doit produire toutes les restitutions utiles aux réflexions de fin de programme : les actions menées sont-elles efficaces ? La ressource en eau s'est-elle améliorée, et si oui, où mesurent-on les progrès ? Peut-on les mettre en regard des actions menées ? La phase de bilan doit aussi permettre d'identifier les expériences à capitaliser, qui seront utiles à la phase d'état des lieux lors de la mise en œuvre d'un futur programme d'action sur ce même territoire.

II DEMARCHE POUR LA PROPOSITION D'UN SYSTEME D'INFORMATION

La première phase d'analyse et de modélisation permet de cerner les besoins des acteurs et les objectifs assignés au système. Elle identifie i) les flux d'information transitant au sein du réseau d'acteurs ii) les données mobilisées, qu'ils s'agissent de données à intégrer ou retraiter à partir de bases de données existantes, ou de résultats de modélisations déjà existantes.

Il faut également préciser les concepts utilisés pour une compréhension partagée entre tous les acteurs Ce sont : i) les concepts thématiques de définition du territoire, ii) les concepts utilisés pour décrire les pratiques agricoles, iii) les concepts utilisés pour la description des milieux iiii) les concepts qui concernent les dimensions spatiale et temporelle.

Enfin, il faut choisir avec les acteurs les indicateurs qu'ils estiment pertinents pour estimer l'état du territoire d'action et ses tendances d'évolution, qu'il s'agisse d'indicateurs environnementaux,

économiques ou encore de résultats issus de simulations. Ce choix est important car en fonction des indicateurs choisis et de leur évolution, des actions pourront ou non être engagées. Dans cette phase, une attention particulière doit être apportée pour préciser les échelles spatiales et temporelles ainsi que les règles de passage d'une échelle à l'autre.

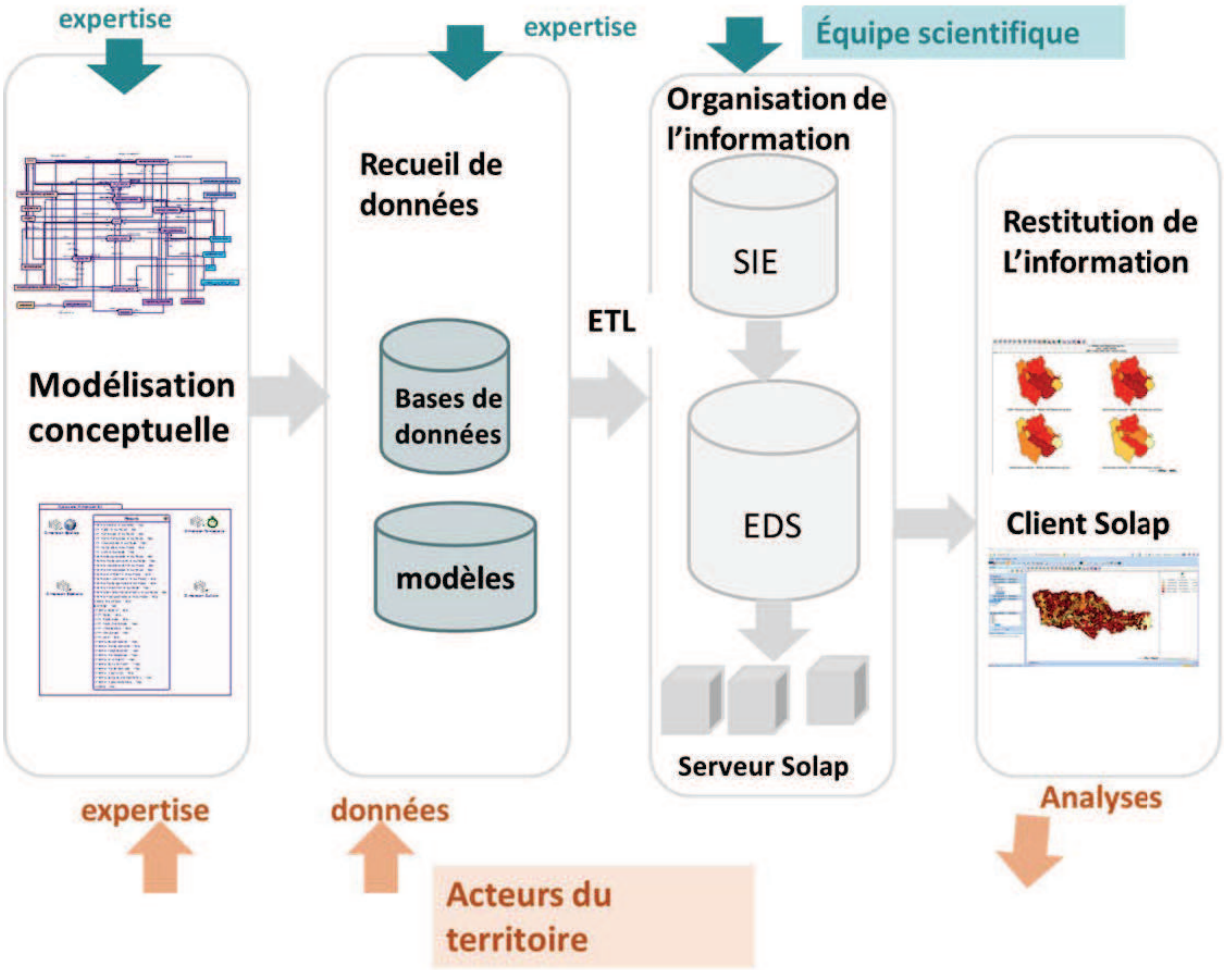


Figure 103 : Démarche générale de modélisation du SI

La démarche proposée pour aborder les différentes phases de construction du système d'information est schématisée en Figure 103. L'organisation de l'information est réalisée dans un système d'information (SI) et est stockée dans une base de données. Un autre volet de modélisation conceptuelle permet de construire un entrepôt de données spatiales associé (EDS) et des cubes multidimensionnels qui répondent aux axes d'analyse demandés par les gestionnaires de l'eau et les autres acteurs, utilisateurs potentiels du système. A chaque phase de la construction du système d'information, de la modélisation conceptuelle à la restitution de l'information sous forme d'indicateurs, l'expertise des acteurs locaux et des équipes scientifiques est requise.

II.1 L'organisation de l'information primaire : validation et enrichissement du modèle « SIE pesticides »

L'approche objet de la modélisation UML est guidée par les besoins des utilisateurs. Elle nécessite une démarche itérative et incrémentale : le concepteur du SI doit faire des allers-retours entre les diagrammes réfléchis initialement et les besoins des futurs utilisateurs perçus au fur et à mesure de la conception du système, ou de la confrontation aux données à gérer.

Le modèle SIE a été construit dans le cadre du projet ANR Carnot « SIE pesticides ». Il répond à une demande de prise en compte d'échelles emboîtées dans la gestion territoriale agro-environnementale. La demande est apparue avec la territorialisation des politiques publiques et la prise de conscience du caractère multifonctionnel de l'agriculture (Mignolet, 2007). Le modèle SIE répond également à la nécessité de disposer au sein du même système d'information, les informations à la fois sur les activités agricoles et sur les systèmes et pratiques agricoles.

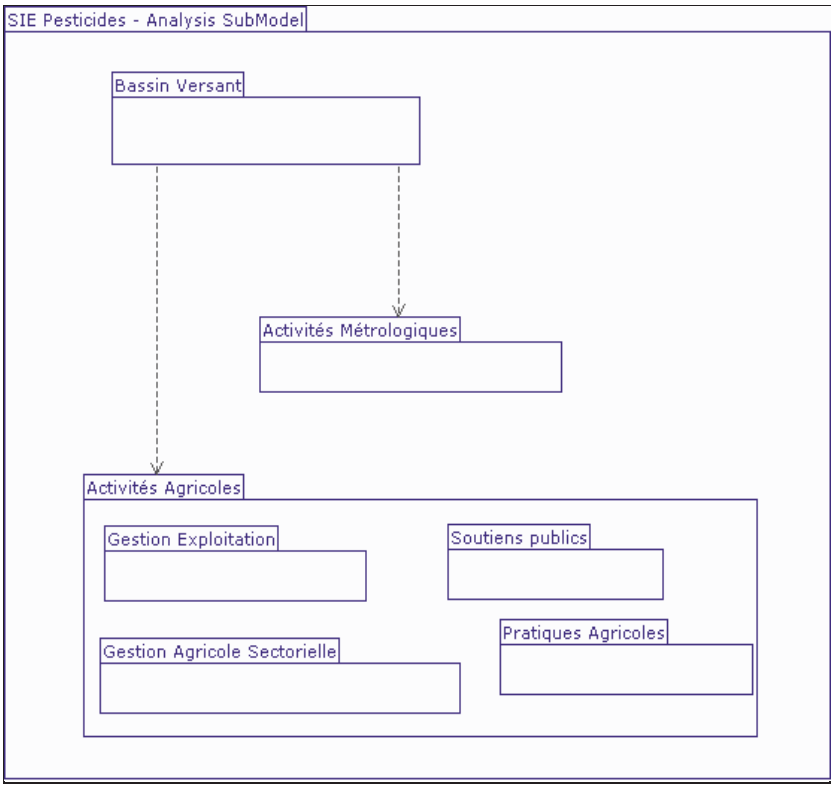


Figure 104 : Le modèle SIE pesticides (source : Rapport final projet SIE pesticides, 2012, Article Vernier et al, 2013)

Le modèle SIE pesticides (Miralles et al, 2012, Vernier et al, 2013) est un modèle UML qui inclut un ensemble de modèles partiels (comme représenté en Figure 104) et résulte de l'analyse commune de plusieurs équipes de recherches d'Irstea. Le modèle « bassin versant » est relatif aux conditions du milieu (entités hydrologiques et paysagères, connectivité, entités spatiales). Le modèle « activités

métrologiques » organise l'information recueillie via des stations de mesures hydrologiques ou autres dispositifs de mesures comme des piézomètres, ou bien des séries de mesures externes.

Le modèle SIE intègre les zones homogènes de gestion construites fréquemment dans le cadre des programmes d'action. Il s'agit d'objets spatiaux de référence construit par les « observateurs », soit des zones homogènes de pratiques, soit des zones homogènes pour des critères de milieu (pente, par exemple) soit encore une combinaison des deux (Biarnès et al, 2009, Ortega et al, 2007, Vernier et al, 2010).

Mon travail sur le modèle « activités agricoles » a fait l'objet d'une publication en 2013 en tout début de thèse (Vernier et al, 2013). Ce modèles inclut différents sous-modèles sur la gestion de l'exploitation (propriété, modes de gestion, etc..), les aides reçues, le détail des pratiques agricoles avec toutes les interventions et enfin une gestion sectorielle dédié à l'enregistrement de pratiques-type ou de pratiques-conseil.

Dans mon travail de thèse, j'ai adopté et complété le modèle SIE en utilisant le travail réalisé sur le BAC Coulonge, au plan de l'organisation de l'information. Les modèles conceptuels que je propose pour l'intégration de la dimension acteurs et de la dimension prospective dans le modèle général SIE conduit à l'ajout de deux nouveaux modules : le module « acteurs » et le module « scénario » (Figure 105).

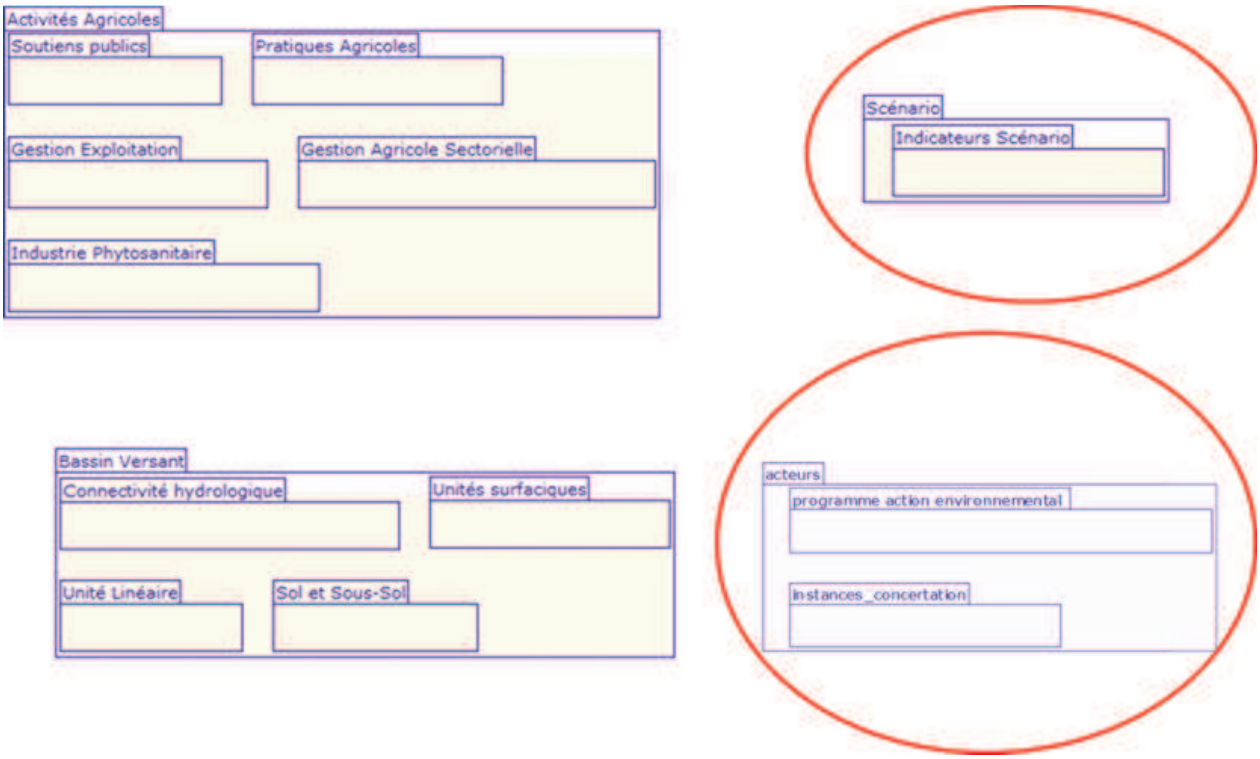


Figure 105 : Compléments apportés au modèle SIE pesticides dans le cadre de la thèse

Je détaillerai le modèle UML, relatif à l'organisation de l'information primaire dans la troisième partie du mémoire, qui présente l'application de la démarche au BAC Coulonge et les résultats obtenus. Auparavant, je souhaite préciser ici les principaux concepts que j'ai utilisés pour la construction du modèle. J'utiliserai pour les représenter le formalisme UML formalisme que j'ai présenté au chapitre VI (section II.2).

Dans le domaine agro-environnemental, l'information est le plus souvent constituée de trois composantes :

- la composante thématique qui décrit les concepts thématiques du domaine modélisé, les sols, les activités agricoles, les pratiques, etc.
- la composante spatiale qui précise la nature géométrique du concept thématique, par exemple des points pour les sièges d'exploitation, des lignes pour le réseau hydrographique, des polygones pour les îlots agricoles
- la composante temporelle qui représente l'existence ou l'évolution dynamique du concept thématique modélisé.

Nous abordons les concepts mobilisés pour chaque catégorie dans les sections suivantes.

II.1.1 *Les entités spatiales, empreintes de l'activité agricole*

S'intéresser aux activités agricoles implique de capturer les objets spatiaux qui vont être mobilisés pour caractériser l'empreinte spatiale de cette activité sur le territoire d'étude. Nous allons définir ici les notions de parcelle, îlot et secteur, notions que nous manipulerons dans les modèles conceptuels de la base de données et des cubes multidimensionnels.

II.1.1.1 L'objet parcelle

A l'échelle d'un territoire agricole, l'objet « parcelle » est un objet spatial pertinent de gestion et de suivi, dans la mesure où les cultures et les pratiques seront recueillies auprès des agriculteurs concernés, avec le degré de finesse, correspondant à ce niveau. Le parcellaire agricole peut présenter des organisations spatiales très différentes. Nous l'illustrons ici par deux exemples. Le premier est situé dans les landes de Gascogne, dans le Sud-Ouest, avec une zone de grandes cultures irriguée utilisant des pivots d'irrigation (Figure 106). Le second exemple est une zone de polyculture en Charente (bassin du Ruiné), dans le contexte de notre territoire d'étude (Figure 107).

Figure 106 : Parcellaire agricole avec pivots (Landes de Gascogne) : contour du parcellaire plaqué sur l'image satellitaire (haut) et une photographie en lisière de parcelle (bas)

Lors de la mise en place du système d'information, il est utile de définir précisément de quelle parcelle on parle et quelle parcelle est « gérée ». En effet, la notion de parcelle est polysémique. Parle-t-on d'une parcelle « structurelle », élément du paysage, unité de territoire entourée de haies ou de fossés, ou d'une parcelle cadastrale au sens administratif du terme qui traduit la propriété, ou encore d'une parcelle « culturale », au sens d'une unité homogène de culture et de pratiques ?

Figure 107 : Parcellaire cultural dans le bassin du Ruiné (Photos Irstea)

La parcelle culturale a été adoptée comme objet spatial de référence car c'est une unité homogène de pratiques agricoles (exercées sur la même culture par le même exploitant). Cependant la parcelle culturale présente un inconvénient de taille si l'étude ou le programme à l'origine de la création de la base de données implique un suivi pluriannuel. En effet, la parcelle culturale n'est pas un objet stable au cours du temps : elle se divise, s'agrège, change de propriétaire ou de gérant.

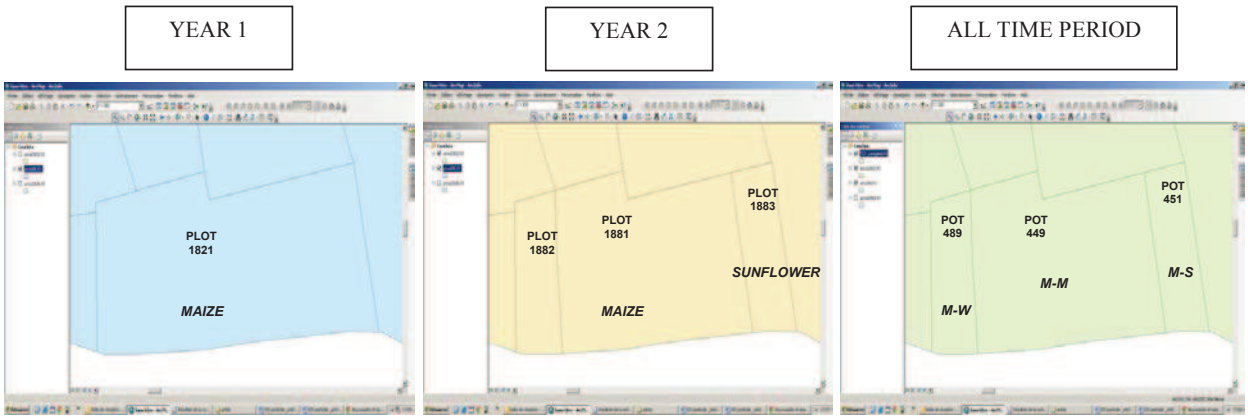


Figure 108 : Évolution des parcelles agricoles dans le temps : le découpage des parcelles conduit à des successions culturales différentes (Maïs-Blé, Maïs-Maïs ou Maïs-Tournesol)
Source : Vernier et al, 2013

La Figure 108 illustre cette dynamique à partir du suivi pluriannuel des pratiques dans le bassin du Ruiné (Vernier et al, 2010, 2013). Dans ce petit bassin agricole majoritairement occupé par de la polyculture et des vignes, environ 10 % des parcelles de maïs, céréales ou protéagineux sont redécoupées chaque année. Ce redécoupage, opéré par les exploitants, s'appuie le plus souvent sur le contour sous-jacent des parcelles cadastrales.

Cette dynamique induit deux conséquences. La première est de pouvoir gérer dans le système d'information une filiation des parcelles. La seconde est de définir un nouvel objet spatial qui est la transchronoparcelle. La transchronoparcelle est un objet spatial construit et évolutif, qui correspond à la partie de parcelle, homogène au cours du temps au regard des pratiques agricoles. Elle est caractérisée par la même succession de cultures, les mêmes itinéraires techniques et la même stratégie de traitement.

II.1.1.2 L'objet ilot agricole

L'ilot agricole est un ensemble de parcelles conduit par le même agriculteur et correspond également à des pratiques homogènes. La Figure 109 présente les relations entre l'ilot et la parcelle dans le modèle UML. Un ilot peut être formé de plusieurs parcelles, en revanche une parcelle ne peut appartenir qu'à un seul ilot. Sur cette parcelle, se succèdent des cultures, entre la date d'implantation (date début) et la date de fin (récolte). A ces cultures, sont associés des itinéraires techniques, eux aussi sur une certaine période de temps (date début, date fin).

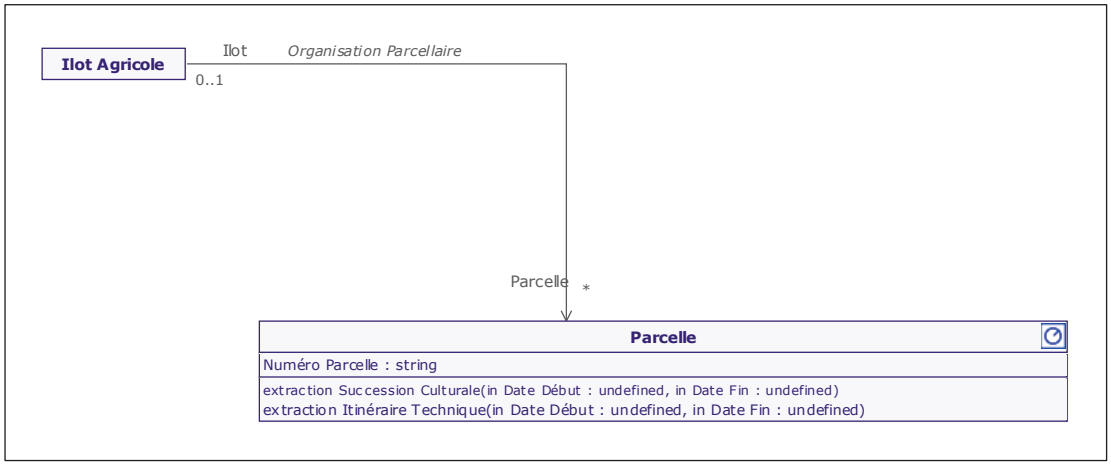


Figure 109 : Relation entre Ilot agricole et Parcelle dans le modèle conceptuel UML

Un exemple de la distribution spatiale des îlots dans une partie du bassin versant du Né en Charente est présenté en Figure 110. Cette « photographie » des ilots permet d'en mesurer l'enchevêtrement et la complexité dans des zones comme le bassin de la Charente où les parcelles sont peu étendues et portent des cultures diverses. Les ilots en vigne sont particulièrement difficiles à délimiter, beaucoup n'étant pas pour beaucoup déclarés dans le référentiel graphique de la PAC (RPG).

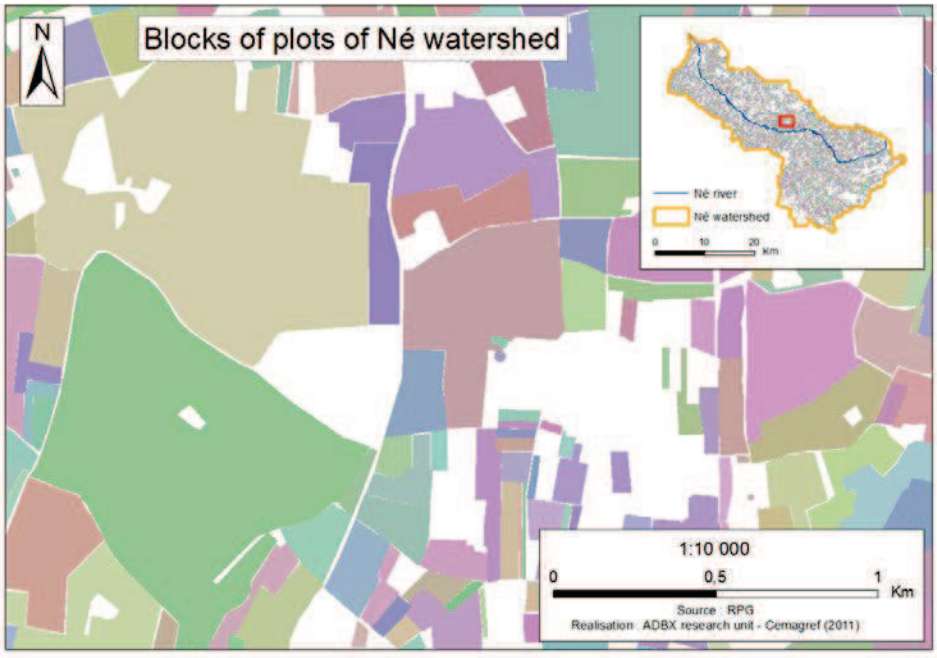


Figure 110 : Un exemple de distribution spatiale des ilots agricoles dans le bassin versant du Né (un sous-bassin de la Charente, sur le territoire du BAC Coulonge) (Vernier et al, 2013)

L'îlot agricole est l'unité spatiale enquêtée au niveau de la base institutionnelle du RPG, référentiel parcellaire graphique (RPG) de la politique agricole commune. Le Règlement communautaire (CE) n°1593/2000 a en effet institué l'obligation, pour tous les États Membres de l'Union Européenne, de localiser et d'identifier les parcelles agricoles.

Pour répondre à cette exigence, les États Membres ont mis en place des systèmes d'informations géographiques utilisés pour la gestion des aides européennes à la surface : les « Land Parcel Identification System (LPIS) ». Le LPIS correspond pour la France au Registre Parcellaire Graphique (RPG), mis en place en 2002 et administré par l'Agence de Services et de Paiement (ASP). Les identifiants attribués aux îlots et aux exploitations dans la base du RPG changent chaque année. Pour reconstituer l'évolution des parcellaires d'exploitation, il est donc nécessaire de réaliser une filiation, i.e. une correspondance entre identifiants d'îlot et identifiants d'exploitation au cours des ans. Le logiciel RPGexplorer assure ce traitement de filiation des îlots et de reconstitution des parcelles (thèse de C Bouty, 2015, Levavasseur et al., 2016).

Dans notre cas d'étude, le BAC Coulonge, l'objet spatial de référence au niveau élémentaire est l'ilot du RPG. Les couches d'information du RPG utilisées sont celles des années 2006 à 2012.

II.1.1.3 Le secteur de référence

Une autre entité spatiale définie dans le modèle est le secteur de référence. Le secteur de référence correspond à une zone dans laquelle un même type de conduite des cultures a pu être défini, soit en réalisant une typologie, soit à dire d'expert (Figure 111 et Figure 113). Certains conseillers agricoles, par exemple, sont spécialistes d'un secteur comme d'autres sont spécialistes d'une culture.

Figure 111 : Paysage agricole charentais. Secteur dans le bassin de la Seugne.

Dans un secteur donné et dans un contexte de modélisation, le système agricole conduira à des pratiques homogènes par rapport à une rotation ou à une culture permanente comme la vigne, et donc à des itinéraires techniques identiques (Figure 112). Dans le cadre des travaux sur le BAC Coulonge, le secteur fait référence à la typologie réalisée par type de sol et type de rotation.

Si l'on se réfère à une typologie des systèmes et des pratiques par type de sol, le secteur de référence peut correspondre à un ou plusieurs types de sols particuliers. Par exemple, en Charente, les terres de Pays Bas au nord de Cognac (appellation locale qui correspond à des sols argileux) correspondent localement à des systèmes et des conduites particuliers, notamment pour la vigne (Descotis et al, 2006).

L'idée développée dans le modèle partiel « gestion sectorielle » du modèle SIE est de pouvoir décrire des pratiques agricoles résultant d'une typologie, ou majoritaires pour un secteur ou une culture, avec une conduite et un itinéraire technique à dire d'expert. Cette démarche correspond à des territoires d'action de taille intermédiaire ou à échelle régionale. Le modèle permet également de décrire des successions culturales observées et des itinéraires techniques associés, résultant d'enquêtes par exemple

Il est possible de décrire le mode de gestion des cultures pérennes comme la vigne, des cultures annuelles et de l'inter-culture (Figure 112). Le type d'enherbement peut être précisé pour la vigne. La nomenclature des cultures et des groupes de culture fait référence aux bases de données institutionnelles françaises, utilisée pour le recensement agricole (RA). Il est possible d'enregistrer la rotation culturale théorique et la rotation culturale observée issue de la succession des cultures sur le même îlot.

Les itinéraires techniques font référence à une culture dans une rotation culturale et à suite d'interventions résultant de ce contexte (un lien est réalisé avec le package « pratiques agricoles »).

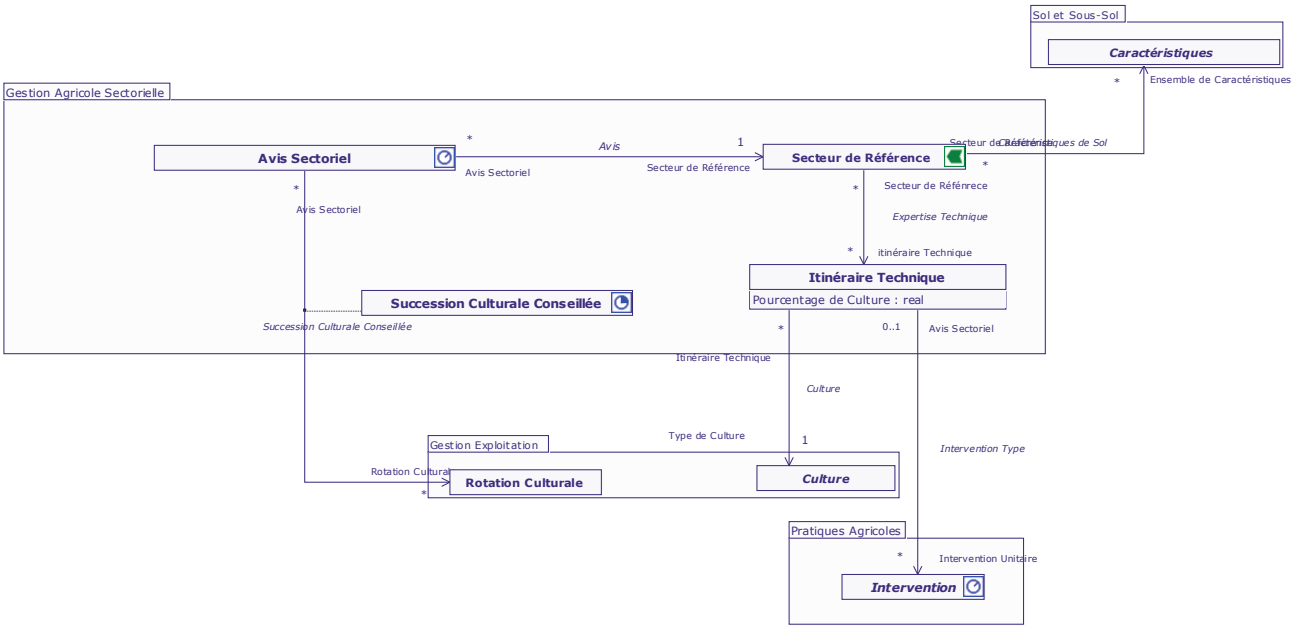


Figure 112 : Package gestion agricole sectorielle dans le modèle conceptuel SIE Pesticides

II.1.1.4 L'enregistrement des pratiques agricoles détaillées

L'organisation des données relatives aux pratiques détaillées et itinéraires techniques est réalisée dans un modèle partiel « pratiques agricoles » avec un focus sur les pratiques phytosanitaires (Figure 113).

Les produits comprenant une ou plusieurs matières actives sont appliqués à une certaine dose, la dose autorisée étant en lien avec la culture traitée. D'autres alternatives peuvent être également prises en compte, comme le désherbage mécanique (Figure 113). Il est possible d'enregistrer tous les types de travaux réalisés sur la culture, de la mise en place à la récolte, en passant par l'irrigation, la fertilisation et la stratégie de traitement.

La Figure 113 montre également le lien avec la partie descriptive du bassin versant qui est un des éléments centraux du modèle SIE Pesticides. Cette partie du modèle relative aux traitements phytosanitaires permet d'enregistrer des pratiques agricoles à deux échelles spatiales : d'une part, classiquement, à l'échelle de la parcelle ou de l'îlot, mais d'autre part à l'échelle d'un secteur particulier du territoire d'action, qui peut être une zone prioritaire d'action, un sous-bassin modélisé ou encore la maille de calcul d'un modèle.

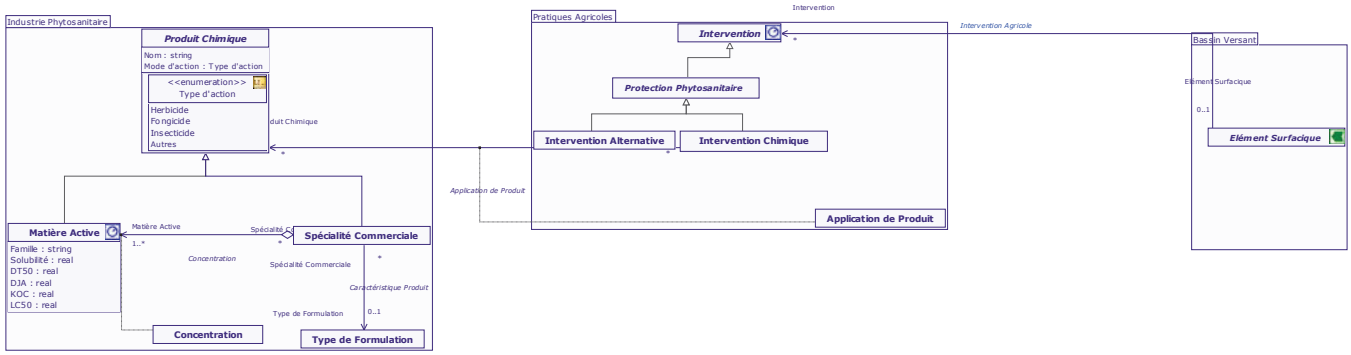


Figure 113 : Partie du modèle conceptuel SIE relative aux traitements phytosanitaires

Le modèle s'adapte donc très facilement à différentes échelles que ce soit dans le domaine des pratiques agricoles ou des entités hydrologiques.

II.1.1.5 Les éléments économiques associés aux pratiques culturales

Dans le modèle SIE Pesticides, les soutiens économiques (subventions, MAE) sont liés à l'exploitant agricole. Une relation d'association entre l'*Exploitant* et le concept de *Soutien* permet d'enregistrer les contrats environnementaux (Figure 114). Cette partie du modèle est intéressante si l'on est en mesure de détailler les activités agricoles par exploitation, ce qui implique un territoire d'action peu étendu

géographiquement. Elle n'a pas été mobilisée sous cet angle dans la thèse, l'économie intervenant sous forme d'une association entre un scénario, des pratiques et des coûts.

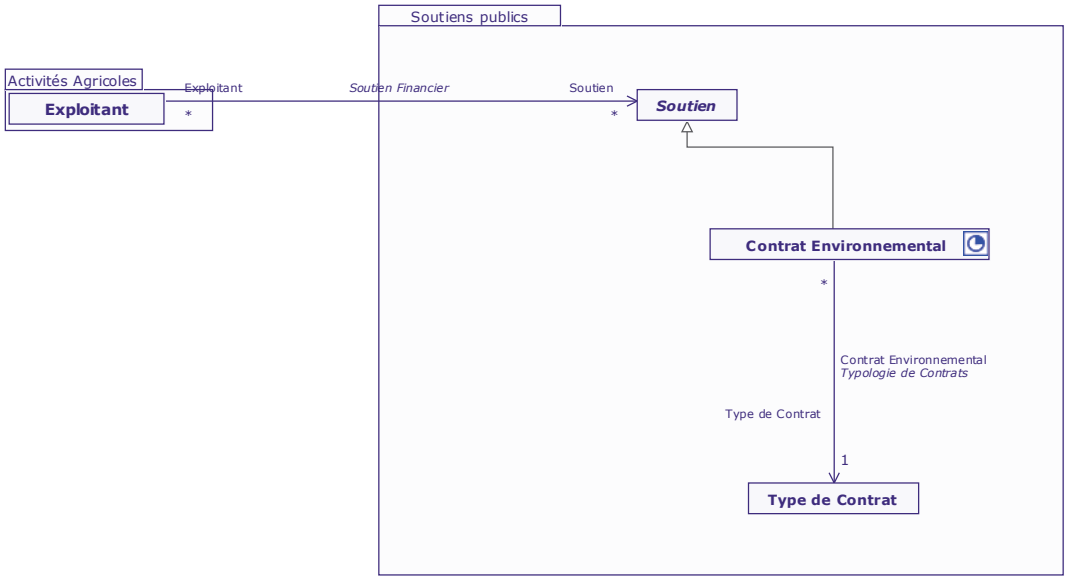


Figure 114 : Modèle « soutiens publics » dans le modèle SIE Pesticides

Les travaux réalisés dans le cadre de la thèse ont montré l'intérêt de **développer les informations économiques, par exemple les coûts associés aux interventions, et pas seulement les informations d'ordre agronomique, agricole ou paysager.** Ce type d'information peut être produit et enregistré à l'échelle spatiale du secteur, donc accessible pour de plus grands territoires d'action.

II.1.2 *Les entités spatiales hydrologiques dans le modèle SIE*

La problématique « eau » impose de tenir compte des écoulements et des transferts hydrologiques du territoire d'action. En ce qui concerne les entités hydrologiques, la référence choisie est la nomenclature utilisée dans la base de données Carthage[35] des agences de l'eau, qui va de la zone hydrologique élémentaire au bassin hydrographique. Le territoire français est découpé en six bassins hydrographiques correspondant aux zones de compétence des agences de l'eau ; Les bassins hydrographiques sont ensuite découpés en éléments de plus en plus fins : une région hydrographique (RHYD) correspond au maximum à 10 secteurs hydrographiques (SHYD), un secteur à dix sous-

35 La BD Carthage (Base de Données sur la CARtographie THématique des AGences de l'Eau) a été élaborée par l'IGN, les Agences de l'eau et le Ministère chargé de l'environnement en s'appuyant sur la couche hydrographie de la BD CARTO de l'IGN.

secteurs (SSHYD), un sous-secteur à dix zones hydrographiques (ZHYD), qui est l'élément le plus fin de la partition du territoire.

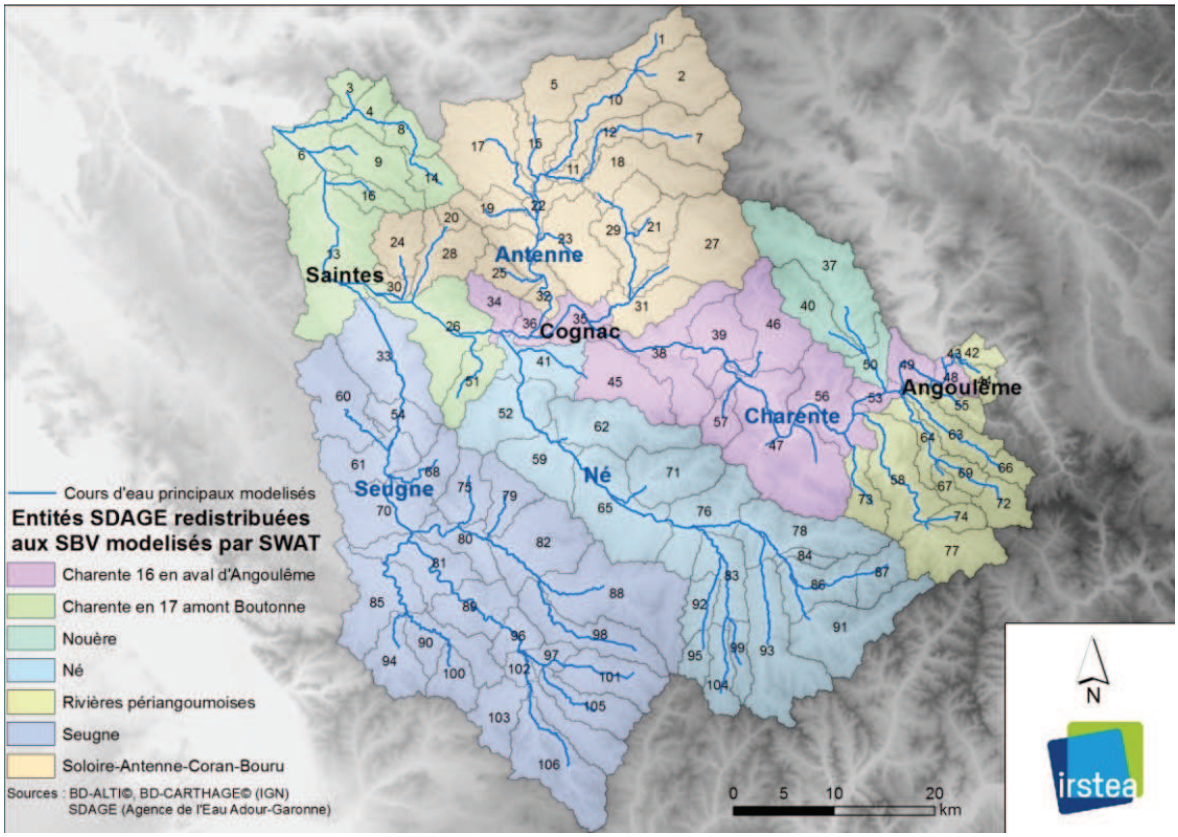


Figure 115 : Les 106 sous-bassins modélisés par SWAT et les entités du SDAGE (source : rapport final du projet Modchar2, 2016)

Ces zones hydrographiques ne doivent pas être confondues avec les zones hydrologiques élémentaires de la DCE qui correspondent à la surface influençant un tronçon de cours d'eau (masse d'eau).

La modélisation hydrologique, si elle est utilisée dans le contexte d'un programme d'action, doit s'adapter aux entités hydrologiques des bases institutionnelles, pour pouvoir produire des résultats aux échelles pertinentes. Mais elle doit aussi tenir compte des contraintes internes du modèle. Ainsi, l'utilisation du modèle hydrologique SWAT conduit à définir des sous-bassins versants modélisés élémentaires auxquels seront obtenus tous les résultats des simulations (balance hydrique et flux de nutriments et pesticides). Ces sous-bassins élémentaires (Figure 115) peuvent ensuite être regroupés en agrégations de sous-bassins versants puis in fine sur une délimitation hydrologique qui s'ajuste au plus près du territoire d'action.

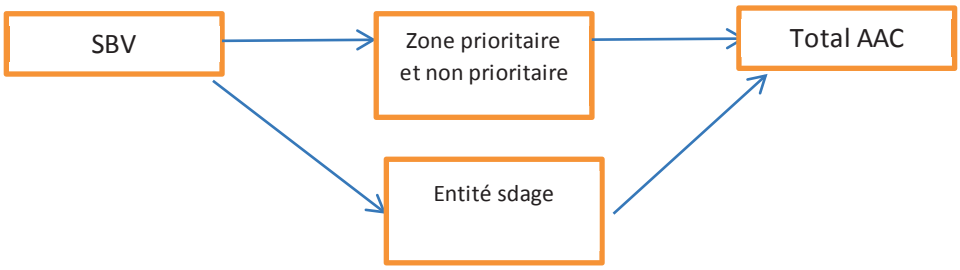


Figure 116 : Les entités hydrologiques dans le cadre du programme d'action de l'aire d'alimentation de captage de Coulonge

En effet, ce dernier est souvent délimité sur la base d'un regroupement d'entités administratives (pour le BAC Coulonge, les communes) qui, dès lors, ne peut correspondre aux mêmes limites géographiques. C'est un problème classique des territoires d'action environnementaux où logique administrative et logique des processus environnementaux (ici hydrologiques) s'affrontent pour la définition même des limites de l'action.

Les échelles de restitution du modèle s'adapteront donc aux besoins des gestionnaires de l'eau. Des agrégations des sous-bassins modélisés (Figure 116) permettront de produire des résultats à l'échelle de la zone d'action prioritaire définie par les animateurs du programme d'action ou encore aux entités hydrologiques définies par le schéma départemental de gestion des eaux (SDAGE), comme par exemple le bassin versant du Né ou de la Seugne. Les entités du SDAGE sont calées sur les unités hydrographiques de la base Carthage.

II.1.3 *La gestion temporelle*

Qu'il s'agisse du cycle de vie du programme d'action, du pas de temps des outils mobilisés autour du programme (indicateur ou modèles), du temps nécessaire pour caractériser l'évolution des systèmes ou celle de la qualité de eaux, **les échelles temporelles sont diverses**.

Le pas de temps des données produites peut différer du pas de temps de l'analyse. Par exemple, le monitoring hydrologique ou les simulations de modèle hydrologique peuvent produire des données journalières et conduire à de grands volumes de données. Mais les débits journaliers observés ou simulés sont fréquemment restitués sous forme de moyennes mensuelles ou trimestrielles. Cette restitution sous forme de moyennes pose la question du lissage des valeurs. En termes de flux de pesticides, les valeurs extrêmes qui correspondent aux périodes de crues sont importantes pour la compréhension des transferts (80% du flux de pesticides peut transiter lors d'une crue...)

Les données hydrologiques peuvent être restituées par année civile, ou par année hydrologique. L'année hydrologique est la période de 12 mois qui débute après le mois habituel des plus basses eaux. En fonction du climat des régions, l'année hydrologique peut débuter à des dates différentes de celle du calendrier ordinaire. En France, généralement, elle débute au mois de septembre. En tout état de

cause, la gestion en année hydrologique est compliquée car elle est à cheval sur deux années civiles, sa durée est variable et les confrontations aux autres types de données ne sont pas évidentes.

Concernant les pratiques, les interventions sont datées. Dans ce cas également, la phase de restitution ou d'analyse peut correspondre à des valeurs moyennées sur une période donnée, avec le même problème de lissage des valeurs. La pression phytosanitaire n'est pas linéaire mais présente des pics lors des périodes de traitement.

La notion de campagne agricole peut être mise en parallèle avec la notion d'année hydrologique. Il s'agit également d'un regroupement de mois, à cheval sur deux années civiles. Une campagne agricole est la période durant laquelle s'accomplit un cycle végétatif normal. Ce cycle est compris entre le début des semis et la récolte pour les cultures annuelles (de mars de l'année n à février de l'année n+1).

Par ailleurs, tenir compte des rotations culturales pour différents systèmes agricoles étudiés implique de définir une échelle temporelle pour le cycle de la rotation. Dans le cas d'étude, bien que les rotations dépassent parfois six années (notamment en agriculture biologique), il a été décidé d'adopter un cycle de six ans qui s'adapte à la grande majorité des rotations observées sur la zone d'étude.

Le modèle économique fonctionne en année civile mais avec des valeurs de référence (prix) sur des périodes variables.

:

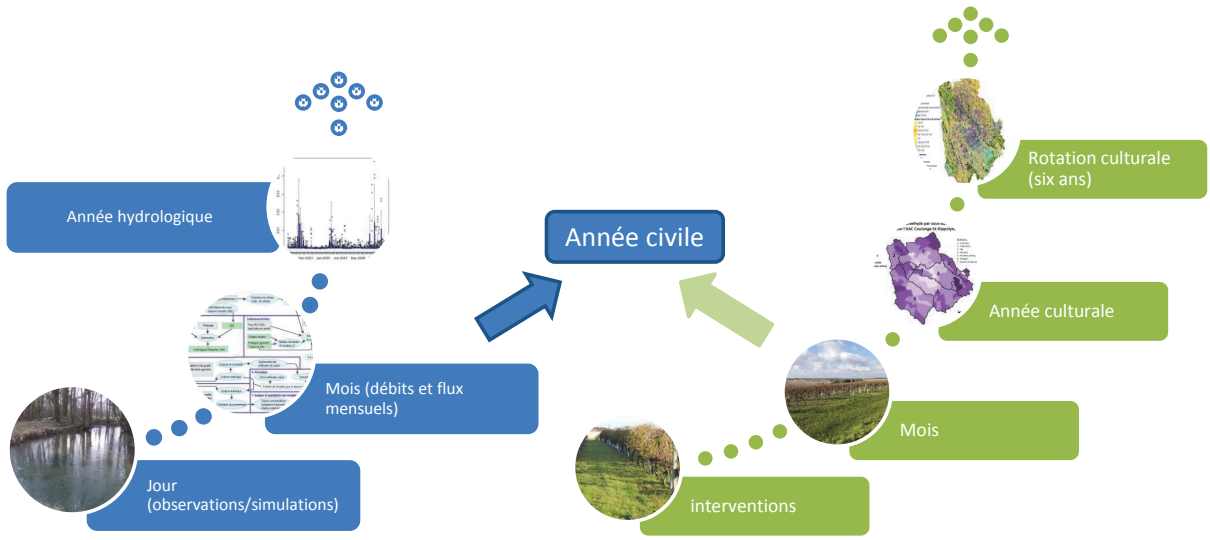


Figure 117 : Echelles temporelles mobilisées dans le modèle conceptuel

Enfin, dans cette définition des échelles, il faut tenir compte des impératifs de gouvernance et de conduite des programmes d'action qui s'étalent sur plusieurs années, du diagnostic au bilan final, avec des bilans intermédiaires en général annuels.

Le choix fait a donc été de privilégier l'année civile pour une confrontation plus facile des données multi-sources et multi-échelles produites dans le contexte du programme d'action. L'ensemble des échelles temporelles considérées est récapitulé en Figure 117.

II.2 Le modèle « acteurs » et le modèle « scénarios » : deux contributions au modèle SIE Pesticides

Le modèle UML SIE Pesticides a été développé pour organiser l'information pertinente sur les bassins versants et les activités agricoles dont notamment les pratiques phytosanitaires, à différentes échelles spatiales (Vernier et al, 2013, Vernier et Miralles, 2015). Je propose dans le cadre de mes travaux de thèse d'enrichir le modèle SIE à partir de l'analyse des besoins des acteurs, avec une vision plus dynamique (cycle des programmes d'action) et plus prospective (scénarios agricoles).

Je ne reviens pas sur la description du **modèle « acteurs »**, présenté au paragraphe IV.2.2. Ce modèle a été construit dans le cadre de la thèse à partir de l'analyse du réseau d'acteurs autour du BAC Coulonge. Il permet de bien **identifier les producteurs et les utilisateurs de l'information mobilisée** dans le cadre du programme d'action, les lacunes et les redondances existantes ainsi que les difficultés d'accès aux données. Si la démarche est générique, le contenu de l'information mobilisée dans un réseau d'acteurs peut cependant varier d'un type de programme d'action à l'autre. Le modèle « acteurs » constitue alors une base de travail à ajuster éventuellement au cas d'étude particulier.

Le modèle UML « scénarios » a pour objectif d'aider les gestionnaires et parties prenantes à discuter de l'impact potentiel des actions engagées, des évolutions probables ou souhaitées des activités agricoles sur la ressource en eau.

Il permet d'organiser et de stocker l'information nécessaire à la prise de décision sur les pistes d'évolution de l'agriculture pour limiter la pression et les transferts de pesticides à l'échelle du territoire d'action. Il intègre les données et indicateurs choisis en collaboration avec l'équipe de recherche (ou le bureau d'études) et les acteurs du territoire, pour explorer les scénarios co-construits avec les acteurs.

La Figure 118 présente une version simplifiée du modèle « scénarios ». Seuls les concepts communs à différents contextes de programme d'action et d'outils (indicateurs ou modèles) sont représentés pour plus de lisibilité.

Le concept de scénario, en fonction des associations décrites, fait référence à un jeu de données d'occupation du sol, avec des successions culturales simulées, et de pratiques (intervention). Un jeu d'indicateurs et un revenu lui sont associés.

Le scénario fait référence à une **« entité de modélisation »,** par exemple dans le cas du BAC Coulonge l'ilot agricole et la HRU, qui pourrait être une autre entité comme une maille de modélisation (cas des modèles du BRGM). **Les interventions sont réalisées sur des éléments surfaciques** du package « bassin versant ».

Le concept de **« composant de bassin versant »** fait référence à la réalité des territoires hydrologiques, faits de bassins versants emboités. L'agrégation de ces composants de bassin versant permet de répondre aux différents souhaits d'agrégation d'entités hydrologiques qui peuvent émerger dans les programmes d'action.

L'association avec les types de sols simplifiés permet de prendre en compte la démarche de qualification des systèmes et des pratiques par type de sol, rotation, culture.

Les successions d'occupation des sols simulées pour un scénario font référence aux rotations culturales pour la même raison. C'est un choix méthodologique personnel mais qui, selon mon expérience, reflète une méthode souvent utilisée, du moins dans le contexte français.

Le modèle « scénario » qui a été élaboré à partir du cas d'étude du BAC Coulonge et de ses territoires d'action emboités sera décrit en détail dans la partie 3.

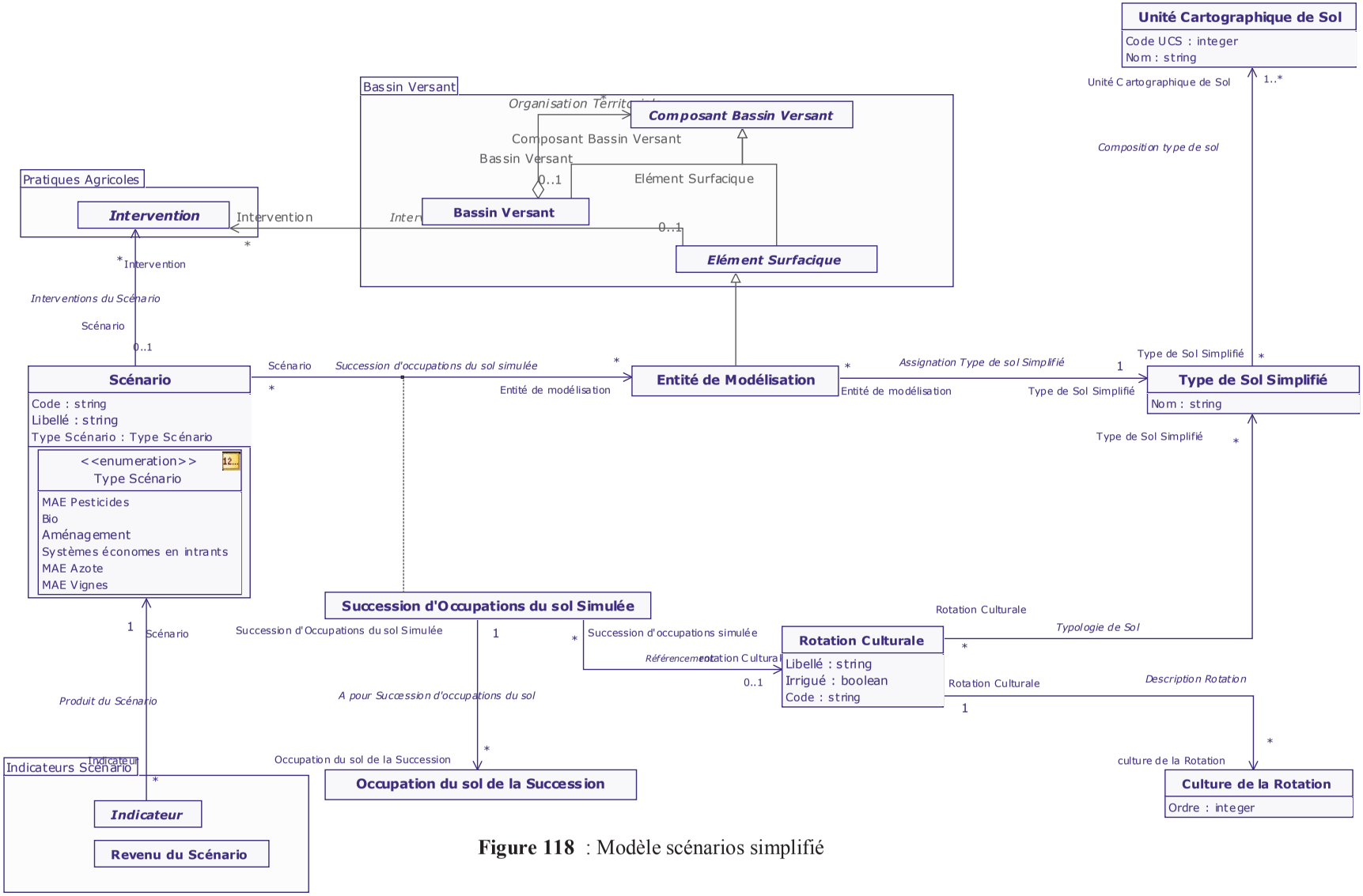


Figure 118 : Modèle scénarios simplifié

II.3 Les outils informatiques mobilisés pour la génération des bases de données et des cubes

II.3.1 *Génération de la base de données PostGreSQL/PostGis*

A partir des modèles conceptuels UML, il est possible de générer les bases de données correspondantes grâce au profil UML et aux différents MDAC, standards (SQL) ou développés spécifiquement pour l'atelier logiciel Objecteering[36].

Le Système de Gestion de Base de Données (SGBD) adopté est PostGreSQL, car c'est un outil libre disponible sous Licence PostgreSQL. Par ailleurs, PostGreSQL est multiplateforme et multi-système d'exploitation. PostgreSQL est bien documenté et dispose d'interface en ligne de commandes (psql) mais aussi d'un outil d'administration graphique (PgAdmin). Initialement, le choix de PostGreSQL était surtout lié au fait qu'il possède le module spatial PostGis qui permet de manipuler et de stocker des données ayant une composante spatiale, type de donnée couramment rencontré dans le domaine de l'agriculture et de l'environnement. Le code SQL généré par le module SQLDesigner d'Objecteering est directement utilisable dans ce cas. PostgreSQL est enfin l'un des rares SGBD « objet » à implémenter le mécanisme d'héritage entre tables.

II.3.2 *Un outil ETL (Extract, Transform, Load) pour l'intégration et la manipulation des données*

Pouvoir implémenter l'architecture proposée en Figure 103 nécessite de mobiliser des outils permettant d'intégrer différentes sources de données (format Excel (.xls), texte (.csv), couche d'information géographique (.shp). Il est important que le processus puisse être automatisé pour réappliquer les mêmes chaînes de traitement lors de la mise à jour des données déjà intégrées.

L'outil ETL adopté pour le chargement du système d'information transactionnel et des entrepôts de données est l'outil libre Talend Open Studio for Data Integration. Cet outil est développé et maintenu par la société Talend. Il a un module permettant la manipulation de données spatiales. Cet ETL a été préféré à GeoKettle après une étude comparative (Molla et al., 2009) portant sur :

- un certain nombre de fonctionnalités indispensables au chargement des données et en particulier la manipulation de données ayant une composante spatiale ;
- deux transformations de données relativement courantes : l'évolution d'une table et la transformation du schéma de base de données.

36 Présentation du logiciel disponible en ligne http://www.objecteering.com/

L'outil Talend permet de décrire les processus d'intégration de manière visuelle (exemple en Figure 119), ce qui facilite le partage d'expériences lorsque plusieurs personnes sont impliquées ou se succèdent dans le processus d'intégration des données.

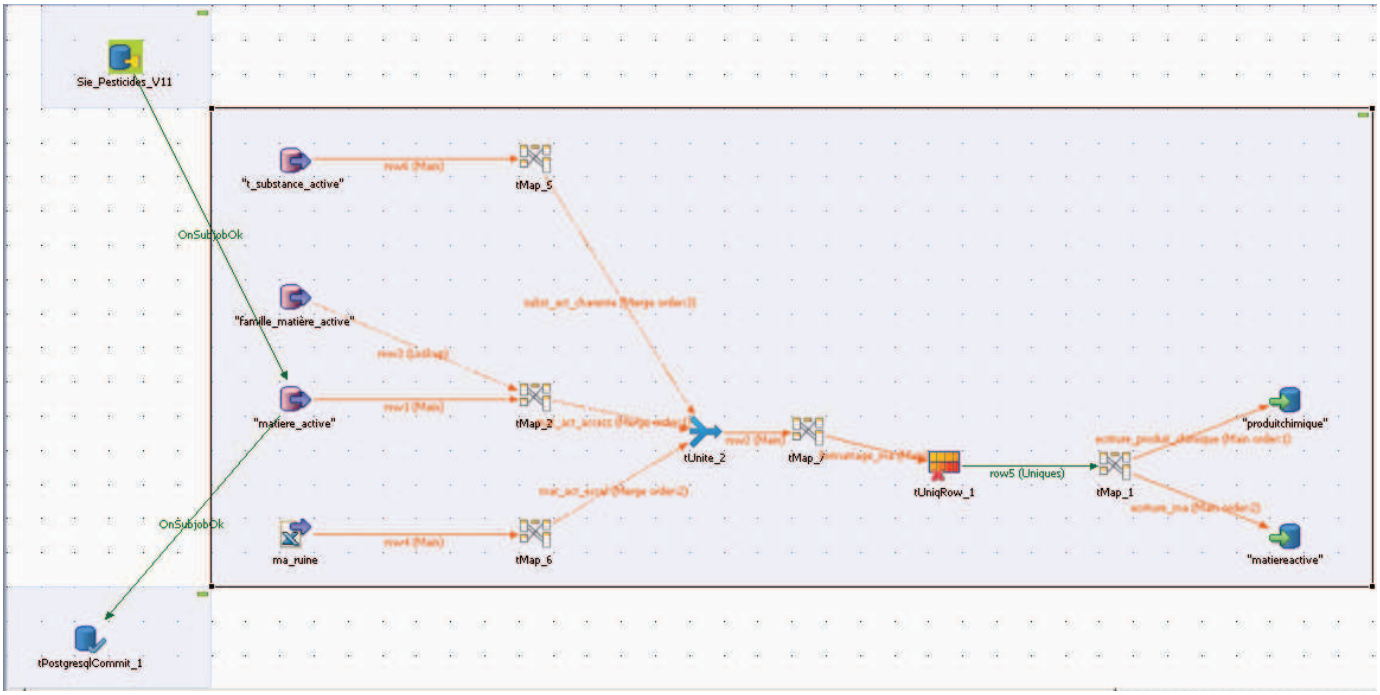


Figure 119 : Exemple de chaînes de traitement dans Talend, utilisé pour intégrer des données dans la base SIE Pesticides (Vernier, 2013)

Cependant, l'automatisation du traitement ne se substitue pas aux prétraitements classiques de vérification de la qualité des données à intégrer (données manquantes, bon format des données, etc.). Certains de ces prétraitements peuvent être assistés, voire intégrés au sein de Talend. En effet, il est facile de vérifier s'il y a des données manquantes dans une série temporelle acquise à fréquence fixe. Il suffit de vérifier si l'intervalle de temps entre deux échantillons successifs est constant. Par ailleurs, en cours d'exécution, Talend affiche le nombre de données transitant entre deux composants depuis les composants sources (à gauche de la Figure 119) jusqu'aux composants cibles (à droite de la Figure 119). Ces flux de données sont très utiles car ils renseignent sur la qualité et le bon fonctionnement du traitement. Talend est utilisé également pour intégrer les données dans les cubes multidimensionnels des entrepôts.

III UN ENTREPOT DE DONNEES SPATIAL POUR L'AIDE A LA DECISION

L'organisation de l'information mobilisée dans le cadre du programme d'action agro-environnemental (modèle SIE) ne suffit pas à résoudre le problème de la restitution et de la disponibilité de

l'information utile à toute prise de décision. Beaucoup de travaux sur l'informatique décisionnelle font référence aux méthodes et outils de conception des entrepôts de données. Ces méthodes et outils se sont améliorés au fur et à mesure des années (Inmon, 1992 ; Kimball, 1996 ; Ravat, 2007 ; Annoni et al., 2008; Schneider, 2008; Pinet et al., 2010; Abdelhedi et al., 2011; Kimball et al., 2013; Vernier et al., 2013, Miralles, 2016).

Le choix d'un entrepôt de données spatial pour restituer l'information aux acteurs a déjà été évoquée en partie 1 (Chapitre4, paragraphe V). L'entrepôt de données (Figure 120) est un composant informatique dédié à l'organisation de l'information restituée pour répondre à leurs besoins, le pilotage des programmes d'action dans notre cas. Les indicateurs restitués par les outils SOLAP et stockés dans l'entrepôt de données sont calculés soit à partir des données existantes (pratiques actuelles) soit à partir des données issues des simulations (scénarios d'évolution). L'information à restituer peut inclure des données primaires présentes dans le modèle SIE, mais aussi des données calculées ou encore des données issues d'outils de simulation externes à cette architecture informatique.

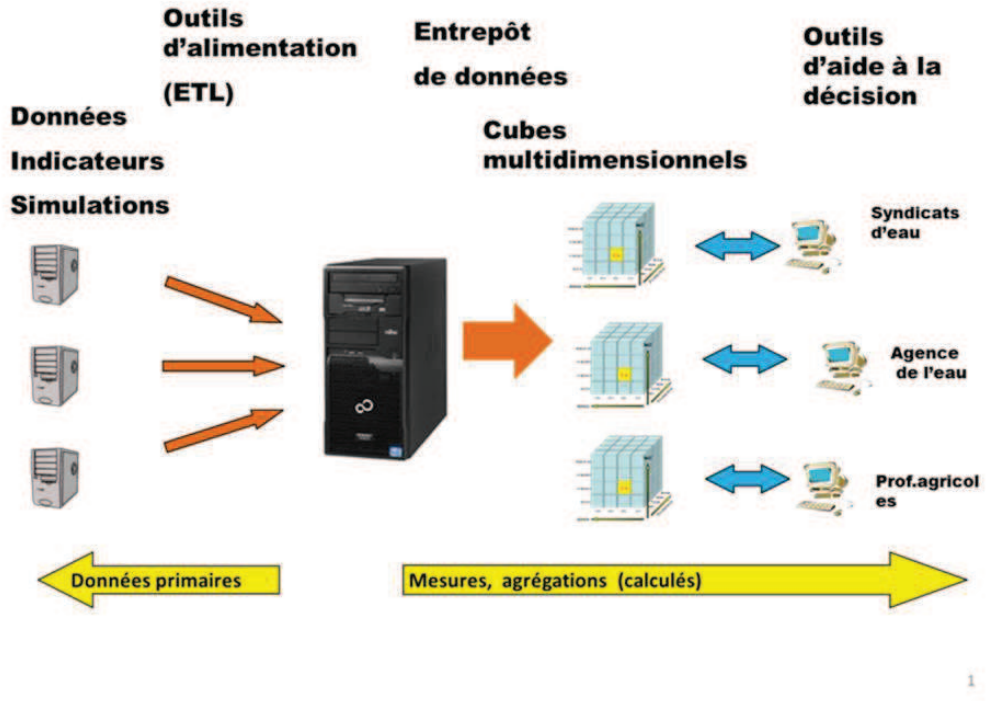


Figure 120 : Répartition entre données primaires et mesures utilisées dans les cubes multidimensionnels correspond à plusieurs besoins différenciés de restitution

La concertation avec le réseau d'acteurs autour du programme d'action a fait émerger les principaux indicateurs à mobiliser, ainsi que les niveaux de granularité et les échelles d'analyse souhaités.

Comme le montre la Figure 120 (adaptée de la figure 48 , partie 1, chapitre 4), il est possible de définir un ou plusieurs cubes de données d'intérêt pour les acteurs locaux, chaque catégorie d'acteurs pouvant demander des « vues » spécifiques sur l'entrepôt en fonction de leur domaine d'intérêt et des points de vue qu'ils souhaitent défendre lors de la définition des actions à engager sur le territoire d'action.

III.1 Modélisation des cubes multi-dimensionnels

Un modèle UML est réalisé pour chaque cube de données et discuté avec les acteurs. Le profil SOLAP développé par l'UMR TETIS (Miralles, 2016) dans l'atelier logiciel Objecteering est utilisé pour modéliser l'ensemble des cubes multidimensionnels de l'entrepôt. Ce formalisme s'appuie sur un langage pictogrammique pour annoter une classe *Mesure* contenant les indicateurs d'intérêt pour les acteurs et un ensemble de modèles décrivant les dimensions du cube multidimensionnel.

Le profil SOLAP permet de saisir (ajouter, supprimer et modifier) les pictogrammes représentant le cube, la classe ***Mesure*** et les **dimensions**. Ce qui est appelé « Mesure » dans ce langage « entrepôt » peut se traduire par « indicateur » (au sens large), du point de vue des acteurs car il s'agit des informations qu'ils souhaitent explorer et visualiser à différentes granularités pour éclairer leurs décisions sur la localisation et le contenu des actions à engager.

Le choix des dimensions est arrêté conjointement avec les acteurs locaux, futurs utilisateurs. Le choix en commun est crucial afin que le système d'aide à la décision corresponde bien aux besoins d'analyse des acteurs. Le choix des mesures permet quant à lui de définir ce qu'on veut analyser dans les différents axes d'analyse choisis. Veut-on, par exemple, analyser les IFT (indicateurs de fréquence de traitement) ou également les quantités de molécules appliquées ? Il faut ainsi définir le niveau d'intégration le plus fin et les règles d'agrégation souhaités.

Dans la Figure 121 présentée ci-dessous, le cube est composé de cinq dimensions, dont une dimension spatiale et une dimension temporelle. Un des cubes construits pour le cas d'étude du BAC Coulonge va constituer notre exemple.

Les autres cubes construits pour notre cas d'étude seront présentés en partie 3.

- ***La dimension spatiale*** va de l'îlot du RPG à l'ensemble de la zone via le sous-bassin versant (composant de bassin versant) et autorise tous les regroupements de sous-bassins d'intérêt (zones prioritaire, entité du SDAGE, etc.).
- ***La dimension temporelle*** doit indiquer le niveau de granularité des restitutions et les règles d'agrégation. Pour la dimension temporelle, la granularité choisie est celle de l'année (et toutes les années de suivi par agrégation). Si le niveau le plus fin choisi est l'année, il sera possible de restituer l'information pour l'ensemble des années de suivi mais en revanche cela ne le sera pas pour des périodes intra-annuelles (trimestre, saison).

- Pour la ***dimension culture***, une agrégation par type de culture (pérenne/annuelle) permet de focaliser l'analyse sur les résultats de la grande culture ou de la vigne.
- Pour la ***dimension substance active,*** l'agrégation par type d'action permet de faire analyse pour les herbicides, fongicides, insecticides etc.

Les indicateurs d'intérêt pour le domaine (mesures) sont les indicateurs de pression PREMA (quantité de matière active apportée par Surface Agricole). C'est une notion majeure pour les acteurs impliqués dans notre programme d'action.

Malheureusement, comme de nombreux indicateurs dans le domaine de l'agro-environnement, cet indicateur ne satisfait pas la propriété d'additivité c'est-à-dire que la somme de l'indicateur aux différents niveaux de granularité selon toutes les dimensions donne la même valeur au niveau de la racine.

Cette absence d'additivité a conduit à le remplacer par deux indicateurs ayant la propriété d'additivité recherchée : Prema x Surface (QSA)[37] et Surface. Afin de ne pas altérer le modèle et sa compréhension par les acteurs, l'attribut Prema est transformé en attribut dérivé (/Prema). Le calcul de l'indicateur Prema est alors délégué à l'outil de restitution SOLAP.

Une des difficultés majeures du processus d'agrégation est liée à la propriété d'additivité des indicateurs (Inmon, 1996; Kimball et al, 2002). Lorsqu'un indicateur est additif, c'est-à-dire sommable suivant toutes les dimensions, le calcul des agrégats ne pose aucun problème. La somme, opérateur historique des entrepôts de données, mis en place dans le domaine de la gestion, n'est cependant pas adaptée aux indicateurs environnementaux qui sont de nature complexe voire composite. Ceci constitue un verrou informatique et des avancées devront être faites sur les processus d'agrégation de l'information entre les différentes échelles et niveaux de granularité.

Dans l'attente d'avancées sur ce point, des astuces comme celles utilisées pour l'indicateur Prema sont parfois nécessaires pour permettre les restitutions souhaitées. Une autre solution possible est de réaliser ces agrégations « compliquées » dans l'outil ETL Talend et d'intégrer directement les résultats de l'agrégation au bon niveau de hiérarchie du cube multidimensionnel. L'avantage est alors de pouvoir intégrer des indicateurs agrégés issus de simulations externes.

[37] QSA Quantité de substance active

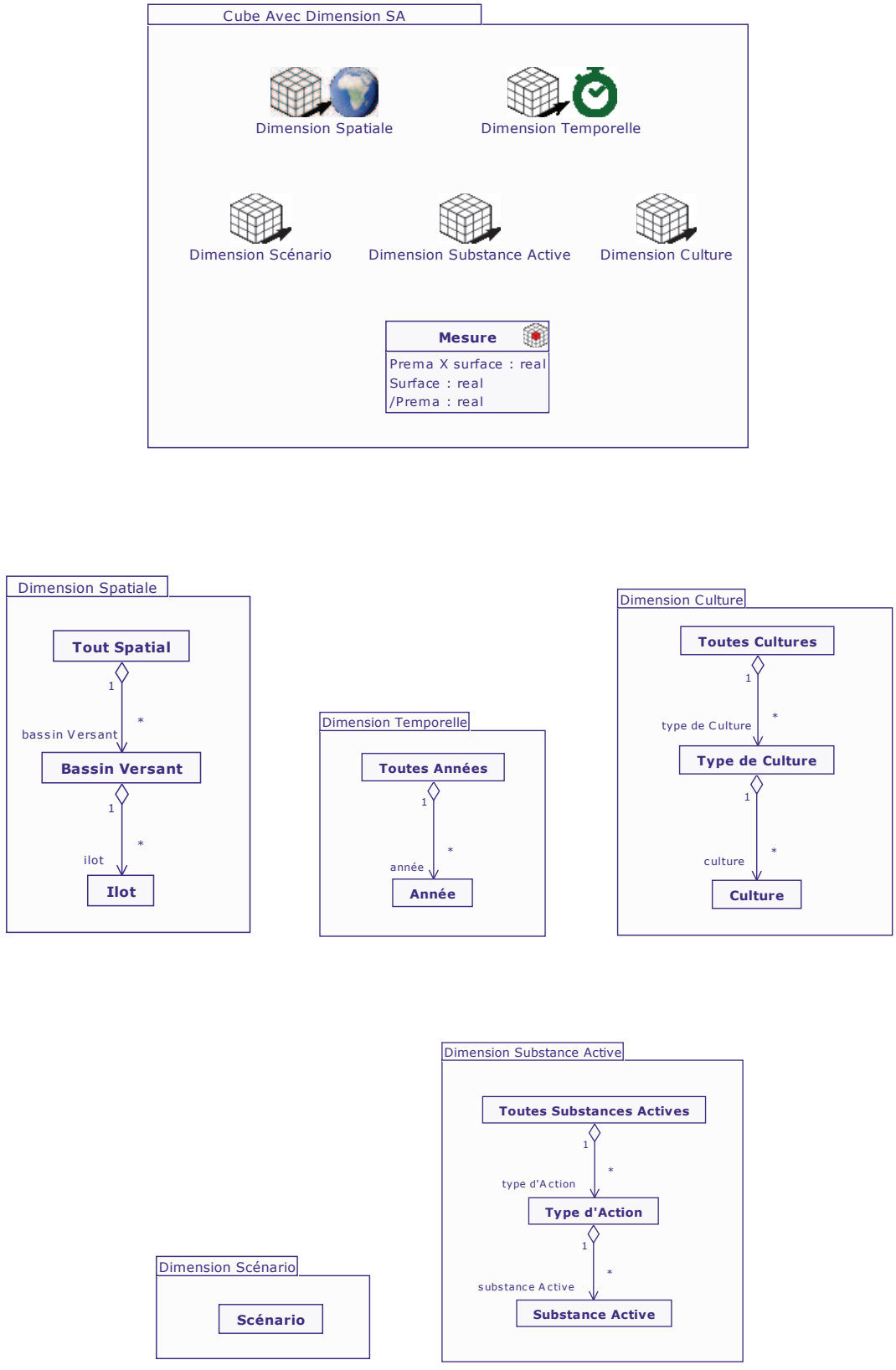


Figure 121 : Exemple de cube multidimensionnel avec les mesures et les dimensions

III.2 Outils utilisés pour restituer l'information décisionnelle

Il existe un ensemble d'outils permettant l'exploration des données au sein des entrepôts. Ils sont classés en quatre grandes familles :

- Les requêteurs permettent de faire des opérations simples : saisie, suppression et mise à jour de données, génération de rapports pré formatés. Ces outils sont destinés essentiellement aux utilisateurs.
- Les outils de type SOLAP permettent d'explorer interactivement les données stockées dans les entrepôts suivant les axes d'analyse préétablis. Ces outils sont adaptés aux restitutions spatiales (sous forme de cartes interactives). Ils sont dédiés à des utilisateurs avancés ou aux décideurs.
- Les tableaux de bord dont le principe est de visualiser « l'essentiel en un coup d'œil ». C'est une typologie d'outil dédiée aux décideurs.
- Les outils de fouille de données permettent de réaliser des analyses plus ou moins complexes afin d'établir des corrélations entre les données d'un entrepôt. Ce sont des outils principalement utilisés par les administrateurs de bases de données.

Les outils SOLAP restituent l'information sous plusieurs formes : tableaux et graphiques permettant une synthèse immédiate des données disponibles et également sous forme de cartes comparant soit différents indicateurs entre eux soit des indicateurs sur des périodes temporelles différentes (années, campagnes agricoles, etc.). L'intérêt de cet outil est sa souplesse et son interactivité, lorsque les données sont intégrées et les axes d'analyse correctement définis. Certains outils permettent aussi une exportation des données au format Excel permettant des analyses plus approfondies avec des outils de fouilles de données. Il est possible de créer plusieurs profils d'utilisateurs qui utiliseront différemment l'interface SOLAP en fonction de leur thématique d'intérêt et de leur participation au suivi et au pilotage du programme d'action. Par exemple, une animatrice de l'action dans une entité SDAGE va s'intéresser à cette entité et plus finement à l'échelle de l'îlot agricole avec des informations détaillées, tandis que l'agence de l'eau sera plutôt intéressée par un tableau de bord d'avancement du projet et une visualisation graphique des indicateurs correspondants.

Dans le cadre de nos travaux, l'outil SOLAP adopté est Map4Decision. Au début du projet SIE Pesticides, c'était le seul outil OLAP restituant l'information spatiale sous forme cartographique. Map4decision est le fruit des recherches en Informatique Décisionnelle de la Chaire de recherche industrielle en bases de données géospatiales décisionnelles du Professeur Yvan Bédard à l'université Laval. L'avantage est qu'il est disponible et opérationnel sur un serveur de l'Irstea. L'inconvénient est qu'il s'agit d'un logiciel propriétaire, donc payant ce qui est un frein pour une utilisation dans le contexte des programmes d'action. Mais à notre connaissance, il n'existe pas encore de logiciel libre

avec les mêmes fonctionnalités. En tout état de cause, les opérations réalisées dans la thèse avec cet outil SOLAP pourraient l'être avec un autre outil de ce type, le principe restant le même.

Comme les autres outils SOLAP, Map4decision est doté de fonctionnalités qui permettent une exploration des indicateurs dans les cubes multidimensionnels. Les deux fonctionnalités les plus utilisées sont le « Drill-down « et le « Roll-up ». Elles permettent de parcourir les différents niveaux de granularité des dimensions. D'autres fonctionnalités sont intéressantes, par exemple la possibilité d'afficher un autre couche d'information spatiale que celle explorée (par exemple, les cours d'eau lorsqu'on s'intéresse aux indicateurs de pression surfacique), et la personnalité de l'interface graphique de restitution pour personnaliser (et mémoriser) des conventions de représentation.

IV PROPOSITION D'UN MODELE DE CONSTRUCTION D'UN SI EN APPUI A LA GOUVERNANCE DES PROGRAMMES D'ACTION (SIGPA)

Proposer un système d'information en appui à la gouvernance des programmes d'action implique de faire face à différentes complexités : i) **complexité des interactions entre les acteurs** impliqués dans les programmes d'action sur le territoire d'étude, ii) **complexité de la chaîne de traitement pour produire les indicateurs** et enfin iii) **complexité sur les restitutions de l'information** pertinente pour les acteurs dont les décideurs. Le modèle SIGPA (Figure 122) intègre toute la complexité de ce processus de construction et reflète un effort de généricité du modèle. Suite à cette montée en abstraction, comme je recherchais une méthode pour comparer de façon plus formelle et approfondie le processus de construction, de gestion et de pilotage des programmes d'action, j'ai constaté en analysant ce modèle générique que les principales méthodes en outils développés par d'autres chercheurs ou organismes pouvaient s'inscrire dedans. Cette instanciation est présentée en partie3, avec l'application de la démarche générale au cas d'étude du BAC Coulonge.

Le modèle SIGPA (Figure 122) reprend et intègre les différentes phases de la démarche présentée dans cette partie du mémoire. En premier lieu, le réseau d'acteurs est au cœur de la définition du système d'information puisque nous nous situons dans une démarche participative. Ce réseau d'acteurs n'est pas fait d'un seul bloc. S'il englobe toutes les parties prenantes autour de la gouvernance du territoire d'action, les partenaires recherche ont un rôle différencié, étant souvent sollicités pour apporter leur expertise.

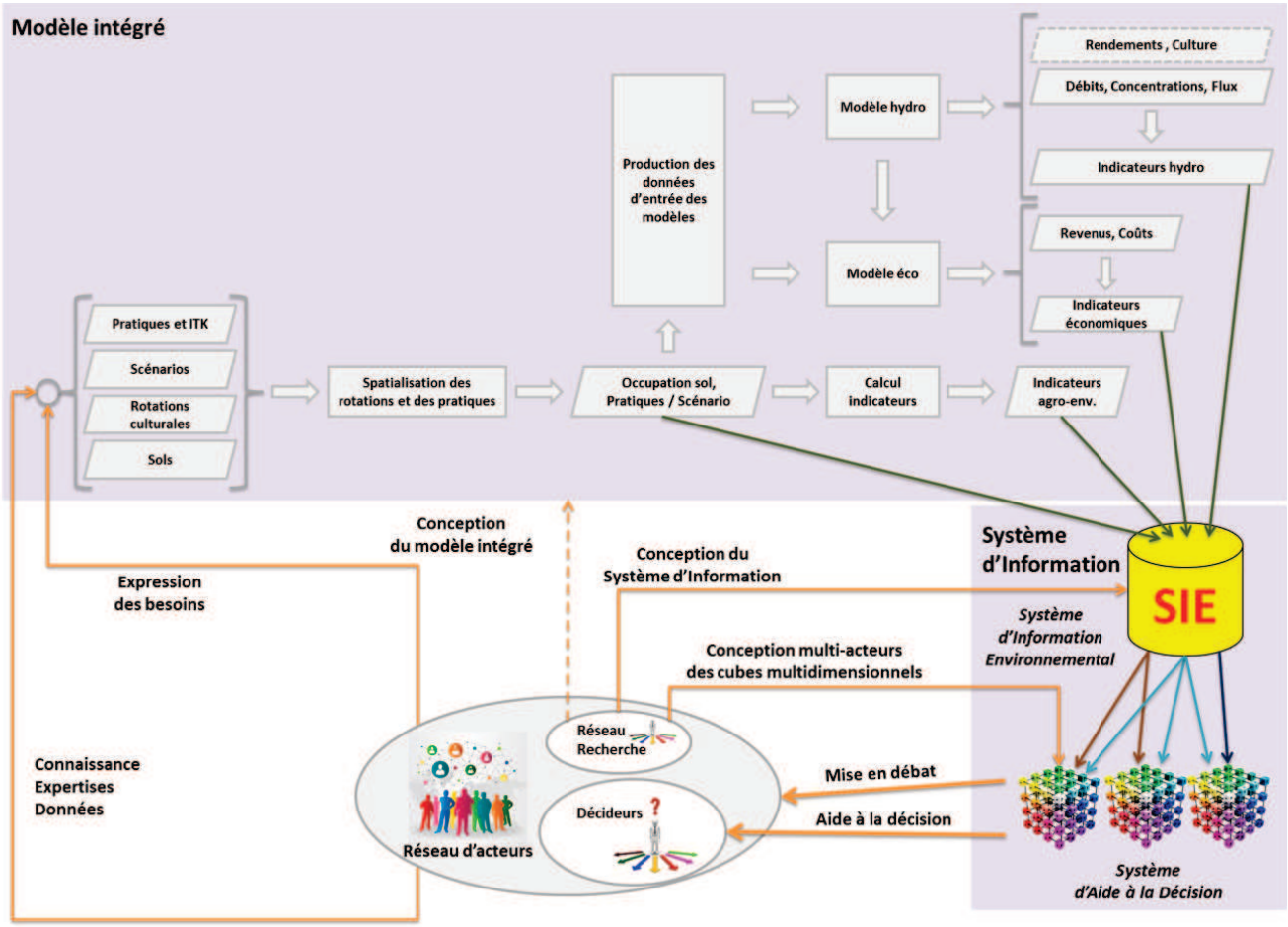


Figure 122 : Modèle de construction d'un SI en appui à la gouvernance des programmes d'action (SIGPA)

Les décideurs constituent également un **sous-ensemble de ce réseau d'acteurs**, l'ensemble des acteurs du réseau étant concerné par la mise en débat des restitutions demandées et obtenues collectivement. **L'expression des besoins** est une phase importante et cruciale dans l'analyse et la proposition du système d'information. Les acteurs apportent leur connaissance, leur expertise mais, également, ils produisent ou mobilisent de l'information dans leur participation au programme d'action.

Le système présenté se veut **multi-échelles** car l**a structure du modèle SIE et du modèle de l'entrepôt le permettent.** L'expression des besoins des acteurs, la taille du territoire d'action, l'historique de ce territoire, permettront de mobiliser autant que de besoin des outils adaptés pour qualifier les activités agricoles et les systèmes présents sur le territoire d'action, également pour construire des scénarios d'évolution à partir d'un diagnostic partagé.

Sur un territoire agricole à enjeu eau, les mêmes informations vont être mobilisées, avec plus ou moins de détail, sur les sols, l'occupation du sol, les pratiques, les éléments de pression sur la ressource et sur l'état de la ressource. Dans tous les cas, des indicateurs agro-environnementaux seront calculés et

présentés. Pour certains territoires d'action, il sera fait appel à de la modélisation, en fonction des équipes de recherche ou des bureaux d'étude présents autour de l'action mais aussi des outils disponibles localement. En effet, à l'échelle régionale ou locale, les enjeux sont bien d'identifier des pistes de développement soutenable des activités agricoles, tout en assurant la pérennisation (au moins) ou le développement de l'activité économique et des emplois. La difficulté est de disposer de modèles hydrologique et économique qui ne fonctionnent pas à la même maille temporelle ou spatiale, ou qui ne font appel aux mêmes jeux de données. Une démarche de modélisation intégrée, dans l'idéal, permet de pallier à ces effets, lorsqu'elle peut être mise en œuvre.

Dans un contexte opérationnel et dans le cycle des programmes d'action qui se succèdent sur le territoire, il est évident que **l'entrepôt de données devra évoluer et s'adapter aux nouveaux acteurs et à la dynamique du territoire d'action dans le temps**. Il s'agit de mettre en œuvre **un processus dynamique en boucle, par approche itérative**. A la suite de l'évaluation des premiers programmes d'actions, de nouvelles programmations peuvent être élaborées s'appuyant sur l'expérience acquise mais aussi sur l'évolution des connaissances, des normes et des attentes sociales. Les acteurs doivent être associés pour pouvoir espérer qu'ils participent à ce processus.

Pour répondre au besoin de capitalisation, l'architecture proposée se compose de : i) **une base de données pour stocker l'information** et ii) **un entrepôt de données qui intègre une partie de l'information primaire pour générer les indicateurs souhaités.** Il est possible ainsi de modifier les cubes multidimensionnels sans remettre en cause l'ensemble du système. Le module « acteurs » permet de tenir à jour la production et la mobilisation de l'information par le réseau, intégrant ainsi dans le système d'information une préoccupation généralement géré à part et de manière éparse dans différents services.

Résumé du chapitre 8

Un système d'information multi-échelle (SIM) couplé à un entrepôt de données spatial, tel que proposé, apporterait une contribution significative à la gouvernance des programmes d'action environnementaux à enjeu eau pesticides. Le SI organise l'ensemble de l'information mobilisée en permettant son stockage et sa capitalisation sur un territoire d'action, tandis que l'entrepôt se charge de la partie information décisionnelle (SID) qui va nourrir les débats des acteurs et apporter des éléments quantifiés au processus de décision sur les actions à engager, leur localisation, l'affectation des budgets disponibles, le coût pour les agriculteurs. La démarche suivie pour construire le SI est formalisée dans le ***modèle de processus SIGPA****, modèle générique qui peut s'adapter à différents contextes de programmes d'action et d'outils mobilisés.*

Partie 3 – Le réseau d'acteurs autour du BAC Coulonge : analyse des besoins et proposition d'un SI collaboratif en appui à la gouvernance du territoire d'action

Dans la partie précédente, les démarches et méthodes proposées pour l'analyse et la mise en œuvre d'un système d'information multi-échelle en appui à la gouvernance des territoires d'action agro-environnementaux ont été présentées. La **partie 3 traite de l'application de ces démarches et méthodes au cas d'étude du programme d'action** du bassin d'alimentation (BAC) des captages de Coulonge et de St Hippolyte, dans le bassin de la Charente. J'y décris les différentes étapes de modélisation du système d'information que je propose dans ma thèse et je les applique à ce territoire d'action.

En premier lieu, **le chapitre 9 présente l'analyse du réseau d'acteurs,** les différentes modélisations qui en ont été faites et les enseignements que l'on peut en tirer. Le modèle « acteur », créé suite à cette analyse, modélise la production et l'utilisation des principaux indicateurs utilisés en appui du programme et illustre les besoins en restitution de l'information des acteurs locaux.

Puis, **le chapitre 10 est dédié à la qualification des systèmes et des pratiques agricoles sur le territoire d'étude** ; une typologie des sols et des rotations culturales associées à ces types de sol selon les systèmes agricoles permet de « modéliser » l'occupation du sol et les pratiques agricoles. Des scénarios d'évolution de ces systèmes et ces pratiques sont construits avec les acteurs locaux et leur impact environnemental et économique est évalué par une méthode de modélisation intégrée (Vernier et al, ESPR, 2017).

Enfin, **le chapitre 11 présente et analyse le système d'information générique et participatif proposé à partir de ce cas d'étude** du BAC Coulonge (Vernier et al, RIG 2017). Les cubes multidimensionnels créés pour répondre aux demandes de restitution des acteurs sont détaillés et plusieurs exemples de restitutions à partir des données du BAC Coulonge sont présentés. La généricité du système d'information proposé est discutée, ainsi que ses possibilités d'évolution vers un observatoire agro-environnemental.

Chapitre 9. Analyse du réseau d'acteurs autour du programme d'action du BAC Coulonge

Ce chapitre analyse le réseau d'acteurs constitué autour du programme et la modélisation de l'information produite ou mobilisée dans ce contexte. Je présente tout d'abord les résultats de l'enquête réalisée auprès d'une sélection d'acteurs institutionnels impliqués dans le programme d'action, la structure générale du réseau et les positions des acteurs. Je décris la modélisation UML qui a été réalisée, celle du réseau d'acteur et des liens entre acteurs et information/indicateurs produits, ainsi que les résultats de l'analyse structurale du réseau. Je termine le chapitre en présentant ma perception des acteurs locaux en termes d'informatique décisionnelle, à traduire en besoins d'information pour une aide au processus participatif autour du programme d'action.

I ENSEIGNEMENTS DE L'ENQUETE AUTOUR DU RESEAU D'ACTEURS ET DE L'ANALYSE INSTITUTIONNELLE

I.1 Le réseau autour du programme d'action du BAC Coulonge ; un réseau d'acteurs institutionnels

Comme cela a été présenté en partie 2, l'analyse institutionnelle est une méthode qui permet d'identifier les liens fonctionnels et d'influence entre institutions et ainsi d'explorer la gouvernance réalisée via des partenariats, des réseaux, des courants de pensée, etc. (McFadden and al, 2010, Biermann, 2009). Le réseau autour du programme d'action du BAC Coulonge est essentiellement un réseau institutionnel. La gouvernance du programme est organisée en différents comités et groupes de travail, en sus d'assemblées générales où sont invités des représentants des activités productives et environnementales au sens large, au plan régional et départemental.

Les agriculteurs ne sont pas directement partie prenante du réseau ; ils y sont présents parce qu'ils sont également élus locaux, représentants syndicaux, etc. Ce point a été souligné par Mathieu et Rémy (2013) qui ont travaillé sur la participation des agriculteurs dans le contexte des actions de protection

de captage. Ces auteurs ont constaté une certaine frilosité des agriculteurs « de terrain » à s'engager dans des groupes de réflexion, sans savoir ce qu'il adviendrait des résultats produits, en termes de diffusion et d'application.

L'implication de l'ensemble des acteurs concernés par la protection de la ressource en eau au sein d'un comité de pilotage est un facteur favorable à la coopération. Elle permet également une meilleure adaptation des actions et des outils mobilisés au territoire, sur la base des connaissances dont disposent les acteurs (Amblard et Reynal, 2015). Selon les territoires d'action, la composition des groupes d'acteurs impliqués peut varier mais certains se retrouvent régulièrement sollicités et présents. Une première délimitation du réseau d'acteurs autour du programme d'action du BAC Coulonge a ainsi été réalisée en partant de l'analyse des groupes institutionnels constitués autour des actions environnementales (ceux qui participent aux groupes de travail, comités de pilotage, etc.) et de la communication produite par les institutions régionales ou locales sur ces actions, via leur site web ou par diffusion d'écrits.

J'ai pu assister aux réunions de certains de ces groupes institutionnels. Ainsi, dans le cadre de mes travaux sur le bassin de la Charente, j'ai participé au comité de pilotage du GRAP (groupe régional d'action contre les pesticides) ainsi qu'à celui du PGE (plan de gestion des étiages). Pour le suivi du programme d'action du BAC Coulonge, j'ai assisté à certaines séances du comité de pilotage et du comité technique agricole animés par l'EPTB. J'ai eu également accès au site web de l'EPTB permettant de télécharger les documents proposés par la structure d'animation en appui aux réflexions (accès restreint). L'analyse des documents des participants aux différents réunions et comités, des communications autour du programme d'action, sites web, etc. (cf. liste des principaux documents en annexe IV), a permis de déterminer un premier groupe d'acteurs institutionnels à enquêter, impliqués dans les programmes de reconquête de la qualité de l'eau dans la région. Ces acteurs ont des domaines de compétence liés soit à une échelle administrative (État, département, région…) soit aux enjeux environnementaux (eau) ou aux productions agricoles (bassin versant, bassin viticole, etc.).

Les principaux acteurs concernés sont précisés dans le Tableau 7 en fonction de leur échelle spatiale d'intervention. Le territoire d'action du BAC Coulonge est délimité sur des bases hydrologiques (zone d'influence des captages) mais aussi administratives (limites des communes, compétence territoriale des syndicats d'eau…). Mais les enjeux de reconquête de la qualité de l'eau des captages renvoient aux dimensions du territoire, dimensions liées : i) aux productions agricoles, ii) aux réseaux d'échanges techniques iii) aux filières amont et aval, iv) aux interventions administratives avec les services de l'état ou de la région, v) et enfin aux producteurs de données ou d'études environnementales (instituts, associations…). Le réseau des acteurs connecté par cette problématique de reconquête de la qualité de l'eau dépasse largement les limites hydrologiques du BAC Coulonge.

La surface conséquente du bassin d'alimentation multiplie les échelles d'analyse et rend particulièrement complexe le processus participatif autour du programme d'action.

Tableau 7 : Principaux acteurs selon les échelles spatiales

Echelles spatiales	*Acteurs institutionnels*
Entités Administratives	
Nationale	Etablissements publics de l'Etat (BRGM, Irstea, Ifremer.)
Région Poitou-Charentes (avant sa fusion avec la région Nouvelle Aquitaine)	DRAAF
	DREAL
	GRAP Poitou Charentes
	Cellule régionale Re-Sources (conseil régional)
	ARS Poitou Charentes
	Fredon Poitou Charentes
	Fédération régionale de l'agrobiologie (FRAB)
	Chambre d'agriculture régionale
Département de la Charente	Chambre d'agriculture départementale
	DDT(M)
	Mission interservices de l'eau (MISE)°
	Délégation territoriale ARS
	Conseil général
Département de la Charente-Maritime	Chambre d'agriculture
	Syndicat des eaux 17
	Délégation territoriale ARS
	Mission interservices de l'eau (MISE°)
	Conseil général
Communes	Elus
Entités spatiales liée à la ressource en eau	
Bassin versant Adour-Garonne	Agence de l'eau Adour-Garonne
Bassin versant de la Charente	EPTB-Charente

Echelles spatiales	*Acteurs institutionnels*
Bassin versant du Né	SIAH du Né
Territoire du BAC Coulonge St Hippolyte	EPTB Charente Syndicat des eaux 17 CDA La Rochelle Bureau d'études In Vivo BRGM (contour hydrogéo) Irstea Syndicats des eaux présents sur le territoire
Bassin d'alimentation de captage	Syndicat des eaux
Echelle spatiale liée à la production agricole ou une autre activité économique	
Bassin viticole	Bureau Interprofessionnel du Cognac Conseillers viticoles des chambres
Aire d'influence spécifique	Coopératives agricoles Conseillers agricoles des chambres d'agriculture Négoce/distributeurs PPP

Barataud et al (2014) soulignent, d'une part, le rôle clé du porteur de la démarche et de l'animateur et, d'autre part, leurs difficultés, notamment dans les grandes aires d'alimentation de captage. Dans le cas du BAC de Coulonge/St Hippolyte, l'animatrice du programme d'action (EPTB) s'appuie sur cette institution mais également sur un relais local au niveau du syndicat du bassin du Né (SIAH) : le bassin versant du Né est partie intégrante du territoire mais bénéficie aussi d'un programme d'action spécifique. L'animation s'est déroulée ainsi aux deux échelles spatiales, le bassin d'alimentation dans sa globalité et sa sous-partie (Né), identifiée comme une zone prioritaire d'action. Chacune des échelles a pu disposer d'une animatrice, travaillant en collaboration, avec une informelle répartition des rôles.

Au-delà de leur échelle spatiale d'intervention, les acteurs peuvent être classés selon leur relation à la gestion de la ressource en eau (Figure 123). Ainsi, le groupe « État » regroupe l'ensemble des services possédant un pouvoir réglementaire et un pouvoir de police pour l'élaboration et l'application des lois et règlements. Ces services agissent dans des limites administratives définies. D'autres institutions (Agence de l'eau, EPTB...) ont une vision plus globale de la ressource en eau et posent les problématiques à d'autres échelles qu'administratives. Les pourvoyeurs de données scientifiques regroupent les instituts nationaux comme le BRGM, l'Ifremer, l'Inra ou l'Irstea mais aussi des

associations (pêcheurs et pêcheurs à pied, LPO, Fredon, associations environnementales…). La catégorie des « aménageurs-financeurs » est constituée des conseils régionaux et généraux, des communes (qui ont aussi un certain pouvoir de police) et des établissements publics (EPCI/CA, Syndicat des eaux). On y retrouve l'agence de l'eau. Enfin, un dernier groupe réunit les usagers économiques du territoire (Chambres d'agriculture, Coopératives, fédération d'industries, agents de tourisme et d'activités de loisirs.

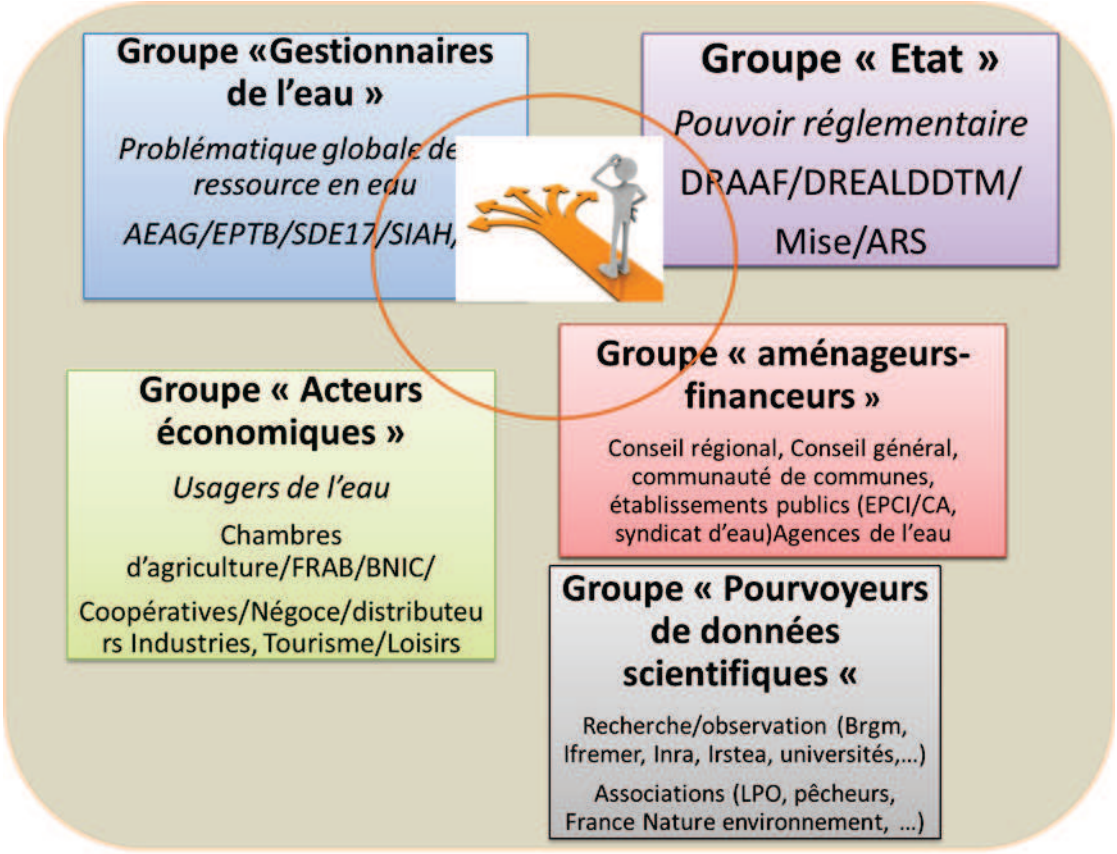


Figure 123 : Principaux acteurs en fonction de leur relation à la ressource en eau

Les interviews (une dizaine d'institutions enquêtées) ont été réalisées avec des acteurs clés identifiés préalablement par l'analyse institutionnelle ou ajoutés en cours d'enquête, car reconnus comme acteurs clés par les premiers acteurs enquêtés.

Le questionnaire d'enquête[38] (cf. partie 2, chapitre 6, section I pour le choix des questions) aborde en premier lieu leur implication dans les programmes d'action et leur vision du réseau d'acteurs, mais aussi et surtout leur perception des besoins en information, qu'elle concerne la quantité ou la qualité de la ressource en eau, l'usage du territoire ou les données spatiales nécessaires au partage d'une vision

[38] Le questionnaire est présenté annexe I ainsi que la liste des institutions enquêtées.

commune du territoire d'action. Je présente dans les sections suivantes une synthèse de réponses apportées par les acteurs aux différents points soulevés dans l'enquête.

I.2 L'implication des acteurs dans les programmes d'action pour la préservation de la qualité de l'eau

Les entretiens ont été conçus pour identifier les acteurs perçus comme étant les acteurs-clés par les autres acteurs du réseau et qui ne figuraient pas dans la liste initiale. Les acteurs suivants sont les plus fréquemment cités par l'ensemble des acteurs : syndicats d'eau, agence de l'eau, chambres d'agriculture, coopératives agricoles, négoce, fédération de l'agriculture biologique, administrations (DDT, DREAL), conseil régional, conseils généraux, cellule ReSources (une spécificité de la région Poitou-Charentes). Cette liste fait consensus, bien que l'ordre de citation ne soit pas le même en fonction des acteurs enquêtés (mais un classement formel n'était pas demandé).

Les acteurs enquêtés sont impliqués dans le programme d'action du BAC Coulonge mais aussi, pour la plupart d'entre eux, dans d'autres programmes d'action de même nature mais sur d'autres territoires d'action de la région. Ils soulignent les nombreuses réunions qu'implique le processus de concertation au cours des phases de diagnostic, de définition du programme d'action et, dans une moindre mesure, de suivi du programme, une fois celui-ci lancé. **Ceci pose des problèmes aux petites structures institutionnelles (associations, représentants de l'agriculture bio, etc.)** qui n'ont pas des moyens humains proportionnés au nombre de réunions à honorer. Une problématique voisine émerge pour les services de l'État, très sollicités dans les différentes actions environnementales et qui ont vécu ces dernières années de nombreuses réorganisations/fusions des services, avec comme conséquences un manque de moyens humains pour suivre les dossiers.

Les acteurs agricoles sont toujours pressentis pour participer aux différentes instances de la gouvernance du programme, mais ils regrettent que leur représentation soit surtout technique : ils pointent un manque de représentation des élus agricoles, qu'ils perçoivent comme plus en capacité de peser sur le processus de décision.

Les associations de protection de l'environnement sont peu présentes, sachant qu'elles ont des problèmes de ressources pour pouvoir « suivre » en parallèle de nombreuses actions locales, dans lesquelles les réunions se multiplient au gré des différents comités ou groupes de travail techniques.

Les opérateurs agricoles et notamment les coopératives agricoles ressortent comme un acteur clé pour porter les actions engagées sur le terrain et faire « levier » sur les agriculteurs. Leur compétence de « prescripteur » est recherchée. En fonction de l'engagement dans le programme d'action, les coopératives sont susceptibles de multiplier l'efficacité des actions engagées ou au contraire de beaucoup freiner leur diffusion sur le terrain. Actuellement, les agences de l'eau et les animateurs des programmes d'action ont tendance à vouloir diversifier le partenariat agricole,

historiquement tenu par les chambres en associant plus étroitement au comité de pilotage et divers comités techniques les coopératives et fédérations de l'agriculture biologique. Les représentants de l'agriculture biologique se sont fait reconnaître comme des partenaires incontournables de ces programmes d'action, et parfois au-delà de leurs capacités d'intervention. Ils sont systématiquement sollicités et ont parfois du mal à suivre les différents programmes menés en parallèle sur leur zone d'influence.

Les acteurs cités lors des interviews comme les plus influents sur le processus de décision sont les suivants :

i/ **l'Agence de l'eau,** motrice pour la politique de ces programmes qui entrent dans ses missions de reconquête de la qualité de la ressource. Elle en est d'ailleurs le principal financeur. L'agence est engagée dans la démarche Re-Sources à l'échelle régionale et favorise l'approche territoriale et les contrats territoriaux pour cibler et programmer ses interventions.

ii/ **la région Poitou Charentes.** Même si elle ne finance qu'à hauteur de 5 à 15 % les programmes, elle est capable de bloquer des projets dans la mesure où elle est devenue l'autorité de gestion pour les fonds FEADER (Fonds Européen Agricole pour le Développement Rural) pour la programmation 2014-2020. Les MAEC (nouvelles mesures agro-environnementales) sont financées à 75 % par l'Europe dans le cadre du FEADER (via les régions) et à 25 % par les financeurs nationaux (Agence de l'eau, Conseils généraux, Conseils régionaux, État). Le transfert d'autorité de l'Etat à la région a introduit une dimension plus politique dans la gestion,

iii/ **le syndicat d'eau porteur du projet**. Il coordonne l'ensemble de l'action et « peut devenir très bloquant s'il ne joue pas le jeu » (gestionnaire de l'eau).

Le poids des **élus locaux** est aussi fréquemment cité : selon plusieurs acteurs enquêtés, *« un élu motivé pour le changement permet de faire bouger les choses ».*

Ce constat est corroboré par d'autres études qui soulignent l'importance de la dimension locale et territoriale dans l'efficacité des politiques territoriales de l'eau (Girard S, 2012, Ghiotti, 2006), mais aussi le poids des élus, des maîtres d'ouvrage et la situation délicate des chambres d'agriculture, fortement impliquées mais avec le risque de se retrouver « juge et partie » (Brun et Frey, 2011).

Les acteurs interrogés ont également souligné qu'**il était difficile d'analyser les liens entre institutions sans prendre en compte la qualité des relations professionnelles entre leurs représentants**, qui peuvent varier d'un département à l'autre. Si le réseau se constitue entre institutions autour de rapports très formels, des échanges plus informels existent en parallèle et permettent dans certains cas *« de dépasser des points de blocage » (acteur administratif),* en raison des

relations de partenariat et de confiance entre représentants de différentes institutions, habitués à travailler ensemble à l'échelle locale. Des collaborations existent ainsi entre les représentants des « deux agricultures », conventionnelle et biologique, souvent à la faveur de rapports de confiance interpersonnels. Mais il n'en demeure pas moins qu'il existe entre les deux agricultures une compétition sous-jacente et des conflits d'intérêts.

I.3 Quelle vision ont les acteurs de la qualité de la ressource sur le territoire d'action ?

Un programme d'action de reconquête de la qualité de l'eau doit pouvoir s'appuyer sur un **diagnostic partagé** par les acteurs de l'état actuel de la ressource et des pressions qui s'exercent sur cette ressource, de leur impact sur sa disponibilité et sa qualité. Ce point a été abordé dans les entretiens.

Concernant la qualité de l'eau, l**a plupart des acteurs désignent en premier lieu l'enjeu azote (nitrates) puis l'enjeu « pesticides ».** De fait, la problématique de l'azote est fortement présente sur la zone en raison des impacts sur i) la production en eau potable qui alimente une partie importante du département de la Charente-Maritime, ii) l'eutrophisation et iii) notamment l'activité ostréicole[39] dans la zone côtière (détaillé en partie 1). Cependant le sentiment général est que si l'enjeu nitrates est mis actuellement en avant, **l'enjeu « pesticides » peut être assimilé à *une « bombe à retardement »*.** Le problème est identifié mais il n'a pas encore été cerné dans toutes ses implications. Il va monter en intensité dans les années qui viennent. Il y a un élargissement de la gamme des produits recherchés : selon un des acteurs agricoles enquêtés, « *quand on cherche, on trouve car auparavant on était sur une liste de matières actives très réduite* ».

Un autre enjeu souvent évoqué est le problème de la régulation des débits des cours d'eau surtout en période d'étiage. Le territoire d'action n'apparaît pas comme problématique sur ce plan quantitatif car d'autres zones au nord du bassin de la Charente le sont beaucoup plus. On aborde ici la relativité de l'importance des enjeux en fonction du contexte local. Selon un acteur, « *cela paraîtrait un problème important pour un observateur extérieur au contexte* ».

L'Agence de l'eau met en avant en enjeu principal **l'hydromorphologie des cours d'eau,** le problème des recalibrages effectués dans le passé et leurs **conséquences sur les débits et la protection des habitats des espèces aquatiques.** Pour l'Agence, les pesticides constituent cependant un enjeu très important : le « *thermomètre* » actuel est constitué par les mesures réalisées dans les cours d'eau. Toutefois, le constat est que les évaluations de la qualité par référence aux normes ne paraissent pas toujours adaptées, notamment au regard de l'enjeu « eau potable ».

[39] Les impacts potentiels ont été détaillés en partie 1

Il était demandé aux acteurs de citer les institutions qui leur permettaient d'évaluer l'évolution de la qualité de l'eau sur leur territoire. Trois sources principales émergent : i) l'ORE observatoire régional de l'environnement (qui reprend un certain nombre de sources d'information extérieures), ii/ le réseau national FNAB eau et bio et iii/ les analyses des syndicats d'eau. Mais de ces trois sources, c'est « le syndicat d'eau » qui est le plus cité. C'est pourtant, vu de l'extérieur, la source d'information la plus difficile à atteindre. En effet, il n'existe pas de canal officiel (bulletin) de diffusion de l'information acquise par les syndicats d'eau sur la qualité de la Charente et de ses affluents. Des mesures de qualité ponctuelles sont disponibles en ligne, par exemple sur la base des agences de l'eau, qui dispose d'une interface web. Mais chacun reconnaît que ces données sont difficiles à récupérer. Il existe quelques synthèses faites par l'ORE. Mais il n'y a ni coordination ni regroupement de toutes les données existantes qui leur permettraient d'être accessibles simplement.

Une amélioration significative consisterait à regrouper l'information issue des analyses faites par les syndicats d'eau. Ce pourrait être le rôle de la cellule régionale Re-Sources. Mais leurs agents sont peu nombreux et il s'agit d'un travail important de collecte et d'analyse des données du monitoring. La cellule Re-Sources assure un travail de coordination des animateurs mais le temps lui manque pour faire des synthèses. Un autre élément empêchant une gestion des données plus dynamiques et la production des synthèses est la sensibilité des données, avec la crainte du comment ces données vont être utilisées par la suite. Il y a aussi en particulier la crainte de l'interprétation faite par les médias.

Chaque acteur se concocte donc sa propre perception sur la qualité du milieu, en fonction des informations qu'il a pu se procurer de façon plus ou moins informelle. Le bassin de la Charente est un territoire à cheval entre l'agence de l'eau Loire Bretagne (Nord du bassin, deux sèvres) et celle d'Adour Garonne ce qui est une difficulté supplémentaire pour une synthèse des données disponibles sur l'eau. En résumé, **les données existent, mais elles sont réparties entre plusieurs acteurs et il manque une prise de responsabilité institutionnelle pour réaliser et diffuser des analyses et des synthèses aux échelles d'intérêt pour les acteurs locaux.**

I.4 L'information utile à mobiliser dans le programme d'action

Les enquêtes auprès des différentes catégories d'acteurs institutionnels dessinent une vision finalement assez partagée de l'information utile à mobiliser dans le cadre d'un programme d'action comme celui du BAC Coulonge. Cette vision partagée apparait dans les cartes CMAP effectuées suite à chaque entretien. Néanmoins, j'ai pu constater que les acteurs ont tendance à mettre en exergue l'utilité des données qu'ils ne maîtrisent pas eux-mêmes, sans doute parce qu'ils en perçoivent plus directement le manque : ce sont les données agricoles pour les gestionnaires de l'eau et les données sur la qualité de l'eau pour les acteurs agricoles.

I.4.1 *Les informations clé pour le programme d'action*

Les données « utiles » au programme d'action les plus souvent citées sont les données climatiques et celle sur les bilans de qualité de l'eau. Les données et les bilans sur les aspects quantitatifs (débits dans les rivières, réservoirs…) sont moins cités malgré leur caractère stratégique. Ceci est peut-être en lien avec l'existence d'un PGE (plan de gestion des étiages) sur le bassin de la Charente, d'une communication dédiée de la part de l'institut du fleuve Charente (bilans publiés en ligne) et d'un comité de suivi. Ainsi, il existe un « Tableau de Bord de la Ressource en Eau » (TBRE) regroupant les indicateurs de suivi de l'étiage à l'échelle du bassin versant de la Charente[40]. Il donne des informations journalières sur plusieurs points de suivi répartis sur le bassin : stations de mesures hydrométriques et piézométriques, stations météo, etc.

Les détenteurs de données sur l'eau sont aussi confrontés à la sensibilité de cette information pour le grand public et les professionnels. Ils ressentent les **difficultés de communiquer sereinement sur la question :** ***« L'information vis-à-vis du grand public, c'est très difficile ; souvent ils cherchent le buzz »*** (acteur agricole). Un exemple souvent cité est l'article du journal Sud-Ouest annonçant que la Charente était le fleuve le plus pollué d'Europe[41]. Un secteur était représenté en rouge foncé sur une carte produite par l'Europe concernant l'AMPA[42], une molécule issue de la dégradation du glyphosate. L'agriculture s'est sentie montrée du doigt alors que le phénomène peut également être relié aux effluents de laiterie. En effet, certains produits utilisés lors du lessivage des installations se dégradent en AMPA.

Concernant la qualité de l'eau et plus particulièrement les pesticides, il n'existe pas de bilans facilement accessibles sur le territoire d'étude. Les acteurs citent des synthèses téléchargeables sur des sites nationaux[43], dédiés aux pesticides et au programme Ecophyto. La note de suivi du plan Ecophyto[44] est produite annuellement mais de manière très globale et s'appuie sur les données de l'année précédente (en 2017, note de suivi 2016 sur les données 2015). L'existence de fiches par bassin versant et par molécule, également citée, semble d'une périodicité beaucoup plus longue (le dernier bilan disponible trouvé en ligne remonte à 2005).

L'information "sols" est citée comme utile au programme d'action mais ne posant pas problème particulier, dans les interviews. Pourtant, les données existantes sont souvent disponibles à une échelle de l'ordre du 1/250000eme alors que l'on veut les utiliser à une échelle plus fine, ce qui nécessiterait d'affiner les contours y compris avec de nouvelles mesures de terrain. Selon la chambre

---

[40] http://www.fleuve-charente.net/les-donnees-sur-leau/suivi-de-letiage
[41] Les articles en cause sont en annexe VI
[42] L'AMPA, acide aminométhylphosphonique, est un produit de dégradation du glyphosate
[43] http://agriculture.gouv.fr/lutilisation-des-pesticides-en-france-etat-des-lieux-et-perspectives-de-reduction
[44] http://agriculture.gouv.fr/infographie-le-plan-ecophyto-en-chiffres

régionale d'agriculture qui gère la base Donesol, "e*n principe les mises à jour ou information sols remontent à la chambre régionale quand cela est fait en interne mais ce n'est pas exhaustif." (Acteur, chambre).* La chambre régionale est impliquée dans le réseau RMT sols et territoires et travaille notamment sur la mise à disposition de données sur les sols. Elle est convaincue de l'intérêt de cette information « sols » et c'est aussi le cas de l'institution qui anime le programme. J'ai moins perçu cet intérêt dans le reste du réseau.

L'information sur les pratiques agricoles est considérée comme une information clé mais très difficile à obtenir. **Le regret général est de constater sur le peu de mobilisation des données économiques et sociales.** Nous développons ces constats dans les paragraphes suivants.

I.4.2 *Le constat d'un déficit de connaissance sur les systèmes de culture et les pratiques agricoles*

Le constat d'un déficit de connaissance sur les systèmes de culture et les pratiques agricoles ressort de nombreux entretiens. Toutefois, certains acteurs (non agricoles) soulignent la difficulté d'accès aux données tandis que les acteurs agricoles, détenteurs de ces données, soulignent plutôt les difficultés de synthèse et l'utilisation inappropriée qui pourrait en être faite.

C'est notamment le **manque de données disponibles à l'échelle régionale sur les pratiques phytosanitaires** qui est souligné. La DRAAF a accès par convention aux bases de données des ventes et en fait des extractions pour calculer le NODU (NOmbre de Doses Unités) et le QSA (quantités de substances actives vendues). Ces indices sont fiables au niveau national mais sont simplement satisfaisants au niveau régional[45] (le code postal de l'établissement secondaire devient celui de l'acheteur final mais la DRAAF n'a pas encore accès à cette donnée). Les données détenues par les professionnels de la distribution sont difficilement accessibles : *« L'UIPP (industrie phytosanitaire) ne donne rien bien qu'ils disent toujours oui. » (Acteur, administration).*

Les difficultés d'accès aux données statistiques « fines », y compris pour la DRAAF combinées au transfert de la gestion de certaines données (ASP) font que l'exploitation des données détenues dans les différents services et l**a production de bilans au niveau régional sont de plus en plus compliquées pour les services de l'État, surtout dans le contexte actuel de réduction des effectifs** : *« Les forces en présence s'amenuisent donc ça n'ira pas en s'améliorant… » (Acteur, administration).*

Ce déficit de connaissances sur les pratiques agricoles en général et les pratiques phytosanitaires en particulier impacte directement la possibilité pour le réseau d'acteurs autour du programme d'action de

[45] Cf. notes de suivi régional du programme Ecophyto

partager un diagnostic sur « l'état actuel » des pratiques sur le territoire, diagnostic qui constitue un fort enjeu politique : quel est notre point de départ ? Quels efforts va-t-il falloir accomplir ?

L'utilisation des bases de données départementales détenues par les chambres d'agriculture serait techniquement possible, quoique compliquée car les structures des données ne sont pas identiques, mais les freins sont plutôt politiques. **Les détenteurs de ces données souhaiteraient avoir un regard sur leur analyse**. Ils sont demandeurs de traitement *« pluriannuel plutôt que des photographies parfois trompeuses » (Acteur, chambre)*. Les représentants des agriculteurs craignent que le transfert de données trop précises sur les pratiques agricoles soit par la suite utilisé pour maximiser les contraintes qui leur seront appliquées, y compris réglementairement. Par exemple, dans le cadre des programmes d'action « Grenelle », ils ont peur que des dispositions obligatoires finissent par s'imposer. Ils citent en exemple une enquête SCEES dont les données ont ensuite été utilisées pour calculer les IFT alors que ce n'était pas annoncé au départ.

Les chambres d'agriculture ont participé au groupe technique de création du logiciel « Mesparcelles » qui concerne essentiellement les données sur la fertilisation (NPK). Mais la base de données « Mesparcelles » est encore récente et l'objectif de pouvoir en extraire des références localisées ou des itinéraires moyens est loin d'être atteint.

Pourtant, l'idée de pouvoir observer les systèmes agricoles et les pratiques sur la durée est soutenue par la chambre régionale. **Les freins à la création d'une telle base de données sont notamment le partage des données de terrain et les problèmes de confidentialité.** Dans cette même perspective de protection des données personnelles des exploitations, l'approche par type de sol, malgré ses avantages pour qualifier les systèmes et les pratiques à l'échelle d'un large territoire, conduit dans certains cas à une absence de données suffisantes en quantité pour préserver l'anonymat et la confidentialité des données (quelques exploitations d'un système donné sur un type de sol donné).

Cette difficulté d'accès aux données conduit les gestionnaires de l'eau **à développer des échanges avec d'autres acteurs** que les chambres d'agriculture, interlocuteurs traditionnels des administrations. Par exemple, les échanges se développent avec les **coopératives agricoles** dont certaines se sont engagées dans une stratégie de certification et de conseils sur des pratiques respectueuses de l'environnement. Les coopératives prennent -ou se voient offrir par les animateurs des programmes- une place plus importante dans les échanges entre gestionnaires de l'eau et acteurs agricoles. Ainsi, la cellule Re-Sources du conseil régional a travaillé avec les coopératives pour accéder aux données sur les pratiques agricoles. Des conventions ont été signées mais le système ne semble pas complètement opérationnel. Dans une moindre mesure, cet élargissement du partenariat au sein du réseau s'étend aux centres de gestion, pour l'accès aux données économiques des exploitations. Les bureaux d'étude

comme celui d'In Vivo[46] s'appuient et mettent en exergue leur large réseau d'agriculteurs « labellisés In Vivo » et « vendent » en quelque sorte leur accès à des données « fines » sur les systèmes et les pratiques. Ces organismes sont néanmoins cloisonnés, et dans notre cas d'étude, le bureau d'étude In Vivo n'a pas utilisé les données fines issues des exploitations. Il a exploité « comme tout le monde » les données institutionnelles disponibles, avec toutes les difficultés que nous avons détaillées auparavant.

Quant aux **distributeurs**, ils détiennent des données très intéressantes sur les volumes et le détail des produits phytosanitaires transitant sur le territoire d'action. Mais l'accès à ces données est difficile. La place des distributeurs est ambiguë dans ce type d'action : après tout, ils vendent ces produits avec l'idée d'en tirer des bénéfices et toute diminution de l'utilisation des pesticides va à l'encontre de leurs intérêts, sauf à investir sur des marchés « alternatifs ».

Dans le cas de **l'agriculture biologique**, les données sont encore plus difficiles d'accès que pour l'agriculture conventionnelle. Les systèmes sont très divers et l'accès à des itinéraires techniques « moyens » demande une coopération poussée des fédérations locales de l'agriculture biologique et des conseillers des chambres d'agriculture spécialisés en « bio ». Une certaine rivalité existe entre les représentants des agriculteurs « bio », qui s'estiment être les interlocuteurs légitimes sur ce créneau, et les chambres d'agriculture qui souhaitent apparaître également comme un interlocuteur légitime pour ce type d'agriculture. Malgré cela, des coopérations existent sur le terrain entre les deux institutions.

Les représentants de l'agriculture biologique sont très sollicités dans les programmes d'action de reconquête de la qualité de l'eau. Même si cette agriculture représente peu en surface (1 % sur le BAC Coulonge), les animateurs des programmes placent beaucoup d'espoir dans le développement des surfaces en bio et souhaitent développer des partenariats privilégiés. La FNAB avec une action spécifique « Eau et Bio » souhaite aller dans le même sens et promeut des actions sur le terrain. Elle a créé un groupe de pilotage national de cette action et invite des acteurs de tous horizons y compris de la recherche pour promouvoir et transférer les résultats des études réalisées. Avec les CIVAM (bio), la DRAAF a financé un jeu de rôle sur l'aide à la décision avec des cartes de culture et d'itinéraires techniques. Les agriculteurs ou les élèves des lycées agricoles découvrent ainsi comment changer les ITK. La FRAB (fédération régionale) est très présente sur le terrain auprès des agriculteurs bio et de ceux qui veulent se convertir en bio, avec une assistance technique et économique.

Le souhait des acteurs, et encore plus des gestionnaires de l'eau, est donc de pouvoir disposer d'une information synthétique et spatialisée sur les systèmes et les pratiques. Ils regrettent qu'il n'y ait pas de « *données assises sur des exploitations réelles mais en gardant une certaine généricité* »

[46] Premier groupe coopératif agricole français, InVivo est organisé autour de quatre pôles d'activités : Agriculture, Nutrition et Santé Animale, Retail et Vin

(Acteur agricole). **Les freins pour atteindre cet objectif ne sont pas seulement techniques mais aussi politiques. Pourtant, l'intérêt d'une base de données régionale partagée, anonymisée et spatialisée est évident.**

I.4.3 *Une lacune importante : les données économiques et sociales*

Cette lacune de connaissances sur les systèmes et les pratiques est encore plus flagrante pour les données économiques et sociales. L'agence de l'eau souhaiterait disposer de socio-économistes pour travailler sur ce volet. Néanmoins, certaines expériences ont eu lieu avec des résultats variés et parfois décevants, notamment pour les études sociologiques. La demande est forte[47]. Elle est exprimée lors de tous les séminaires rassemblant les gestionnaires de l'eau mais les réalisations restent modestes. Les gestionnaires sont en demande d'éléments d'appréciation sur le coût/efficacité des mesures à mettre en œuvre car les budgets d'intervention sont limités.

De plus en plus, le regard économique s'invite dans la construction du programme d'action, notamment la rentabilité économique des mesures, l'impact des prix du marché pour la modification des systèmes ou le développement de nouvelles filières. Nous avons vu précédemment (partie 1) que de nombreux indicateurs ont été développés pour estimer la pression ou l'impact environnemental des mesures proposées, en revanche peu d'indicateurs économiques sont disponibles.

Des informations sur le « coût/efficacité » des mesures proposées seraient les bienvenues, au niveau du groupe de pilotage du projet (« *Il y a une demande des administrateurs de l'agence de comment on justifie les millions d'euros engagés dans l'amélioration de la ressource, pour quels résultats* » (Acteur, administration) mais aussi pour les agriculteurs impliqués dans le programme d'action. Pour les agriculteurs, l'absence de visibilité sur l'impact économique des modifications de pratiques est une source de blocage. Changer pour améliorer l'environnement (et leur santé), pourquoi pas, mais à quel prix ? Des données économiques sur les actions proposées peuvent donc permettre de lever certains blocages (pas tous, le problème n'est pas toujours qu'économique…).

Les objectifs fixés par le programme d'action (diminuer les indicateurs de pression, diminuer les concentrations dans les cours d'eau) ne sont atteignables que par des modifications sensibles des systèmes : diversification des rotations, conversion à l'agriculture biologique. Ces modifications soulèvent des questions techniques et économiques de la part des agriculteurs : quel est le risque de perte de rendement si l'on adopte telle nouvelle pratique, de « salir » les parcelles si l'on diminue les herbicides ? Quels débouchés pour une nouvelle culture dans la succession ? Quel soutien pour la conversion ?

---

[47] Cf. Synthèse des rencontres 2011 du GIS GC-HP2E : Captages d'eau potable et pollutions diffuses : quelles réponses opérationnelles à l'heure des aires d'alimentation de captage Grenelle

La FRAB (fédération régionale de l'agriculture biologique) propose un accompagnement personnalisé pour les conversions. Les études menées sur les systèmes innovants ou dans le cadre des fermes Dephy produisent des références qui peuvent être utiles si elles sont faites dans le même contexte pédoclimatique, mais elles ne sont pas toujours disponibles dans un territoire d'action particulier.

Des éléments de réponse sur les coûts pour les agriculteurs de mise en place de systèmes ou pratiques alternatifs à l'échelle des sous-bassins, comme ceux que propose la méthode IMAS, seraient appréciés. Toutefois il y manque les coûts publics d'intervention pour la mise en place des mesures. Les acteurs du réseau, notamment les animateurs des programmes, souhaiteraient pouvoir disposer des deux.

I.4.4 *Un souhait d'accès aux études et expertises*

Pour que des résultats de modèles soient utilisés dans le contexte du programme d'action, il y a nécessité d'un partage de la connaissance sur ces modèles, leurs domaines de validité et d'incertitude. L'exemple du modèle de lessivage de l'azote utilisé par le bureau d'étude dans le cadre du BAC Coulonge, qui donnait des lessivages importants sous vigne est édifiant : les résultats de la modélisation ont été mis en doute par les techniciens présents dans le comité de pilotage.

Les acteurs interviewés souhaiteraient une plus grande coordination entre instituts techniques, instituts de recherche, bureaux d'études pour formaliser et expliquer leur expertise. Le monde de la recherche et des experts leur montre un foisonnement de connaissances, méthodes, outils entre lesquels il est compliqué d'extraire l'information utile.

Une question était formulée sur la forme des restitutions. Il ressort des réponses recueillies un intérêt pour la restitution cartographique mais les acteurs estiment avoir beaucoup de difficultés à la mobiliser directement. La majorité des informations transite par le vecteur papier (rapports, synthèses) ou par les présentations PowerPoint en comité de pilotage ou en comité technique.

Enfin, sur l'accès aux sources d'information, la réponse à la question « qui produit quelle information ? » ne va pas de soi ! Les administrations elles-mêmes s'en préoccupent. Dans une direction départementale, ce travail de collecte des sources d'information, leur source, leur rythme de mise à jour, etc. a été confié à un stagiaire. Toutefois, il s'agit d'initiatives individuelles d'institutions (sans doute redondantes et non partagées) qui seraient beaucoup plus efficaces en étant mutualisées et capitalisées dans une logique de territoire. En ce sens, les tentatives de mutualisation de métadonnées comme SIGEA (partage de données SIG en Aquitaine) sont positives même si elles ne répondent pas au besoin d'un système d'information partagé et accessible sur le territoire d'action.

I.4.5 *Les échanges entre acteurs*

Les échanges formels entre acteurs ont lieu dans les commissions thématiques pour les propositions d'actions de l'année en cours, propositions qui seront validées ensuite en comité technique. A ce niveau, quelques agriculteurs peuvent participer notamment pour les petits bassins, ainsi que des techniciens des chambres et des coopératives. Le Comité technique regroupe maître d'ouvrage, financeurs, Etat et agence de l'eau. Il se réunit entre une et quatre fois par an selon la phase du programme. Sa composition est formalisée dans le cadre de la convention régionale ReSources (pour tous les bassins Grenelle).

Le Comité de pilotage se réunit une fois ou deux par an et regroupe l'ensemble des acteurs du territoire : agence, financeurs, institutionnels, acteurs agricoles (y compris élus agricoles) et non agricoles, élus acteurs de la biodiversité, associations de consommateurs invitées, des associations qui ne viennent pas toujours (API sur le secteur Boutonne ou France Nature environnement). La taille du du comité de pilotage, qui réunit un maximum de participants dans le cas du BAC Coulonge, est un choix de la structure d'animation. Ce choix de ne pas laisser de côté des acteurs, potentiellement intéressés, conduit à une gestion difficile en raison du nombre de personnes et à des échanges assez formels et lissés.

D'autres échanges informels ont lieu dans le cadre du réseau, entre syndicats d'eau et acteurs agricoles par exemple. Par ailleurs, les animateurs du programme ont recours dans certaines phases du programme, par exemple la préparation du contenu des actions, à des « négociations bilatérales » en sus des réunions collectives. Les comités entérinent alors des positions qui ont été en réalité négociées et validées dans un circuit parallèle.

Le volet implication des agriculteurs dans les actions est un gage de succès mais il n'est pas toujours facile à atteindre, y compris via les canaux que peuvent représenter les chambres ou les coopératives : « *On a des actions, on commence à avoir des résultats mais la difficulté est de bien communiquer et de toucher ceux qui ne sont pas convaincus par ces actions.* »

II MODELISATION DU RESEAU D'ACTEURS ET MOBILISATION DE L'INFORMATION

En dehors de l'aspect qualitatif des échanges vu précédemment, les interviews des acteurs clés ont permis de modéliser les échanges entre acteurs, notamment les flux d'information qui nous intéressent particulièrement.

II.1 Le réseau à travers les cartes conceptuelles

Les cartes conceptuelles permettent de visualiser pour chaque acteur les échanges avec les autres acteurs du réseau. Les cartes présentées en Figure 124 et en Figure 125 ont été réalisées suite aux entretiens avec des acteurs de la chambre régionale d'agriculture et l'agence de l'eau[48]. La carte indique quels sont les comités auxquels l'acteur a participé dans le cadre du programme d'action (en jaune), ses actions d'expertise (en vert) ou d'information/formation (en orange), ses échanges avec les gestionnaires de l'eau (en bleu) et les données qu'il a produites dans le cadre de ce programme d'action (en violet).

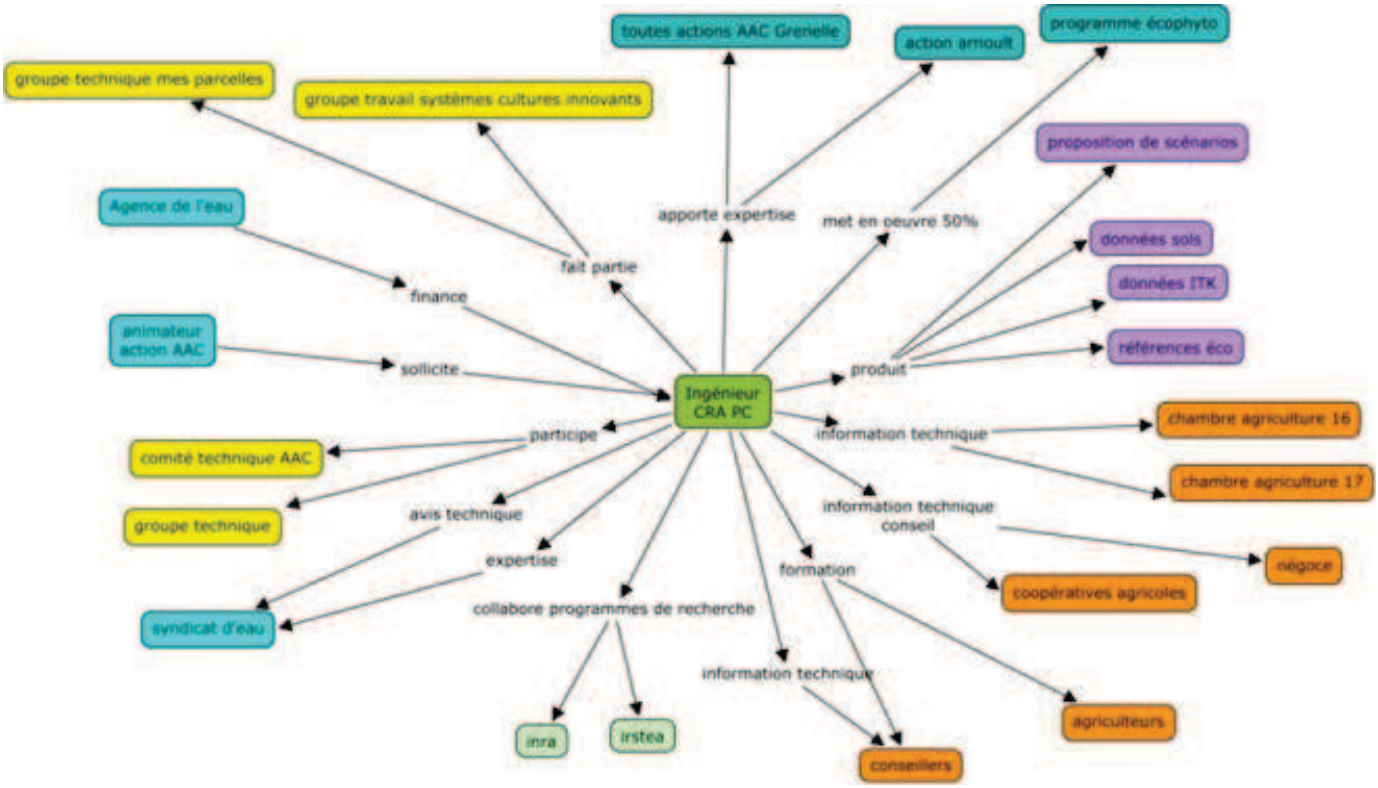


Figure 124 : Carte conceptuelle réalisée d'après l'interview d'un membre de la chambre régionale d'agriculture.

Cette première modélisation, qui ne concerne pas seulement les flux d'information mais tous les échanges entre acteurs, permet de se faire une idée générale des échanges. Les flux d'information qui nous intéressent particulièrement seront ensuite repris dans la phase de modélisation UML. Cette première modélisation, moins formalisée, a servi de support aux discussions.

[48] D'autres exemples de cartes conceptuelles sont présentés en annexe VII.

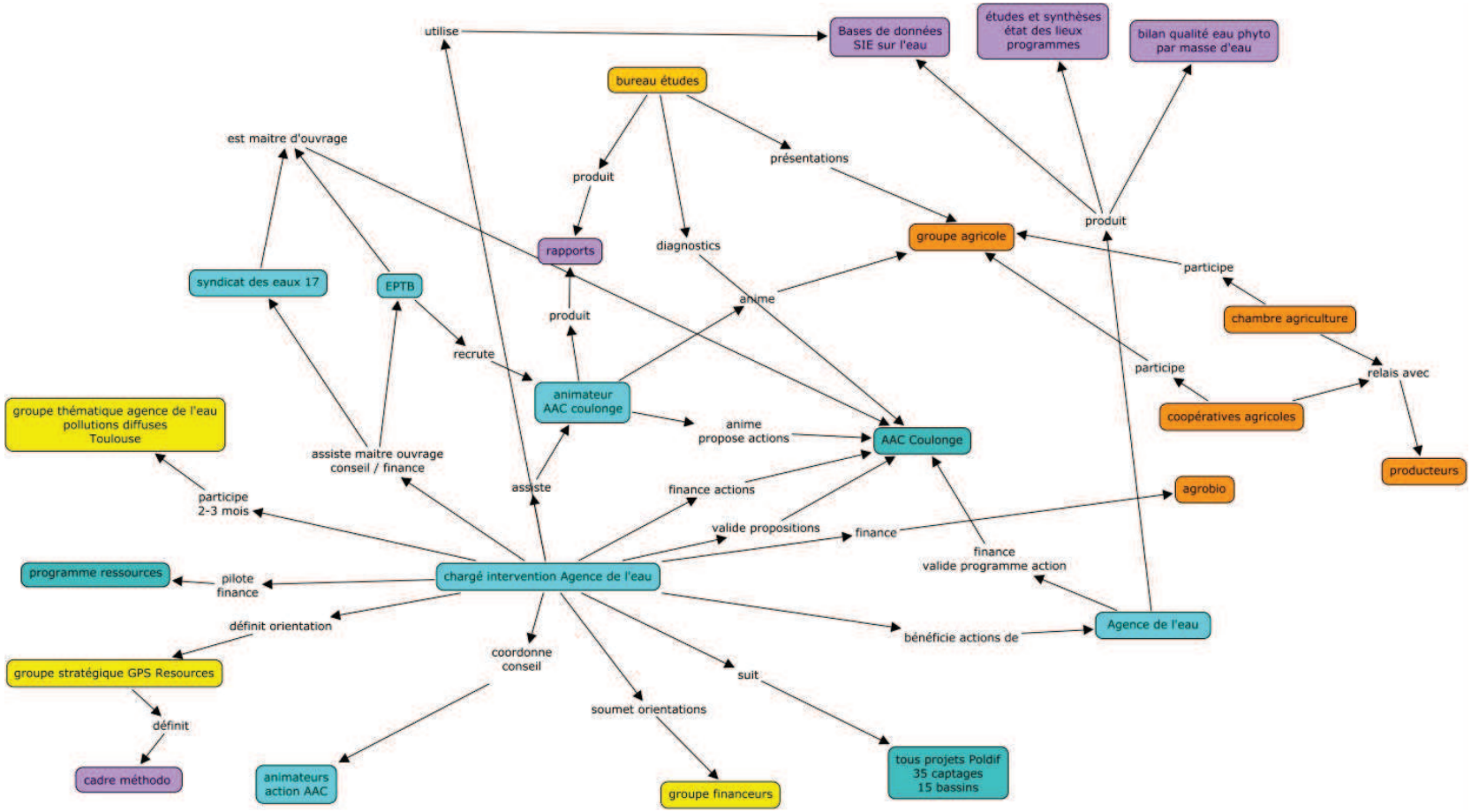


Figure 125 : Carte conceptuelle réalisée après l'interview d'un chargé d'intervention de l'agence de l'eau.

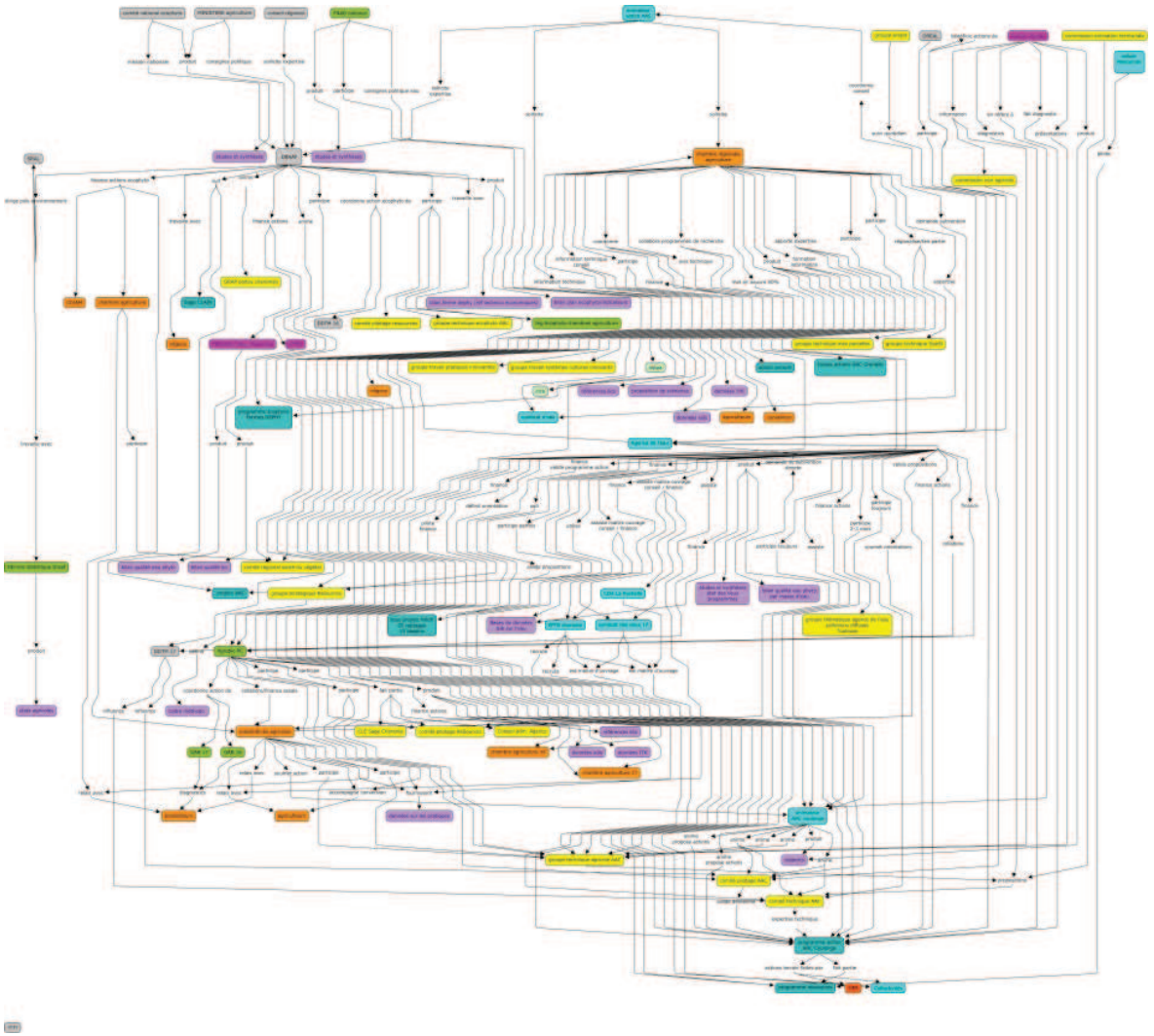


Figure 126 : Visualisation des échanges au sein du réseau, résultant des cartes conceptuelles

Il est possible de fusionner l'ensemble de ces cartes conceptuelles, comme présenté en Figure 126, par fusion/raccordement des liens entre les différents acteurs, mais l'on voit ici que la carte globale ainsi obtenue devient vite illisible. Tout au plus, elle souligne l'intensité et la complexité des échanges qui ont lieu dans le réseau d'acteurs et la position centrale de certains acteurs clés, positions que nous retrouverons lors de la représentation de la structure du réseau.

Dans l'optique de la mise en place du système d'information, **la deuxième phase de la modélisation a pris en compte de manière spécifique la production et l'utilisation de l'information par les acteurs avec le formalisme UML** : dans un premier temps, pour un acteur particulier avec les diagrammes d'instances comme représenté en Figure 127 pour l'ingénieur de la chambre d'agriculture, puis par généralisation avec des diagrammes de classe qui permettent de visualiser de manière plus générale, les échanges d'information.

La modélisation UML réalisée pour chaque acteur permet d'affiner également le contenu de ces échanges d'information, de distinguer par exemple information technique, production d'un avis ou d'une expertise, actions de conseil et actions de formation.

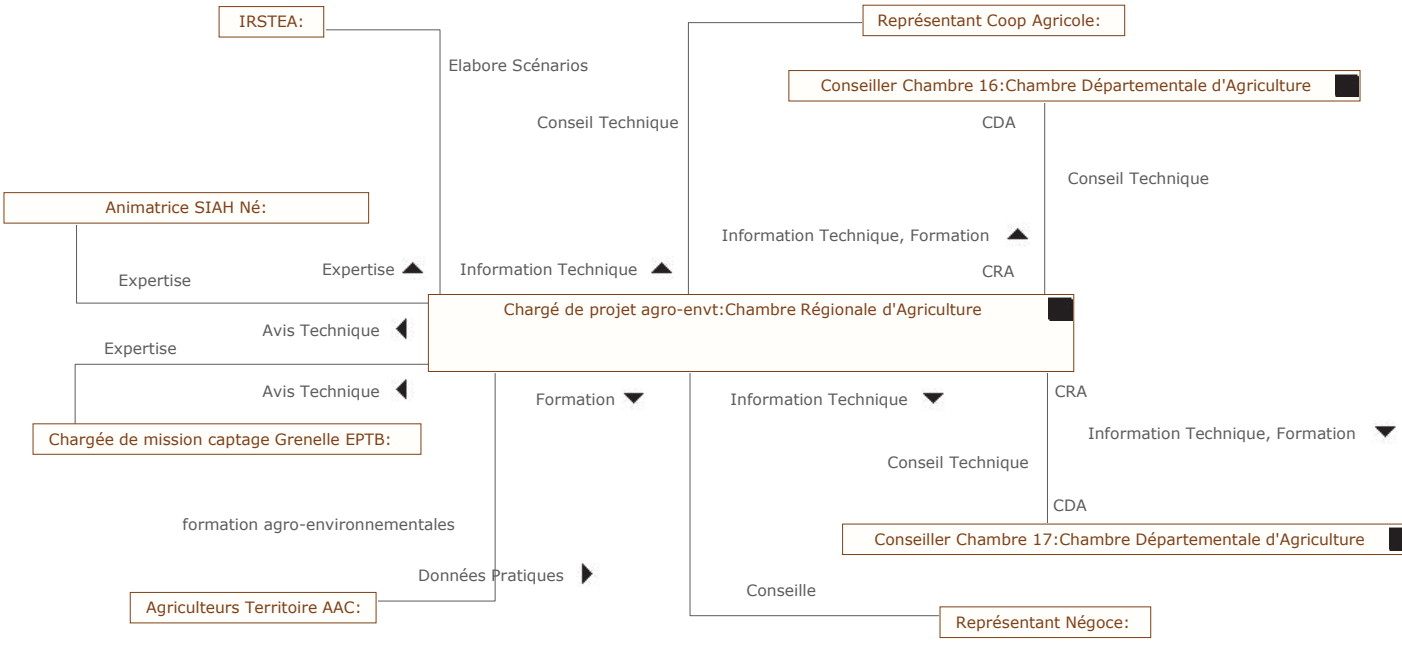


Figure 127 : Diagramme d'instance UML concernant la production de l'information par un acteur du réseau (CRA)

II.2 Modélisation UML des échanges d'information

Nous présentons dans cette section la modélisation UML des échanges d'information dans le réseau d'acteurs, avec un focus sur deux types d'information considérées par les acteurs comme importantes pour le programme d'action, l'information sur les sols et l'information sur les pratiques agricoles.

II.2.1 *L'information sur les sols*

La connaissance des sols est une donnée importante pour déterminer la sensibilité du milieu aux pollutions diffuses et elle constitue une information clé pour qualifier les systèmes agricoles présents sur le territoire d'action (Vernier et al, 2015). La mise à disposition de cette information ne doit pas poser de problème particulier à première vue, puisqu'il existe une base de données des sols de France (BDGSF) accessible sous forme de couches d'informations géographiques. Cependant la couverture pédologique est très hétérogène et le niveau d'échelle de la base, à savoir le 1/1000000, limite la possibilité de représentation de la variabilité spatiale (Laroche et al, 2014, Richer de forges et al, 2014).

La base de données régionale (IGCS) est gérée par la chambre régionale d'agriculture. Le référentiel régional pédologique (RRP- base Donesol) a été conçu pour l'appui aux politiques publiques : il offre une meilleure précision mais l'échelle (1/250 000^{e}) reste petite au regard du territoire d'action. La base IGCS est multi-échelle : il existe des secteurs de référence (SR) qui peuvent aller jusqu'au 1/10 000^{e} ou encore d'autres couches d'information au 1/50 000^{e} et 1/100000^{e} (CPP) mais cette information plus précise est loin d'exister partout. Les études locales (exemple pour des appellations en viticulture) sont rarement faciles d'accès. Dans notre cas d'étude, par exemple, il a été impossible d'accéder aux données sur les appellations du Cognaçais. Certains livrets plus détaillés sur les sols, à l'échelle d'un secteur, n'étaient disponibles que sous forme papier. La Figure 128 illustre le fait que différents référentiels coexistent sur le territoire et qu'ils sont détenus par différents acteurs à différentes échelles.

Dans de grands territoires d'action comme le BAC Coulonge, une typologie des sols s'impose. Le bureau d'études In Vivo chargé du diagnostic de territoire et l'équipe de recherche (Irstea), intervenant en appui au programme d'action, ont aussi adopté cette démarche. Mais le manque de référentiel au niveau régional conduit, de fait, à la production de deux typologies différentes dans le cadre du programme d'action, car ces typologies ont été produites avec des objectifs différents. Pour Irstea et les chambres d'agriculture, il s'agissait d'une typologie pour décrire les systèmes agricoles présents ; pour le bureau d'études In Vivo la typologie réalisée est liée au risque de transfert d'azote différentié au sein du territoire d'action dans le cadre du diagnostic, obtenu sans prétraitement de données trop coûteux en temps. Dans une optique de qualification des systèmes, la multiplication des types de sol

constitue une difficulté à décrire des systèmes et des pratiques associées, pour tous ces types de sol. Une simplification s'impose en regroupant les sols où les pratiques ne pourraient pas être différentiées.

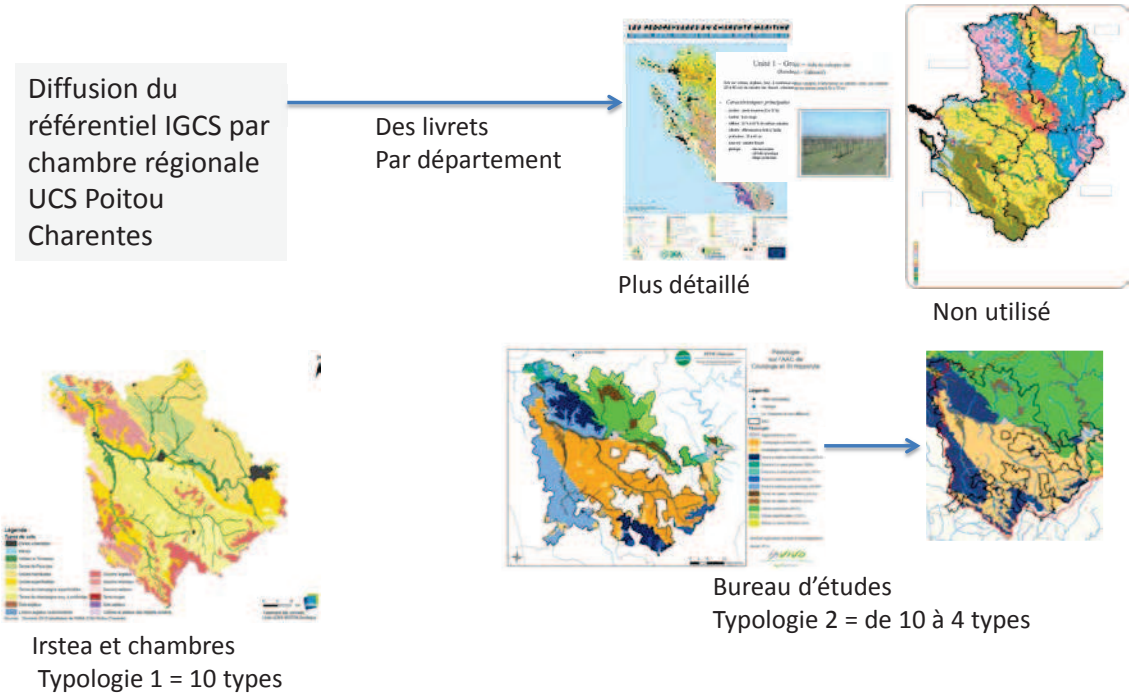


Figure 128 : Production de l'information sols par différents acteurs à différentes échelles

Le diagramme de classe présenté en Figure 129 généralise les différents diagrammes d'instances réalisés autour de l'information sols, suite aux enquêtes. Cette figure souligne le nombre des intervenants autour de cette information : chambres, organismes de recherche, bureaux d'étude, animateurs des programmes. Un certain nombre de caractéristiques qualifient « a minima » le type de sol et elles résultent d'expertise et de consensus autour d'une typologie des sols simplifiée du territoire d'étude. Bien que l'information sols soit moins « volatile » que celle sur les pratiques agricoles, une vision sur le long terme demande à définir des protocoles de révision des typologies et de mise à jour éventuelle des caractéristiques, qui intègrent de nouvelles mesures de terrain ou de nouvelles études locales. Le lien avec l'information institutionnelle (données IGCS/Base Donesol) doit être clairement défini.

L'intérêt de ce formalisme est qu'il permet d'une part, une lisibilité beaucoup plus facile de l'ensemble des liens existants dans le réseau, et d'autre part, l'intégration des concepts et des associations décrites dans le modèle SIE Pesticides construit antérieurement.

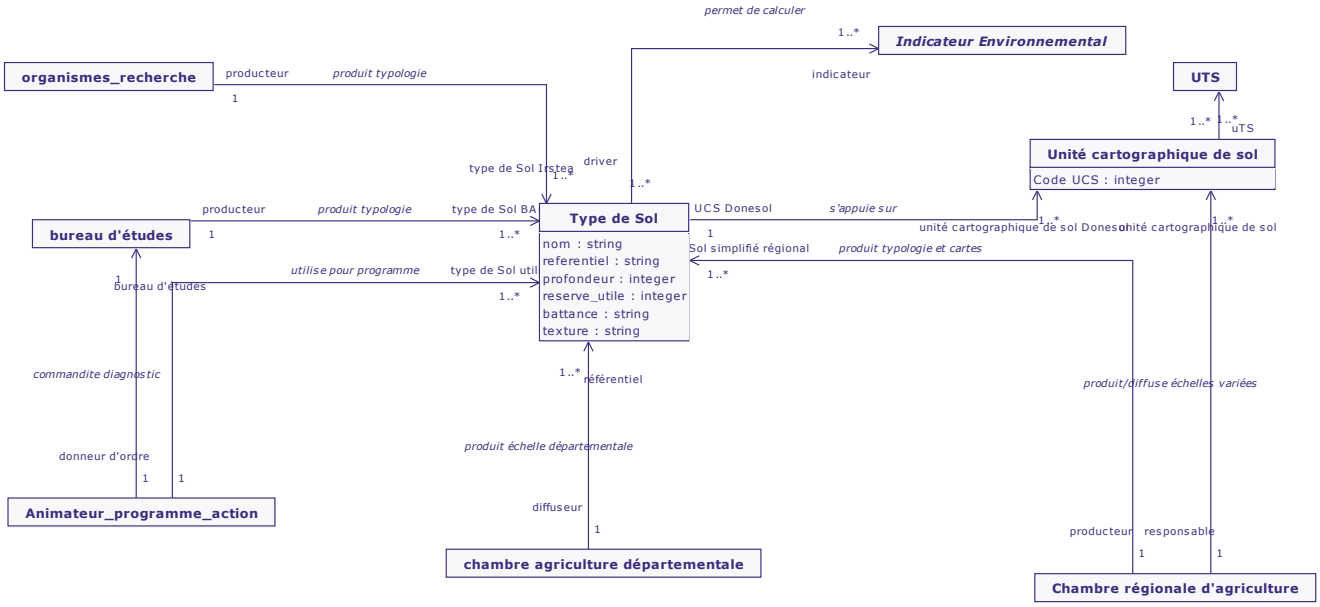


Figure 129 : L'information « type de sol » dans le réseau d'acteurs

II.2.2 *L'information sur les pratiques agricoles*

Nous avons vu au paragraphe I-4.2 combien l'information sur les pratiques agricoles est une information sensible, peu accessible et multi-sources. L'information sur les pratiques agricoles est détenue uniquement par les acteurs agricoles, pour ce qui concerne les pratiques détaillées issues de données d'exploitations recueillies par les chambres départementales ou des adhérents des coopératives.

Elle existe également sous forme d'itinéraires techniques « standards » ou « moyens » qui font référence à une culture en particulier, dans une rotation : un exemple d'information figurant dans le diagnostic du BAC Coulonge est présenté en Figure 130. Ces standards sont le plus souvent produits à dire d'expert. Dans notre cas d'étude, nous avons travaillé avec la chambre régionale d'agriculture, les chambres départementales et la fédération régionale de l'agriculture biologique.

C'est une information très sectorisée, par système, secteur, culture. Elle est liée aux types de sol dans plusieurs référentiels comme celui de l'agriculture biologique. Elle est peu ou pas spatialisée.

Des collectes de données sont réalisées par les chambres d'agriculture et les opérateurs agricoles (OPA) mais sans base centralisée ni même modèle commun de données. Les données administratives (sur la PAC, enquête statistiques « pratiques ») ne sont pas ou sont peu accessibles hors services de l'État.

Figure 130 : Itinéraire technique de référence extrait du diagnostic du BAC Coulonge (In Vivo)

Pour pallier cet état de fait, des initiatives régionales interviennent sous forme de conventions entre gestionnaires de l'eau et opérateurs agricoles, sur la base du volontariat et/ou sous la pression des financements accordés par les agences de l'eau. Néanmoins, le constat actuel est qu'il n'existe pas de base régionale accessible aux réseaux d'acteurs autour des programmes d'action, pour qualifier, d'une part, l'occupation du sol par l'agriculture, et, d'autre part et surtout, les systèmes agricoles présents et les pratiques associées, de manière spatialisée.

Dans le cadre du programme d'action du BAC Coulonge, une réflexion spécifique a été menée avec la chambre régionale d'agriculture sur un format de recueil des données des pratiques agricoles, dans le contexte d'un type de sol, d'une rotation et d'une culture (voir exemple graphique en Figure 131). Un modèle de fichier Excel a permis de communiquer facilement avec tous les acteurs à consulter. Cela a permis notamment des échanges fructueux au sein du groupe « pratiques agricoles » que j'ai co-animé avec la chambre régionale dans le cadre du projet Modchar2. Ce groupe qui nous a aidés à la construction des scénarios et à la définition des itinéraires techniques associés aux triplets « type de sol/rotation/culture ». Ce travail de typologie des pratiques a été vu comme un accompagnement de la recherche au programme d'action, en complément des éléments « officiels » produits par le bureau d'études. Des échanges réguliers ont eu lieu avec les animateurs et les financeurs du programme d'action.

De même que pour l'information sols, l'information sur les pratiques est « diluée » au sein du réseau et produite par différents acteurs agricoles, de manière non spatialisée ou réduite à un secteur ou une culture. Une démarche spécifique est donc à envisager pour qualifier les pratiques actuelles sur le territoire d'action. Elle peut être menée soit dans un contexte de modélisation intégrée comme sur le BAC Coulonge, qui permet d'associer un ITK à tout triplet sol/rotation/culture définie sur le territoire d'étude (méthode IMAS, Vernier et al, 2017) soit dans un contexte d'aide à la négociation avec des outils comme Cocklic'eau, où il est proposé de remplir une matrice pour associer aux systèmes présents sur le territoire des pratiques détaillées (mais non spatialisées) et ainsi calculer des indicateurs.

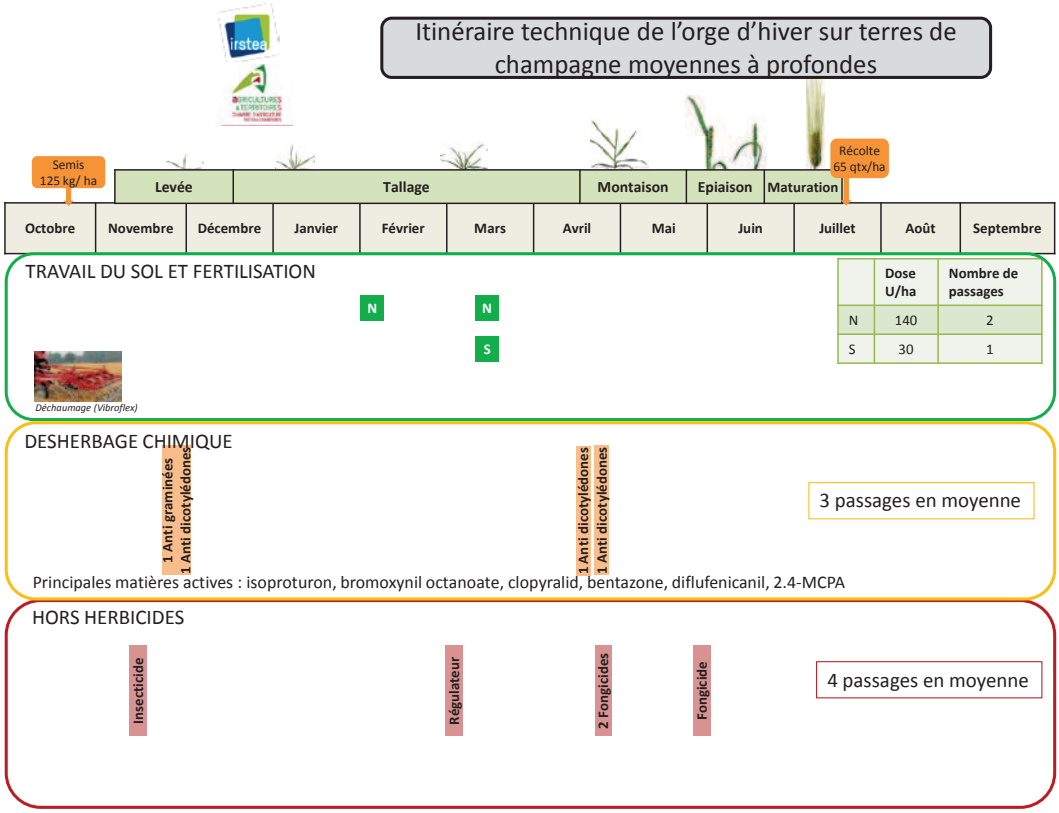


Figure 131 : Exemple de restitution graphique d'itinéraire technique dans la démarche Chambres/Irstea. (ITK de l'orge d'hiver en terres de champagne)

La modélisation UML des échanges sur cette information « pratiques agricoles » est illustrée en Figure 132 par le diagramme de classe sur la production des ITK de référence. Le diagramme permet d'identifier qui produit les référentiels (chambres, FNAB, organismes d'accompagnement) et qui les utilisent (les gestionnaires de l'eau). L'information est donc très asymétrique, proposée par les uns et utilisée par les autres. Encore une fois, l'existence d'un référentiel partagé et mis à jour, que l'on pourrait décrire comme un « observatoire des pratiques » serait d'une grande utilité dans la mise en œuvre des programmes d'action à enjeu « eau », l'agriculture étant une des sources principales de pollution diffuse pour ce qui concerne les nitrates et les pesticides. La définition de la protection des données non anonymisées des exploitations, l'utilisation faite des référentiels, leur mode de validation et leur mise à jour restent à clarifier pour que les freins politiques à cette mise en œuvre soient levés.

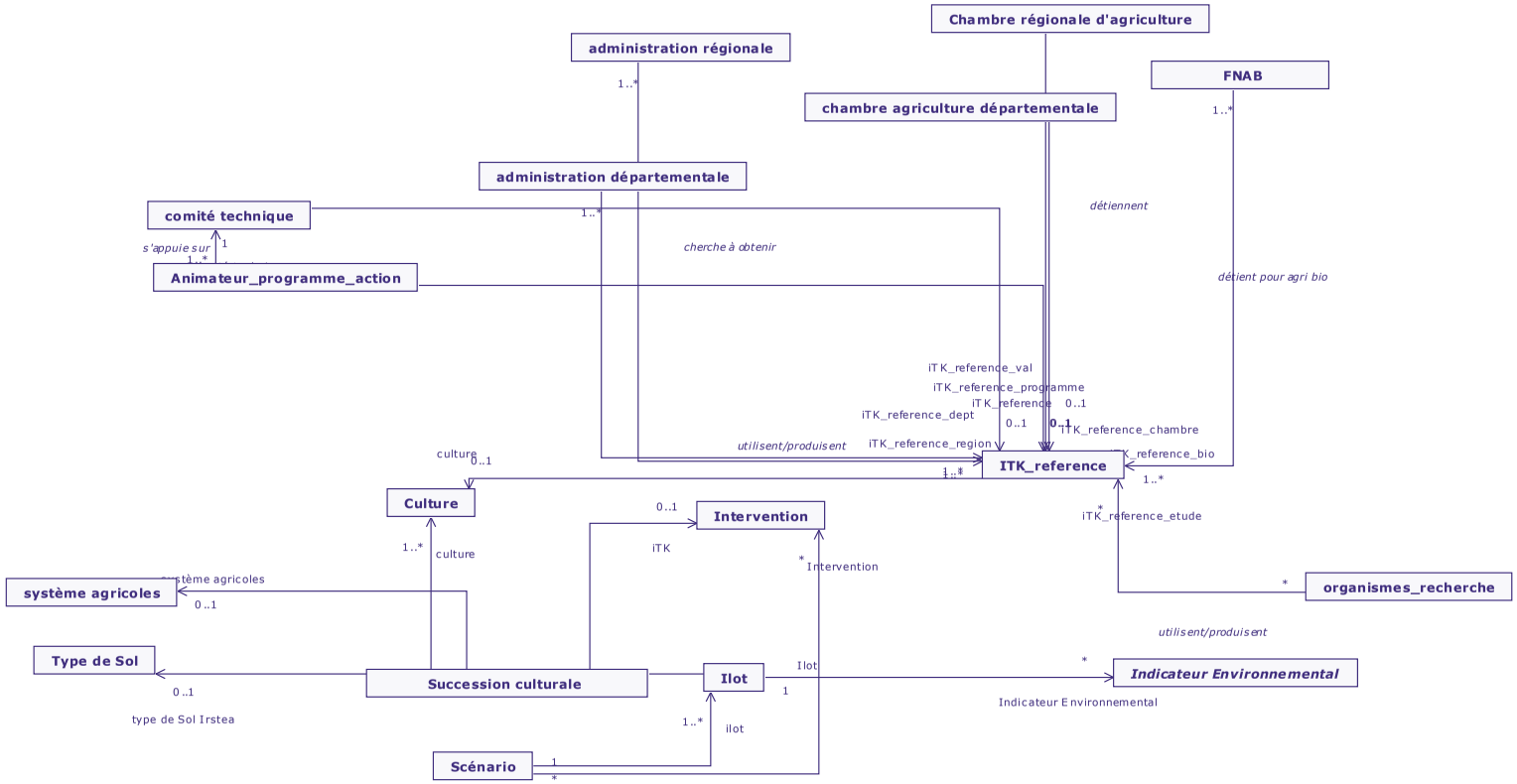


Figure 132 : L'information sur les itinéraires techniques dans le réseau d'acteurs

II.3 Le modèle UML « acteurs »

II.3.1 *Le modèle UML « acteurs » : liens entre acteurs du réseau et information échangée*

Le modèle acteurs (présenté en Figure 133, Figure 134 et Figure 135) permet de faire le lien entre les acteurs du réseau autour du programme d'action et les informations mobilisées ou produites, déjà modélisées dans le SIE Pesticides (cf. partie 2).

Le modèle permet de faire le lien entre les acteurs institutionnels et les principales informations mobilisées dans le programme d'action sous forme de données primaires ou d'indicateurs : les types de sols, les successions culturales, les références agronomiques, les données sur la qualité de l'eau, les indicateurs agro-environnementaux (azote, IFT). Dans la majorité des cas, il ne s'agit pas de données brutes mais de données prétraitées produites par les institutions du réseau.

Comme pour les CMAP, le modèle complet de la Figure 135 est difficile à lire et à interpréter. Les indicateurs sont représentés en violet, et les différents groupes d'acteurs qui les produisent, chacun d'une couleur différente pour plus de lisibilité. Cela permet de visualiser les sous-groupes d'acteurs qui produisent, utilisent, détiennent les indicateurs ou les informations qui y conduisent, comme des itinéraires techniques ou des références économiques.

Mais, comme évoqué en partie 2, l'atelier de génie logiciel permet de créer des modèles partiels pour masquer la complexité. Le modèle de la Figure 133 montre que six indicateurs sont produits par la « Chambre régionale de l'agriculture ». Cette figure illustre l'importance des acteurs agricoles dans le succès des programmes d'action, car ils détiennent, analysent, produisent des informations clé sur les pratiques, les références techniques et économiques. La figure montre en outre que la chambre régionale a participé à la définition des scénarios d'évolution de l'agriculture, dans le contexte particulier du BAC Coulonge.

D'autre part, on constate que plusieurs acteurs produisent des informations similaires, par exemple sur les sols ou les pratiques. La production d'une même information par plusieurs acteurs pose deux questions principales : i/ quelle information est retenue finalement et fait consensus pour le réseau d'acteurs ? et ii/ une fois l'information la plus pertinente retenue ou produite, qui la met à jour dans la durée de vie du programme d'action, voire au-delà ?

Le modèle « acteurs » devient un « composant » du modèle plus large « SIE Pesticides » via les informations et indicateurs produits. En effet, les informations produites ou utilisées par les acteurs ont déjà été décrites dans des modèles partiels du modèle SIE Pesticides. Selon les cas, les informations produites sont liées au modèle partiel concernant le bassin versant ou à celui concernant les activités agricoles.

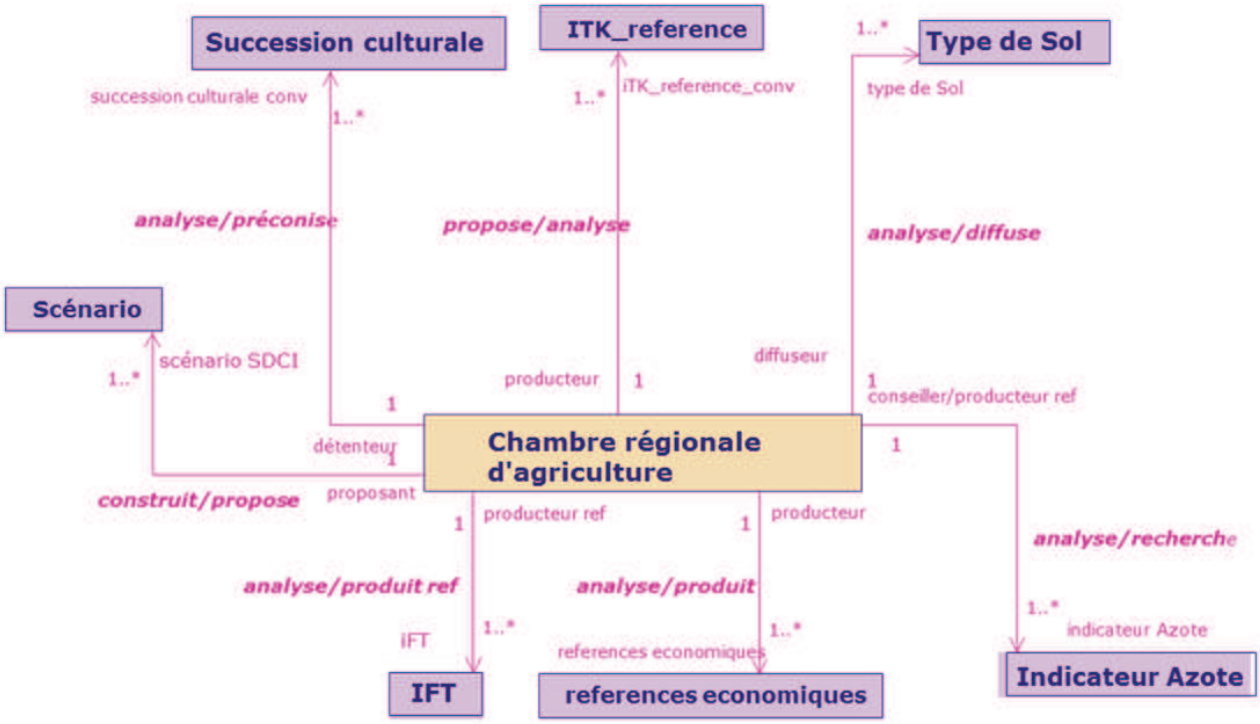


Figure 133 : Modèle centré sur l'acteur « chambre d'agriculture »

La Figure 134 montre que treize acteurs contribuent à la production des indicateurs IFT : tous les acteurs agricoles et une partie des administrations. On distingue cependant deux types d'acteurs : ceux qui détiennent les données nécessaires au calcul des IFT (les acteurs agricoles) et ceux qui analysent les données disponibles, soit institutionnellement pour produire des références, soit pour appuyer leur raisonnement ou leurs exigences.

Ces diagrammes partiels permettent d'identifier d'abord qui produit les informations et si des redondances ou des rivalités dans cette production peuvent intervenir. Le rôle important des acteurs agricoles apparaît (nombre d'acteurs de ce groupe impliqués) dans la production de données mobilisées dans le réseau. Le modèle permet d'identifier si une information dont on penserait avoir besoin est bien produite sur le territoire d'action et si oui, par qui dans le réseau d'acteurs.

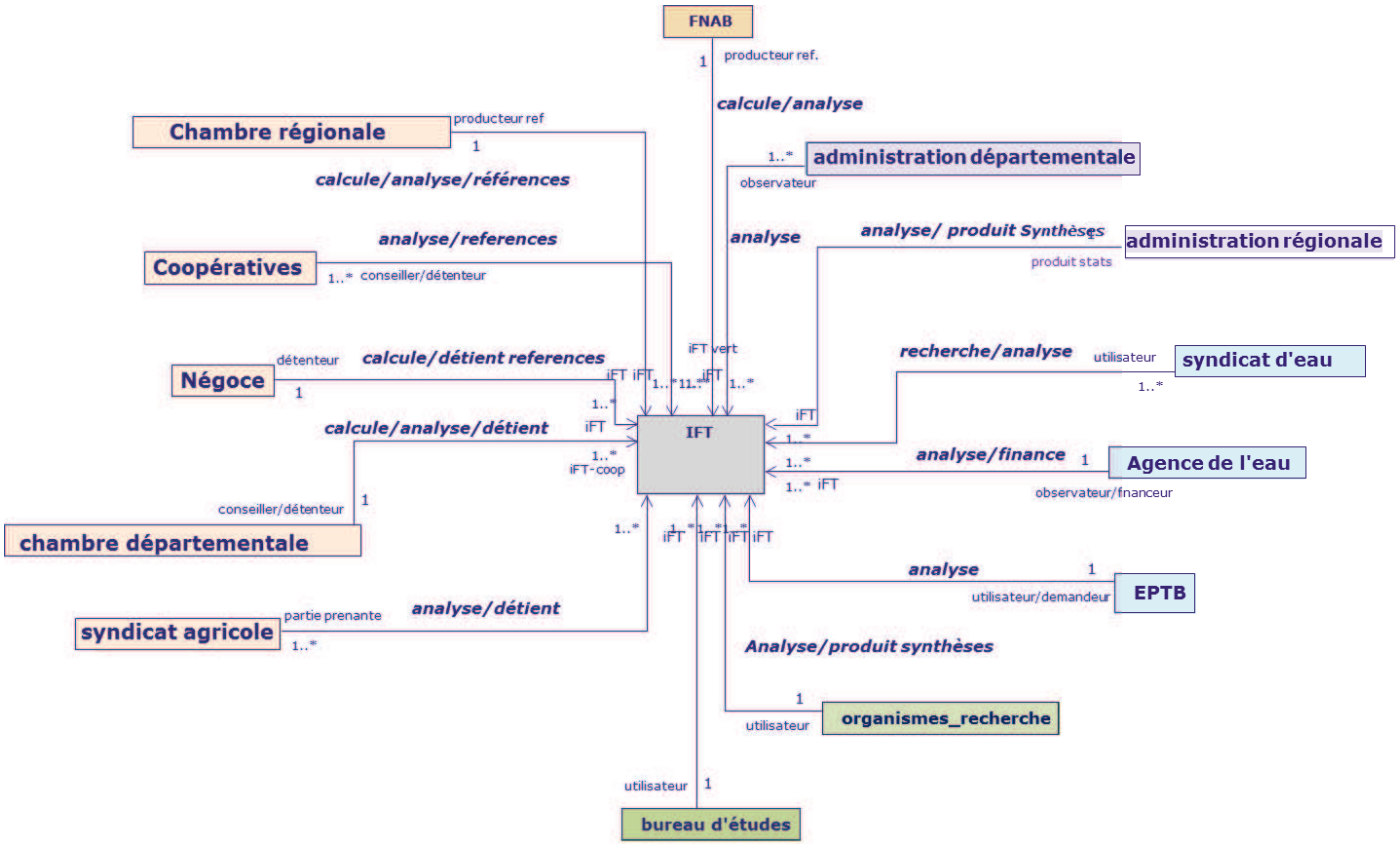


Figure 134 : Modèle centré sur les indicateurs IFT

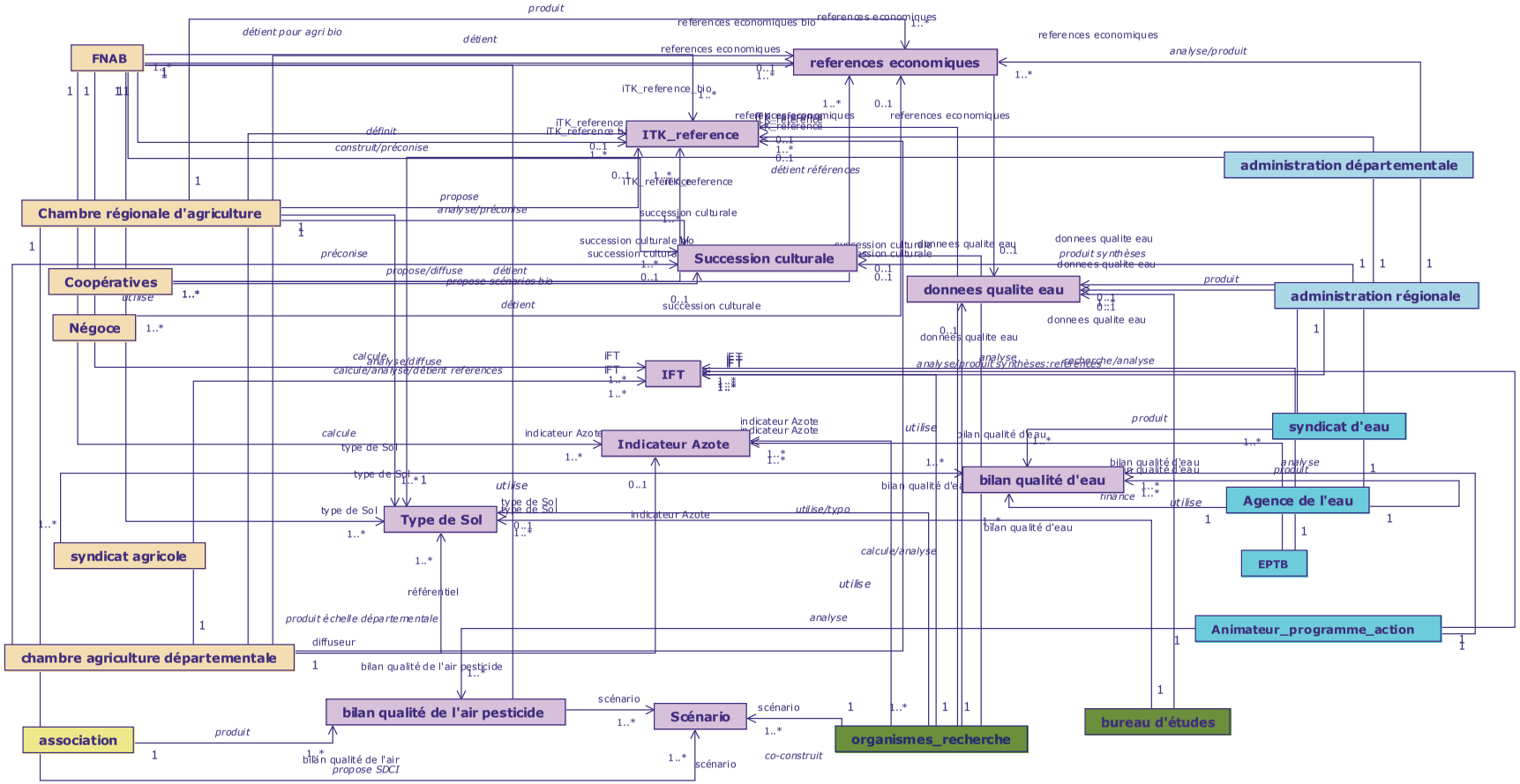


Figure 135 : Extrait du modèle acteurs : production des principales informations ou indicateurs mobilisés dans le programme d'action

II.4 Structure du réseau

II.4.1 *Modélisation UML : le module « ActorInteractionDesigner »*

Le modèle UML « acteurs » modélise la production et l'information par les acteurs. Nous avons testé également dans le cadre des travaux de thèse, un module spécifique (MDAC) « ActorInteractionDesigner » présenté en partie 2 (chapitre 4, II.2). Ce dernier permet d'ajouter des poids aux échanges d'information dans les diagrammes d'instance. L'avantage est également de pouvoir distinguer de manière plus fine entre types de liens (information, formation, avis technique, etc..). En Figure 136, le modèle est centré sur les échanges réalisés avec un ingénieur de la chambre régionale d'agriculture. Les flèches en noir sur le graphique indique les flux d'information et le type d'information concerné (expertise, information technique, données brutes, avis technique).

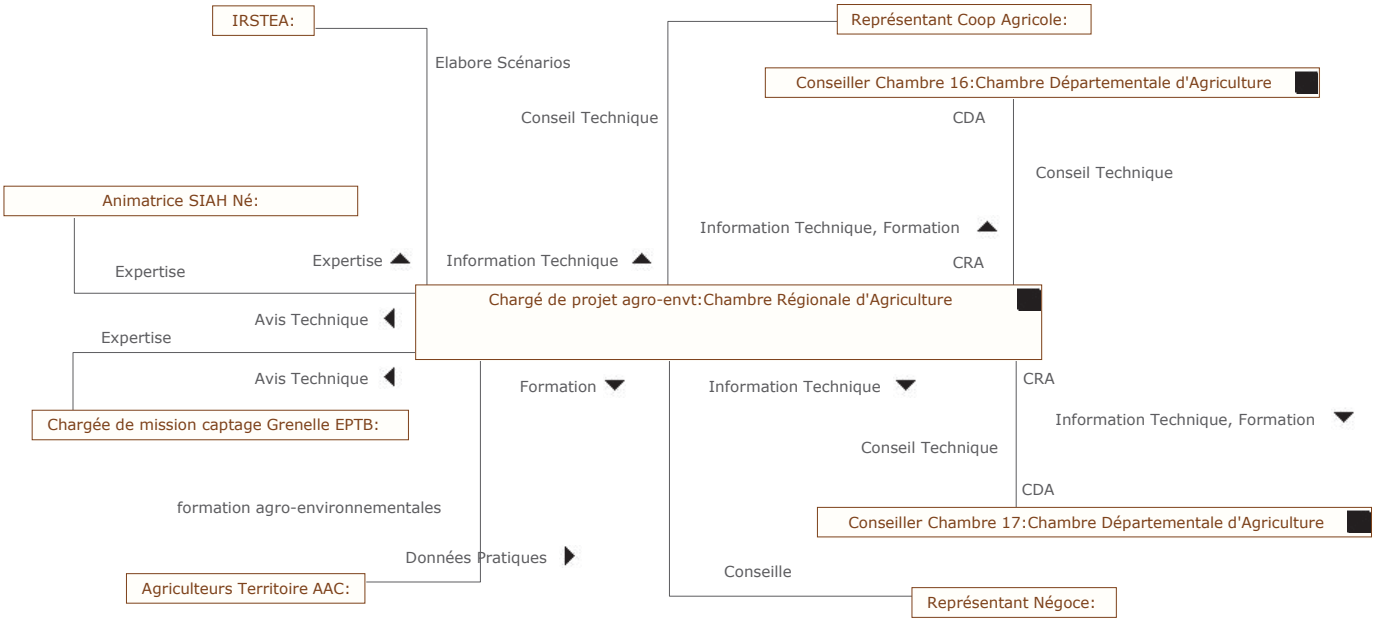


Figure 136 : Echanges d'information entre acteurs dans les diagrammes d'instance UML (extrait)

En revanche, le temps a manqué pour pouvoir intégrer dans le module UML l'intégration de fonctions statistiques sur la structure du réseau (liens entrants, sortants, voisinage, centralité…). Ceci peut constituer une voie de développement du module « ActorInteractionDesigner ». Elle permettrait de gérer l'ensemble des opérations d'analyse et de modélisation d'un réseau d'acteurs dans UML.

II.4.2 *Modélisation avec Gephi*

J'ai donc utilisé le logiciel libre Gephi (cf. Partie 1, II.1 et Partie 2, IV.1), qui permet de modéliser de manière dirigée les flux d'information (liens) entre acteurs (nœuds) pour caractériser la structure du réseau d'acteurs autour du programme d'action. La modélisation préalablement réalisée en UML permet de générer rapidement le fichier d'interactions demandé par le logiciel en entrée d'analyse. Il n'y a donc pas de redondance entre les deux outils.

La modélisation des échanges financiers est présentée en Figure 137. Le réseau comprend 12 nœuds et 16 liens. L'analyse structurale confirme la centralité du réseau sous cet angle particulier[49], se rapprochant d'un réseau en étoile. Le diamètre est de 2 et la densité de 0,121. La taille des nœuds en Figure 137 est représentée proportionnellement au nombre de relations financeur/financé. Chaque relation a un poids de 1. Si l'on ajoutait un poids à ces liens en tenant compte par exemple des montants concernés, le phénomène serait encore plus flagrant. Le poids de l'agence de l'eau comme financeur apparaît nettement, et avec lui l'influence que peut avoir cet organisme sur la prise de décision. 5 autres acteurs se détachent pour les liens financiers : les syndicats d'eau et l'EPTB, la chambre régionale, la FRAB et la DRAAF.

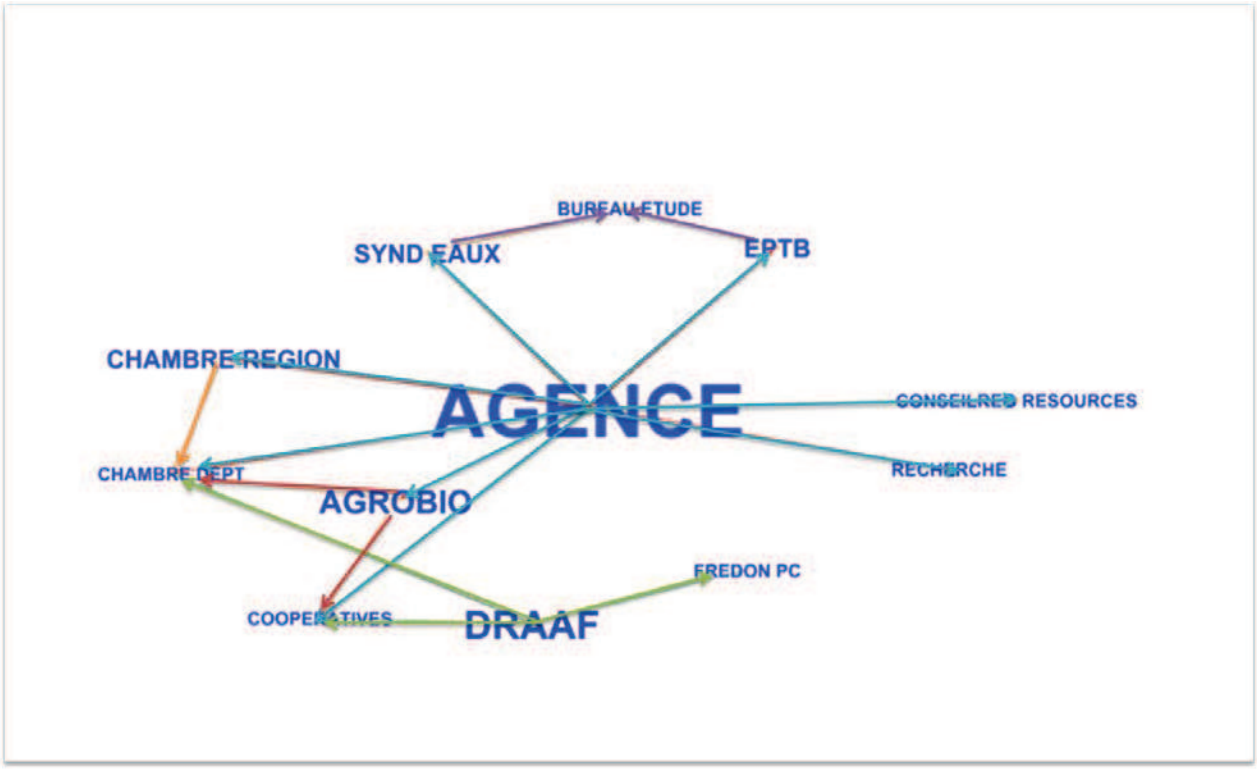


Figure 137 : Graphe Gephi pour la partie « flux financier » entre les acteurs du réseau

[49] les statistiques produites par le logiciel sont en annexe VIII.

Le graphe du réseau qui concerne les flux d'information est présenté en Figure 138. Le réseau présente pour ce type de flux 26 nœuds et 63 liens. L'analyse structurale confirme que le réseau est plus dense, plus large mais moins centralisé. Le diamètre du réseau est de 6 et la densité de 0,166. Tous les acteurs produisent et/ou utilisent de l'information et, sauf à considérer une information dans un domaine particulier comme celui des pratiques agricoles, le réseau est beaucoup plus éclaté. On peut distinguer ainsi en fonction de la couleur des liens des « sous-réseaux » comme celui des acteurs agricoles (en brun-orangé sur le graphique) ou des acteurs de l'eau (en bleu sur le graphique).

Cela confirme notre vision du réseau d'acteurs autour du BAC Coulonge : des liens forts entre acteurs du même domaine qui échangent au sein de leur sous-réseau, et beaucoup d'interactions entre les acteurs qui produisent cette structure éclatée. Les sous-réseaux les plus développés sont ceux des gestionnaires de l'eau d'un côté, et des acteurs agricoles de l'autre.

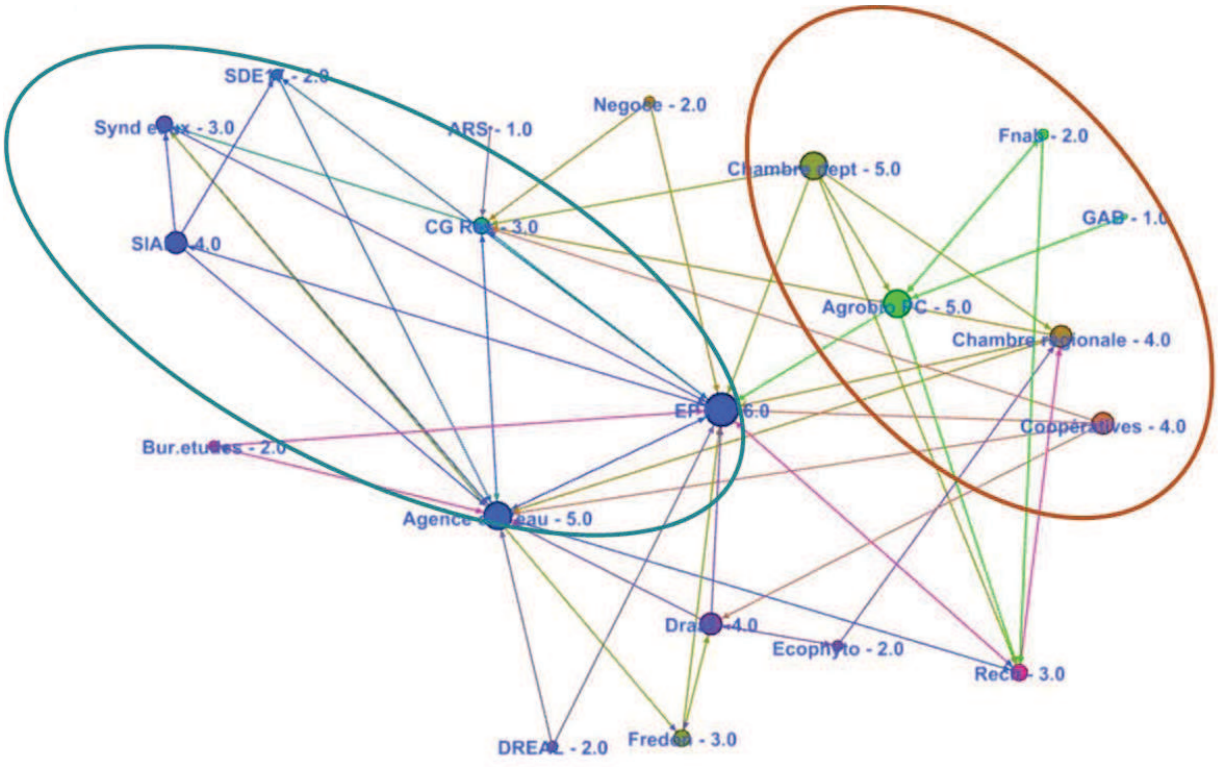


Figure 138 : Les « flux d'information » dans le réseau

II.5 Disposer des données et de l'expertise nécessaire pour participer pleinement au processus de décision sur les actions à mener

La superposition des dispositifs d'action publique et les nombreux acteurs impliqués font des bassins d'alimentation de captage des territoires d'action complexes, notamment lorsqu'il s'agit de grands territoires comme le BAC Coulonge.

Dans le cadre des interviews réalisés auprès des acteurs clés, des questions ont été posées systématiquement sur les données ou indicateurs qu'ils mobilisent ou qu'ils souhaiteraient mobiliser dans un contexte de programme d'action agro-environnemental. Le modèle acteurs (cf. Figure 135) tient compte de ces demandes ou manifestations d'intérêt. Dans cette information à mobiliser, il faut distinguer : i/ un accès à l'information primaire, par exemple, sur les sols, le climat, le monitoring hydrologique, les pratiques ii/ un accès à l'information primaire traitée et analysée, sous forme de bilans ou d'indicateurs et enfin iii/ un accès à une information qui simule une évolution possible du système complexe que représente le territoire d'étude, en fonction d'hypothèses de changement de l'occupation du sol, des pratiques, du climat, etc. Dans la construction du système d'information, l'architecture proposée distingue l'information à capitaliser (il peut s'agir de l'information traitée ou analysée) et les indicateurs qui seront produits dans une optique plus décisionnelle. Nous détaillerons le contenu de ces deux groupes dans le chapitre 11 consacré au SI proposé en accompagnement du programme d'action.

L'analyse des interviews permet de détailler ce besoin de données et les manques qui sont relevés. Le constat s'appuie également sur les rapports produits dans le cadre du programme d'action. Par exemple, la Figure 139 est une carte produite par les animateurs du programme et le bureau d'études chargé du diagnostic. Cette carte pointe le manque de données sur les eaux souterraines dans le périmètre du programme d'action.

L'expertise tente de combler ces manques. L'expertise peut être de nature qualitative -connaissance d'un milieu, d'un secteur, d'une culture- ou appuyée par des résultats de modélisation ou des calculs d'indicateurs. Les utilisateurs pointent le manque d'outils aboutis notamment pour établir la liaison « pression impacts ».

Les actions engagées pour améliorer la qualité de l'eau et/ou l'évolution vers des pratiques agricoles plus durables devraient l'être sur la base d'une information thématique ou spatiale adaptée intégrant à la fois des aspects écologiques et sociaux et ce à différents niveaux de granularité. Les acteurs en charge de la mise en œuvre de ces programmes attendent une aide au diagnostic, au choix des actions puis à leur suivi. L'information restituée doit aussi pouvoir amener des éléments de connaissance partagée entre les différentes parties prenantes que ce soit sur les milieux ou sur les pratiques (urbaines, agricoles…). Il faut donc, en préalable de la description du système d'information, bien identifier le cahier des charges et les objectifs sans lesquels il ne pourra pas « vivre » dans la durée.

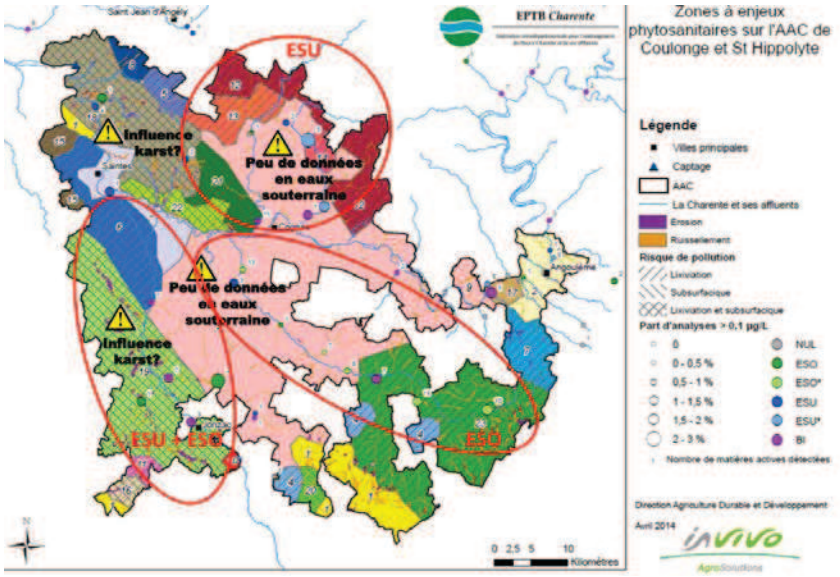


Figure 139 : Carte précisant le manque de données sur les eaux souterraines sur le BAC Coulonge (source : Diagnostic du Bac Coulonge St Hippolyte, Invivo/EPTB)

II.6 Explorer les pistes d'évolution et leur impact potentiel sur la ressource

Les acteurs doivent in fine parvenir à une décision de mise en place d'actions puis assurer le suivi d'un programme de mesures agro-environnementales, et pour ce faire il leur est utile d'explorer les conséquences potentielles des mesures qu'ils vont prendre. **Dans le cadre des interviews, cette approche par scénarios est perçue comme positive par la majorité des acteurs. Toutefois, cette notion de scénario peut recouvrir des réalités très différentes et demande à être précisée.** On entend ici par scénario une trajectoire de l'agriculture définie par les acteurs sur le territoire d'action, une trajectoire spatialisée et dont on souhaite évaluer les impacts potentiels sur la qualité de l'eau notamment en molécules issues du transfert des produits phytosanitaires. Les scénarios envisagés sur le territoire d'action sont utiles pour les simulations dans le cadre d'une modélisation intégrée mais peuvent aussi être vus comme un outil pour dégager du consensus et repositionner les acteurs.

Les scénarios d'évolution des systèmes agricoles sur le territoire d'action du BAC Coulonge couvrent les quatre catégories présentées en partie 2 (chapitre 7, section III.6):

- Développement de Systèmes de Culture Innovants (SDCI) : systèmes intégrant des leviers alternatifs à l'utilisation de produits phytosanitaires
- Développement de l'Agriculture Biologique (BIO), peu consommatrice en produits de protection des cultures
- Développement et localisation préférentielle de « zones tampons » permettant de réduire les transferts de substances actives le long des cours d'eau (HERB),

– Retournement de « prairies » dans les bassins avec beaucoup d'élevage au profit de la monoculture de maïs grain (DEPP).

La co-construction des scénarios avec les acteurs agricoles conduit souvent à des scénarios « réalistes ». Toutefois, dans un contexte de modélisation intégrée ou de simulations, des scénarios plus extrêmes (exemple : toute la zone en bio ou en systèmes conventionnels innovants) ou plus tranchés permettent de mieux borner les variations.

La spatialisation des scénarios permet de déterminer quelles surfaces sont engagées dans tel nouveau système et de pouvoir s'interroger sur les conséquences potentielles de ces changements, par exemple en termes de valorisation. Ainsi, l'allongement des rotations conduit souvent à introduire de la luzerne dans la rotation (un exemple en Figure 140). À l'échelle du territoire, cela peut générer rapidement des volumes importants qu'il faut pouvoir vendre. De même, le développement des cultures « bio » posent le problème de l'écoulement des produits et du stockage dans des filières adaptées (silos dédiés, un seul dans le secteur actuellement).

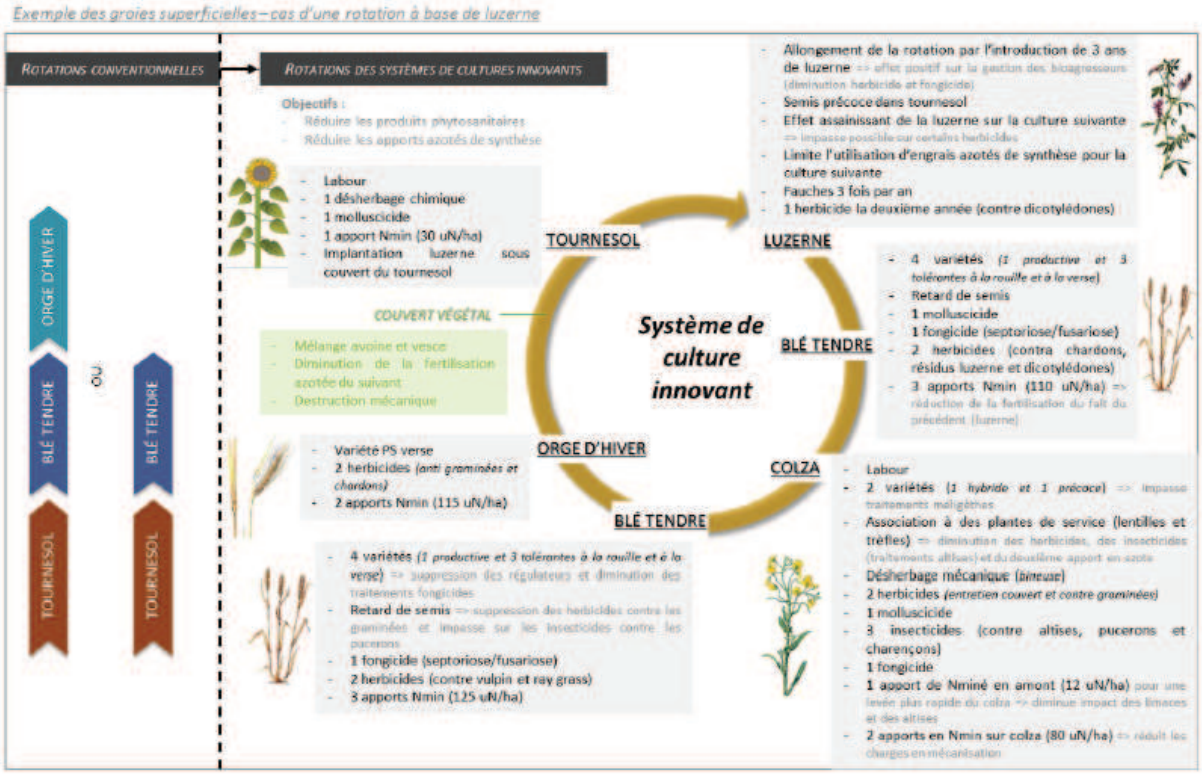


Figure 140 : Exemple d'allongement de rotations pour un passage en système de culture innovant – source : rapport final Modchar2, Vernier et al, 2016.

La viticulture est un cas à part. Les viticulteurs se distinguent donc des autres agriculteurs par des préoccupations différentes, et des lieux de concertation qui dépassent le territoire d'action agro-environnementale (appellations, filière spécifique...).

Il s'agit d'une culture pérenne utilisant beaucoup de produits phytosanitaires (les IFT sont les plus élevés). Les viticulteurs se sentent donc particulièrement visés dès lors que l'on parle de réduire la pression en produits phytosanitaires. En viticulture conventionnelle, les actions consistent à adopter de « bonnes pratiques » de traitement lorsque la vigne est déjà implantée, ne pas sur-traiter, utiliser du matériel performant, enherber lorsque cela est possible, avoir des aires de lavage aux normes, etc. Lors de l'implantation d'une nouvelle vigne, il est possible de prendre des précautions supplémentaires (orientation des rangs par rapport aux lignes de pente, enherbement prévu d'emblée, zones tampons, etc.). La viticulture « bio » est peu développée en termes de surface. Les grandes maisons de Cognac ne sont pas encore passées au bio. Des essais seraient en cours notamment via des « sous-marques » pour tester la viabilité économique d'une telle filière. Le développement pourrait alors être fulgurant, la concurrence jouant entre marques. Obtenir des itinéraires techniques de vigne est plus compliqué que pour les grandes cultures. Ces ITK ont pu être obtenus seulement grâce à la collaboration des acteurs du groupe « pratiques ».

II.7 Les attentes en termes de capitalisation et de restitution de l'information

Dans les différents groupes de travail ou comités, la capitalisation de l'information se fait surtout par les personnes présentes et leur expertise, leur connaissance des données ou des études disponibles dans leur institution. Il n'y a pas ou peu de dispositif collectif de capitalisation des expériences acquises lors de programmes d'action environnementaux sur le territoire d'action.

Néanmoins, un premier pas vers la capitalisation des données disponibles à l'échelle régionale a été réalisé avec le développement d'un observatoire de l'environnement (ORE) et un effort de communication des différentes institutions (documents ou données téléchargeables). Mais il manque une réflexion collective sur l'organisation de l'information autour des programmes d'action et une mise à disposition « pensée » des données pertinentes en appui au processus de diagnostic, mise en œuvre et suivi des programmes d'action. Le séminaire de restitution des résultats du projet Modchar2 qui a lieu en Mars 2017 sur notre zone d'étude a permis de confirmer les attentes en termes de restitution de l'information, par les questions et les interventions des acteurs locaux. Il y a une forte attente des acteurs locaux pour une restitution d'une information adaptée qui soit une aide concrète pour définir, orienter et suivre les actions agro-environnementales sur les territoires à enjeu eau.

Les systèmes d'information existants sont mal adaptés et peu accessibles rendant les synthèses des données disponibles sur le territoire et le suivi spatio-temporel, compliqués et consommateurs de temps, alors que beaucoup des institutions impliquées n'engagent que quelques personnes sur ces thématiques. En ce qui concerne l'information spatiale, les SIG sont présents quoique sous utilisés. La restitution sous forme cartographique est appréciée par les acteurs, à différentes échelles spatiales qui

vont de l'entité hydrologique à des zones d'action administratives. L'interactivité des outils de restitution des résultats est perçue comme importante et les restitutions issues de l'entrepôt de données, prototypé sur le territoire du BAC Coulonge, ont suscité l'intérêt lors du séminaire.

Les attentes sont doubles :

i/ **organiser, capitaliser l'information nécessaire au bon déroulement du programme** : c'est l'information sur les milieux, sur les activités économiques notamment l'agriculture, sur les autres sources de pollution (stations d'épuration, les traitements des installations urbaines, industrielles, de transport…),

ii/ **restituer cette information « à la demande » et de manière interactive**, ce qui demande une co-définition, avec les acteurs « usagers », du système des axes d'analyse souhaités, thématiques, spatiaux et temporels.

Il manque aux acteurs une capitalisation des expériences passées, sur l'efficacité des actions mises en œuvre, sur leurs impacts techniques et économiques. Les acteurs agricoles n'ont pas de vision globale de l'évolution des pratiques car les bases de données sont multiples, réparties entre chambres régionale et départementale, coopératives, agriculture biologique. Les bases de données des agences organisent les données des réseaux de surveillance, mais les syndicats d'eau ont leurs propres données et les acteurs manquent d'analyses et de synthèses sur les évolutions.

Les challenges à venir –concilier une agriculture plus « agro-écologique » et biologique avec les impératifs économiques et les contraintes environnementales de reconquête de la qualité de l'eau– impliquent de disposer de systèmes d'information adaptés, pouvant être appropriés par des structures comme l'EPTB Charente ou la chambre régionale d'agriculture. La mise à disposition des acteurs des données nécessaires à la mise en œuvre des programmes d'action –climat, débits et qualité des eaux, sols, occupation des sols, pratiques agricoles- est nécessaire. Elle doit impliquer l'Etat et les régions. Les collectes institutionnelles de données agricoles doivent être repensées en fonction des nouvelles politiques publiques agro-environnementales territorialisées.

Résumé du chapitre 9

Le réseau autour du programme d'action du BAC Coulonge est un réseau d'acteurs institutionnels et le focus de l'analyse porte sur les échanges d'information au sein de ce réseau. Une analyse institutionnelle et des interviews d'acteurs clés du réseau ont permis de mieux cerner la vision des acteurs sur les données indispensables à mobiliser dans les programmes d'action, les difficultés auxquels les acteurs sont confrontés pour participer au processus de décision, les échanges d'information entre acteurs du réseau. Une modélisation conceptuelle des liens entre les acteurs a été réalisée selon le formalisme UML. Le modèle « acteurs » fait le lien entre producteurs et utilisateurs des informations sur les pratiques agricoles et les milieux à l'échelle d'un territoire d'action « pesticides », organisées dans le modèle SIE pesticides. Les attentes des acteurs sont fortes sur la mise à disposition d'une information pertinente et organisée en appui au diagnostic du territoire et à la mise en œuvre des actions agro-environnementales. Le système d'information proposé doit inclure une composante pour capitaliser l'information, et une composante dédiée à la prise de décision répondant aux besoins de restitution interactive et dynamique des informations utiles pour engager des actions.

Chapitre 10. Qualification des activités agricoles sur le BAC Coulonge et trajectoires d'évolution

Dans ce chapitre, je présente les résultats de l'application des méthodes de qualification des systèmes et des pratiques, présentées en partie 2, au cas d'étude du BAC Coulonge. Je décris la méthode de qualification des systèmes agricoles et des pratiques proposée et mise en œuvre en accompagnement au programme d'action, dans un contexte de modélisation intégrée. Ce travail a donné lieu à la publication d'un article (Vernier et al, 2017). Je défends ici l'intérêt à la fois d'une approche typologique et de la définition d'un objet spatial de référence pour confronter les résultats obtenus par différents outils d'évaluation de l'impact des pratiques agricoles sur la ressource en eau (indicateurs, modèles). J'identifie les différentes informations produites dans les différentes étapes de cette modélisation de l'agriculture et de ses impacts sur le territoire du BAC Coulonge. J'analyse les possibilités d'intégration de ces informations dans le système d'information décrit au chapitre 11.

I SPATIALISATION DES SYSTEMES ET DES PRATIQUES AGRICOLES SUR LE TERRITOIRE D'ACTION : LE SCENARIO DE REFERENCE

La première étape de qualification des systèmes et des pratiques est de décrire et de qualifier, au sens de l'impact environnemental potentiel, les systèmes agricoles et les pratiques présents au démarrage du programme d'action sur le territoire d'étude. Sans observatoire agro-environnemental à même de produire un historique de ces données, les acteurs doivent s'appuyer sur les données institutionnelles disponibles, sur des études éventuellement réalisées sur le territoire par des instituts techniques et de recherche, et sur l'expertise des acteurs agricoles pour décrire ce « point zéro ». Je décris dans les sections suivantes comment la méthode de qualification des systèmes et des pratiques que je propose et que j'ai détaillée en partie 2 a été mise en œuvre sur le BAC Coulonge.

I.1 Décrire les systèmes et les pratiques actuels : définition du scénario de référence sur le BAC Coulonge

Le scénario de référence décrit sur le BAC Coulonge est une vision « modélisée » de l'agriculture résultant de notre approche typologique par type de sol, rotation et culture. Au cours du projet de recherche, deux scénarios de référence ont été décrits, l'un intégrant uniquement l'agriculture conventionnelle et l'autre intégrant l'agriculture biologique, en raison du calendrier d'acquisition des données et de construction du scénario. Le scénario de référence présenté ici est le plus complet. Des compléments sur l'analyse descriptive qui a été réalisée sont disponibles en annexe X.

Les rotations-type[50] (Figure 141) pour les différentes instances de type de sol sont affectées aux îlots du RPG, découpés à l'échelle du sous-bassin, selon la méthode décrite en partie 2 et pour six années de rotation (spatialisation des rotations pour le scénario de référence en Figure 142). Selon ce scénario de référence, la SAU se décompose en 5 grandes catégories de cultures qui représentent 88 % de la SAU (moyenne sur les six années de modélisation) : le blé tendre et dur représente 24 % de la SAU, la vigne « conventionnelle » 22 %, le tournesol 19 %, le maïs fourrage et grain 15 %, l'orge d'hiver et de printemps 8 %. Les cultures ou rotations plus marginales ont été remplacées par les successions culturales-type définies avec les acteurs agricoles (cf. Figure 141 et Figure 142). Les rotations en agriculture biologique, bien que très diverses pour une petite surface, ont été simplifiées également.

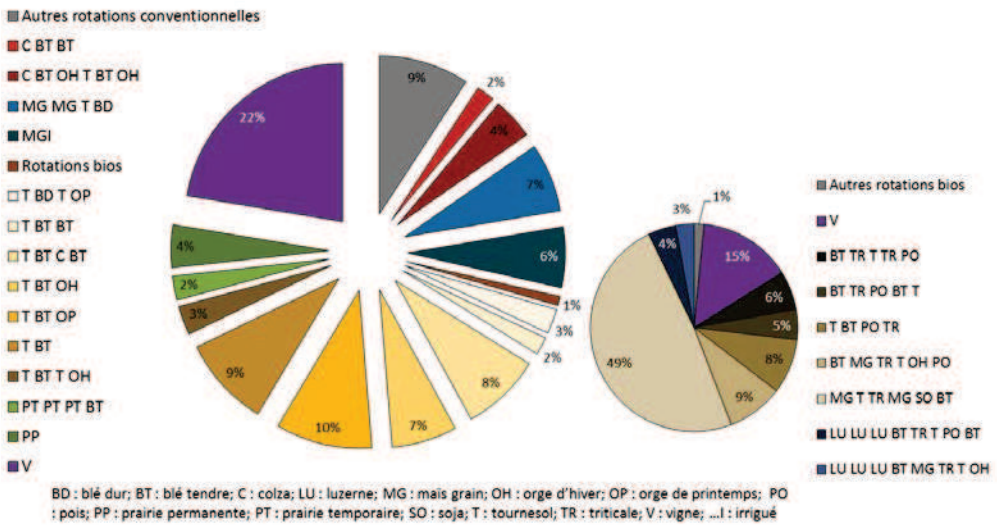


Figure 141 : Rotations conventionnelles et bio pour le scénario de référence : surfaces concernées en parts de la SAU (source : Vernier et al, 2016)

50 Le tableau complet des rotations par type de sol est présenté en annexe II

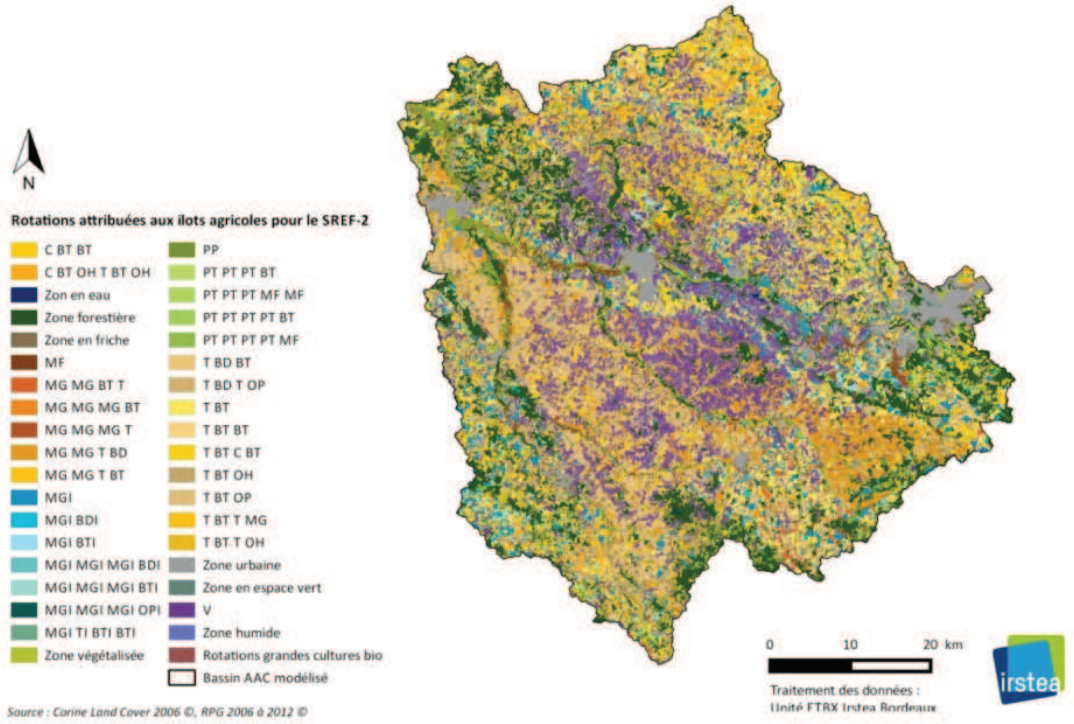


Figure 142 : Scénario de référence à l'échelle de l'ilot sur le territoire du BAC Coulonge (productions majoritaires pour les sous-bassins versants avec de l'agriculture biologique) (Vernier et al, 2016)

Tableau 8 : Rotations bio décrites par type de sol pour le scénario de référence

	Rotations_bios_avec_CI	% rotation bio / SAU bio totale
Groies superficielles	Tournesol - Blé tendre - Pois - Triticale - **Moutarde**	40
Groies superficielles	Luzerne bio (3ans) - Blé tendre -Triticale - **Moutarde** - Tournesol - Pois de printemps - Blé tendre	55
Groies superficielles	Maïs garin - Soja - Orge d'hiver - Féverole de printemps - **Moutarde**	5
BILAN : GROIES SUPERFICIELLES		100
Groies marneuses	Blé tendre - Triticale - Pois - Blé tendre - **Moutarde** - Tournesol	40
Groies marneuses	Luzerne bio (3ans) - Blé tendre - **Moutarde** - Maïs grain - **Moutarde** - Pois de printemps - Orge d'hiver	55
Groies marneuses	Maïs grain - Soja - Orge d'hiver - Féverole de printemps - **Moutarde**	5
BILAN : GROIES MARNEUSES		100
Terres de Pays-bas	Maïs grain - Tournesol - Triticale - **Moutarde** - Maïs grain - Soja - Blé Tendre - **Moutarde**	100
BILAN : TERRES DE PAYS-BAS		100
Champagne superficielles	Trèfle - Blé tendre - Triticale - **Moutarde** - Tournesol -Triticale - Pois - Blé tendre	50
Champagne superficielles	Blé tendre - Triticale - **Moutarde** - Tournesol - Triticale - Pois	40
Champagne superficielles	Maïs grain - Blé tendre - **Moutarde** - Tournesol - Triticale - **Moutarde** Maïs grain - Blé tendre - Trèfle	8,0
Champagne superficielles	Maïs grain - Blé tendre - **Moutarde** - Tournesol - Triticale - **Moutarde** - Maïs grain - Blé tendre - Pois - **Moutarde**	2,0
BILAN : TERRES DE CHAMPAGNE SUPERFICIELLES		100
Champagne moy. à profondes	Trèfle - Blé tendre - Triticale - **Moutarde** - Tournesol -Triticale - Pois - Blé tendre	50
Champagne moy. à profondes	Blé tendre - Triticale - **Moutarde** - Tournesol - Triticale - Pois	40
Champagne moy. à profondes	Maïs grain - Blé tendre - **Moutarde** - Tournesol - Triticale - **Moutarde** - Maïs grain - Blé tendre - Trèfle	8,0
Champagne moy. à profondes	Maïs grain - Blé tendre - **Moutarde** - Tournesol - Triticale - **Moutarde** - Maïs grain - Blé tendre - Pois - **Moutarde**	2,0
BILAN : TERRES DE CHAMPAGNE MOY. A PROFONDES		100
Doucins limoneux hydromorphes	Luzerne bio (3ans) - Blé tendre - **Moutarde** - Maïs grain - Triticale - **Moutarde** - Tournesol - Orge d'hiver	50
Doucins limoneux hydromorphes	Blé tendre - **Moutarde** - Maïs grain - Triticale - **Moutarde** - Tournesol - Orge d'hiver - Pois	40
Doucins limoneux hydromorphes	Luzerne bio (3ans) - Blé tendre - **Moutarde** - Maïs grain - Triticale - **Moutarde** - Tournesol - Orge d'hiver	8,0
Doucins limoneux hydromorphes	Blé tendre - **Moutarde** - Maïs grain - Triticale - **Moutarde** - Tournesol - Orge d'hiver - Soja	2,0
BILAN : DOUCINS LIMONEUX HYDROMORPHES		100
Doucins sableux	Luzerne bio (3ans) - Blé tendre - Triticale - **Moutarde** - Tournesol - Orge d'hiver	50
Doucins sableux	Blé tendre - Triticale - **Moutarde** - Tournesol - Orge d'hiver - Pois	40
Doucins sableux	Luzerne bio (3ans) - Blé tendre - **Moutarde** - Maïs grain - Triticale - **Moutarde** - Tournesol - Orge d'hiver	8,0
Doucins sableux	Blé tendre - **Moutarde** - Maïs grain - Triticale - **Moutarde** - Tournesol - Orge d'hiver - Soja	2,0
BILAN : DOUCINS SABLEUX		100
Terres de vallées et marais	Maïs grain - Tournesol - Triticale - **Moutarde** - Maïs grain - Soja - Blé Tendre - **Moutarde**	100
BILAN : TERRES VALLEES ET MARAIS		100

Les rotations en agriculture biologique qui ont été décrites pour le scénario de référence en collaboration avec la FRAB (fédération régionale de l'agriculture biologique) sont listées par type de sol dans le Tableau 2. On peut constater qu'elles sont très diverses. La moutarde a été choisie comme culture intermédiaire pour la modélisation.

La répartition des surfaces par entité spatiale du SDAGE (Tableau 9) permet d'en mesurer la variabilité, notamment sur la proportion entre vignes et grandes cultures, et sur la présence plutôt anecdotique des systèmes « bio » (Tableau 10). Quatre profils différents se dessinent pour la présence de l'agriculture biologique dans les entités du SAGE (cf. carte, chapitre 1), en fonction du pourcentage d'agriculture biologique. On constate ainsi une absence d'agriculture biologique pour la « Nouère » (0,40 % pour les entités « Charente 17 amont Boutonne » et « Rivière péri-angoumoises »), une présence très faible du bio pour pour les 3 entités « Charente 16 en aval d'Angoulême », « Né » et « Seugne » (entre 0,77 et 0,87 %) et une présence plus conséquente, quoique restant faible, de l'agriculture bio pour l'entité « Soloire-Antenne-Coran-Bouru » (1,66 %). Les restitutions produites à cette échelle de l'entité du SDAGE ont un intérêt pour les gestionnaires de l'eau. Elles constituent pour eux une entité de gestion, ce qui n'est pas le cas pour les acteurs agricoles.

Tableau 9 : Description de la SAU dans chacune des 7 entités SDAGE en fonction des grandes catégories de cultures

	Charente 16 en aval d'Angoulême		Charente en 17 amont Boutonne		Né		Nouère		Rivières périangoumoises		Seugne		Soloire-Antenne Coran-Bouru	
	Surface	**%**	**Surface**	**%**	**Surface**	**%**	**Surface**	**%**	**Surface**	**%**	**Surface**	**%**	**Surface**	**%**
Grandes Cultures	18 268,53	58,41	18 735,88	88,28	39 056,69	73,37	8 336,18	87,86	11 907,95	98,77	56 783,67	82,49	41 806,54	75,51
Vigne	13 005,49	41,59	2 487,00	11,72	14 177,98	26,63	1 152,22	12,14	148,56	1,23	12 053,21	17,51	13 556,87	24,49
Ensemble	31 274,02	100,00	21 222,88	100,00	53 234,67	100,00	9 488,40	100,00	12 056,50	100,00	68 836,87	100,00	55 363,41	100,00

Tableau 10 : Description de la SAU en fonction des cultures conventionnelles et biologiques

	Charente 16 en aval d'Angoulême		Charente en 17 amont Boutonne		Né		Nouère		Rivières périangoumoises		Seugne		Soloire-Antenne Coran-Bouru	
	Surface	**%**	**Surface**	**%**	**Surface**	**%**	**Surface**	**%**	**Surface**	**%**	**Surface**	**%**	**Surface**	**%**
SAU Conventionnelle	31 033,66	99,23	21 142,35	99,62	52 771,82	99,13	9 488,40	100,00	12 007,98	99,60	68 278,04	99,19	54 442,08	98,34
SAU Biologique	240,35	0,77	80,53	0,38	462,86	0,87	0,00	0,00	48,52	0,40	558,84	0,81	921,34	1,66
Ensemble	31 274,02	100,00	21 222,88	100,00	53 234,67	100,00	9 488,40	100,00	12 056,50	100,00	68 836,87	100,00	55 363,41	100,00

A chaque instance de type de sol/rotation/culture est affecté un itinéraire technique détaillé : semis, récolte, interventions, irrigation, fertilisation, traitements phytosanitaires et coûts associés aux opérations. Un fichier Excel (extrait présenté lors de la description du scénario de référence dans le Tableau 15) est utilisé entre les membres du groupe de travail « agricole » pour réfléchir sur ces

pratiques. Ce fichier est très complet, facile à maitriser par les acteurs qui connaissent tous ce logiciel. Mais il est très difficile à visualiser. C'est pourquoi une synthèse graphique de certains itinéraires techniques a été produite pendant les travaux, afin de pouvoir échanger plus facilement avec les acteurs non impliqués dans le groupe. Le tableau des ITK utilise lui-même un certain nombre d'autres informations comme par exemple la base de données de produits phytosanitaires utilisés par les chambres d'agriculture et une base de données sur les coûts économiques des opérations, de même source. Le format Excel n'est certes pas optimal pour l'intégration dans une base de données mais il est le seul utilisable sur le terrain, pour une praticité des échanges et une utilisation par l'ensemble des acteurs dont l'expertise est sollicitée. Un processus d'intégration dans le système d'information proposé dans la thèse a été conçu et mis en place.

Les activités agricoles sont les plus concernées par la lutte contre les pollutions diffuses d'origine phytosanitaire. Elles ne sont cependant pas les seules à devoir être incriminées et améliorées. Si les surfaces urbaines ne représentent que 6 % de la superficie du territoire, et malgré l'action « zéro pesticide » qui conduit 17 % des communes à adopter des pratiques alternatives à l'utilisation des produits phytosanitaires, les traitements urbains représentent toujours un risque de pollution non négligeable.

En effet, ces traitements se font, au moins en partie, sur des zones imperméabilisées avec un risque plus important de transfert vers les eaux, notamment en cas d'évènement pluvieux juste après les traitements. Sur le territoire, 75 communes utilisent des produits phytosanitaires dont principalement le Glyphosate, mais aussi les molécules Flazasulfuron, Diflufenican et Fluoroxypyr. Toutefois, 52 % des communes utilisant des produits chimiques ont tendance à diminuer les quantités utilisées depuis cinq ans. Le scénario de référence tient compte de cette réalité en affectant un traitement de glyphosate à 360 g/l avec un IFT herbicide de 0,25 sur les zones non agricoles.

Toutes ces informations sont éligibles pour intégrer le système d'information dans la partie « capitalisation de l'information ». La mémoire des hypothèses faites sur les pratiques agricoles lors de la mise en place du programme d'action peut ainsi être conservée.

Par ailleurs, elles contribuent au « **modèle d'observation** », qui doit permettre de répondre à la question : ***« quelle information nécessaire pour évaluer les enjeux et piloter les actions ? »***. Ce modèle d'observation se distingue du **« modèle d'action »** qui sera constitué de l'entrepôt de données et dont l'utilité est d'apporter l'information nécessaire pour choisir les actions pertinentes à mettre en place, face aux enjeux « eau », pour évoluer vers des pratiques plus durables.

I.2 Validité du scénario de référence aux différentes échelles spatiales du programme d'action

Nous avons déjà souligné l'importance de l'enjeu de la prise en compte des différentes échelles spatiales mobilisées dans le cadre des programmes d'action environnementaux. Comme le souligne Dalgaard (2003), il y a un fossé entre l'échelle à laquelle l'information agro-écologique est disponible, et celle à laquelle les décisions qui vont s'appliquer aux systèmes agricoles sont prises. Il faut donc pouvoir intégrer dans le système d'information les échelles où les informations sont pertinentes et disponibles concernant les milieux (rivière, bassin versant, captage), l'agriculture (les successions culturales et les pratiques) mais aussi les échelles de référence des gestionnaires pour la prise de décision (entités du SDAGE, zones prioritaires, secteur hydrologique...).

Deux échelles spatiales (îlot du RPG et HRU du modèle de simulation SWAT) ont été utilisées pour décliner le scénario de référence. En effet, les rotations sont spatialisées tout d'abord à l'échelle de l'îlot du RPG puis de la HRU. La question se pose donc de la correspondance entre les couches spatiales d'information produites pour décrire le scénario de référence.

La cohérence spatiale entre ces deux échelles est importante dans la mesure où l'on veut ensuite confronter les résultats à l'échelle du sous-bassin, échelle intégrative pour les indicateurs et les modèles agro-hydrologique et économiques mobilisés en accompagnement au programme d'action. La Figure 143 présente l'occupation du sol obtenue pour le scénario de référence, à gauche en partant des rotations spatialisées à l'échelle de l'îlot et à droite en partant de celles modélisées à l'échelle de la HRU. Elle montre la cohérence des échelles spatiales.

L'occupation du sol est générée pour 161 125 îlots et 3659 HRU avec une approximation de 0,08 % pour la surface agricole soit 20 hectares. Ce résultat parait satisfaisant et permet d'envisager une confrontation des résultats à l'échelle commune du bassin versant, par agrégation.

Un autre type de validation concerne les surfaces des cultures produites par l'approche typologique. La nomenclature la plus précise est celle du recensement agricole, où les données sont disponibles à des échelles administratives (communes ou cantons). La comparaison peut donc se faire au niveau de l'ensemble de la zone d'étude -ensemble des communes d'un côté, ensemble des sous-bassins de l'autre- en extrapolant une partie des données du Recensement Agricole (RA) puisque les contours ne correspondent pas.

Compte-tenu de cette approximation, la comparaison entre les surfaces modélisées dans le scénario de référence (Figure 144), avec l'approche type de sol/rotation/culture et les surfaces du recensement agricole agrégées, conduisent à des différences de l'ordre de 5 % pour les grandes cultures. La vigne n'est pas concernée car ce sont les surfaces du RA qui ont été considérées comme la référence et les surfaces sont donc identiques entre celle du scénario de référence et celles du RA.

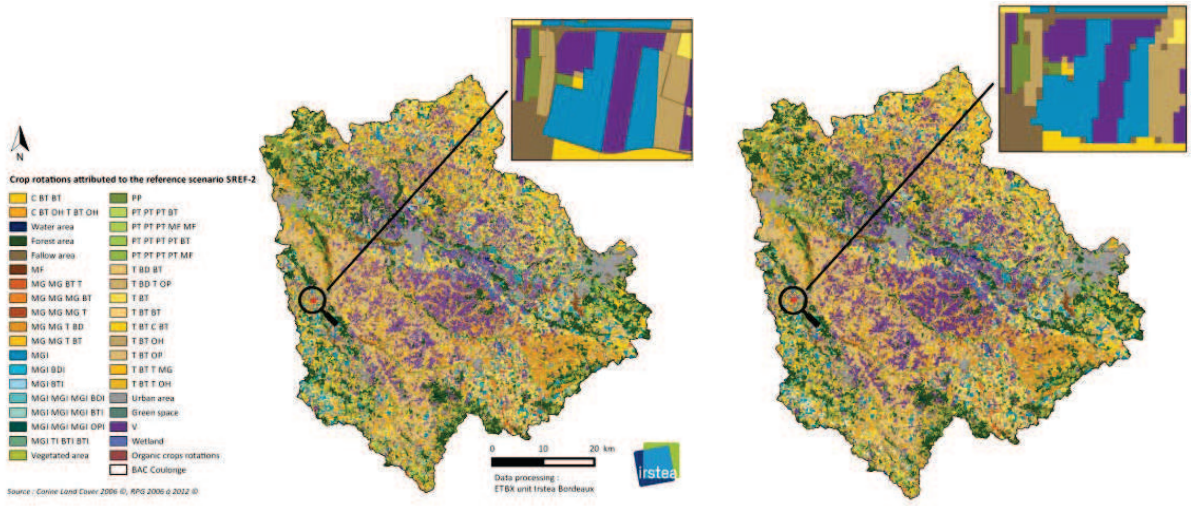


Figure 143 : Scénario de référence décliné à l'échelle de l'îlot (à gauche) et à l'échelle de la HRU (à droite). Source : Vernier et al, 2016.

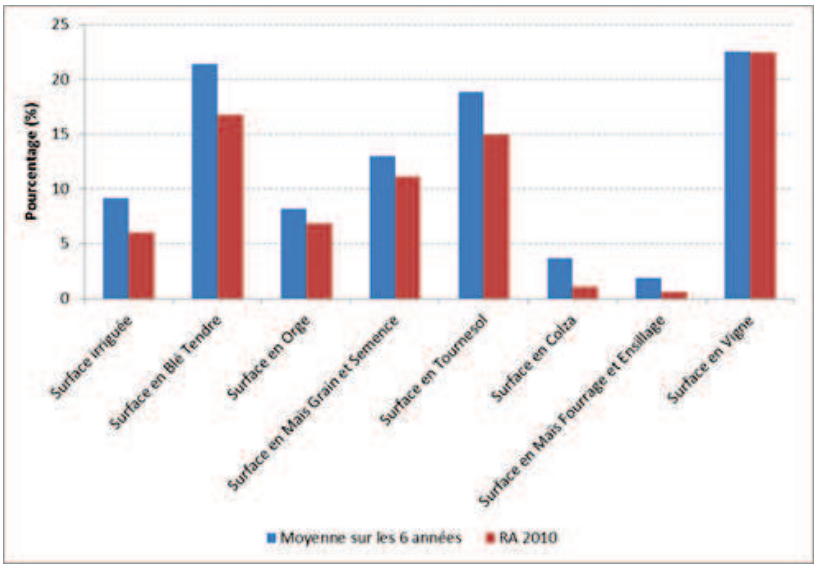


Figure 144 : Comparaison entre les surfaces modélisées dans le scénario de référence (moyenne sur les six années de rotation) et les surfaces issues du recensement agricole

On peut donc considérer que cette approche typologique conduite sur un large territoire d'action, produit **une occupation du sol agricole qui reflète correctement les surfaces de cultures**, telles qu'issues des données statistiques institutionnelles disponibles.

Une autre voie de validation possible serait le traitement d'images satellitales pour cartographier les surfaces agricoles. Un certain nombre d'images sont nécessaires pour discriminer correctement les différentes cultures et les surfaces en vigne (petites surfaces, écartement et orientation des rangs) (Barbey et al, 2014, Robbez-Masson et al, 2001). La question reste le traitement des données et les validations terrain nécessaires. Une telle opération pourrait être prise en charge à l'échelle régionale et

produire une couche d'information disponible pour tous les acteurs concernés par la thématique agricole et agro-environnementale. À ce jour, cette information n'existe pas en région Poitou Charentes. Une tentative avait été faite avec la création en 1994 de l'Institut atlantique d'aménagement du territoire (IAAT), un centre de ressources et de recherche, à statut associatif, afin de mettre à disposition documentation et information pour conseiller les pouvoirs publics dans leurs politiques d'aménagement du territoire. L'institut avait produit des cartographies et un atlas sur la région (SIIAT) ainsi que des analyses mais il n'est pas maintenu au fil du temps.

I.3 Confrontation des pratiques du scénario de référence aux enquêtes terrain

En sus de cette comparaison des surfaces de culture résultant du scénario de référence aux données institutionnelles, j'ai initié en 2014 une enquête auprès d'un certain nombre d'exploitations (Figure 145), choisies en fonction de leur système et leur type de sol ou désignées par les conseillers des chambres d'agriculture. Elle a été menée avec l'aide d'une stagiaire pour évaluer les différences entre les pratiques courantes modélisées par type de sol (ITK) et les pratiques de ces exploitations (mémoire d'ingénieur, Barberis, 2014). Volontairement, la méthode de collecte des données n'était volontairement pas une stratégie d'échantillonnage de l'AAC de Coulonge St Hippolyte. La surface enquêtée (3 000 ha) correspond seulement à environ 1 % de la surface totale du BAC Coulonge et est inégalement répartie selon les sous-bassins (Figure 146). Il s'agissait de confronter les itinéraires techniques construits avec les acteurs agricoles à des pratiques réelles dans les exploitations.

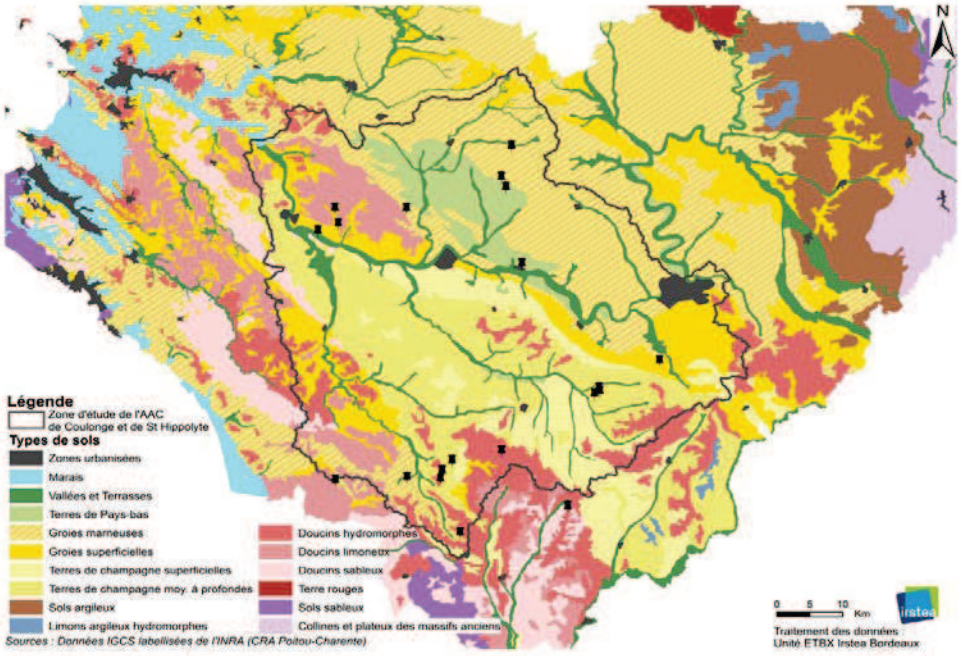


Figure 145 : Carte des sols simplifiés et localisation des enquêtes réalisées sur l'Aire d'Alimentation et de Captage de Coulonge St Hippolyte (carrés noirs)

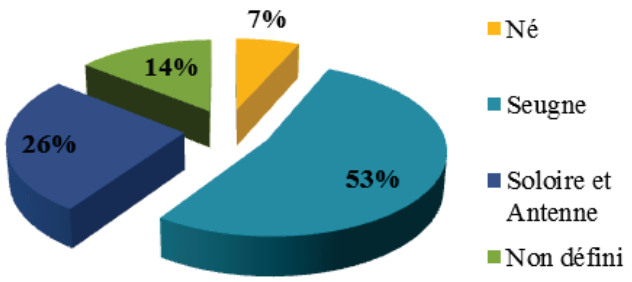


Figure 146 : Répartition des individus statistiques selon leur localisation dans les sous bassins versants du SAGE Charente *les enquêtes non définies sont celles de la CRA (localisation restée confidentielle)

Par ailleurs, les enquêtes étaient déclaratives, et certains exploitants avaient des difficultés pour déterminer leurs pratiques moyennes ou leurs rotations majoritaires, sans compter qu'une certaine méfiance entraîne des sous-estimations. La campagne choisie est celle de 2011-2012, sachant que les années 2013 et 2014 avaient été marquées par de mauvaises conditions climatiques (fortes pluies). Néanmoins, cette décision implique une surestimation des rendements. Près de 54 successions culturales différentes ont été relevées, qui ont été rattachées à un groupe de rotation spécifique. Cela conduit à des taux de correspondances entre les successions culturales observées et les rotations théoriques de 80 % en moyenne, selon les types de sols (Figure 147). Pour certains sols comme les

groies, de nombreuses successions n'ont pas pu être affectées en raison de leur spécificité mais ceci aussi au nombre limité de données sur ces types de sols.

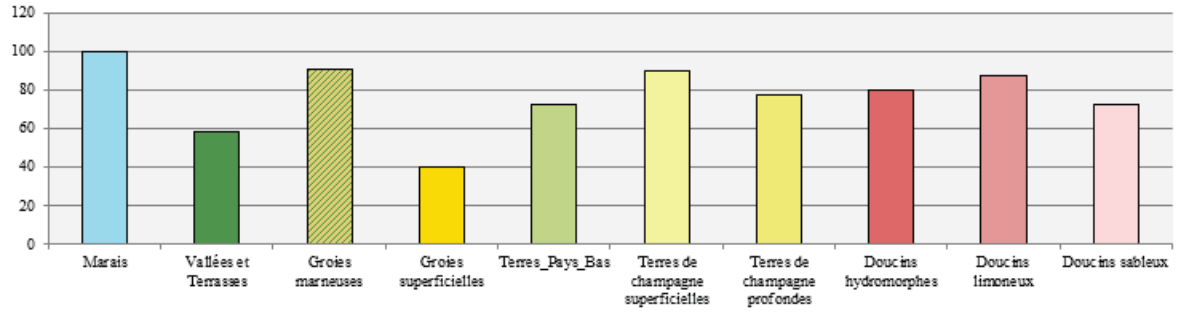


Figure 147 : Répartition des taux de correspondance entre successions observées et rotations théoriques en fonction des types de sol (source : Barberis, 2014)

Les enquêtes ont permis de conforter la nomenclature des types de sols simplifiés établie dans la zone d'étude et d'apporter quelques ajustements aux itinéraires techniques (exemple : le nombre de traitements réalisés ou de doses appliquées). Dans les molécules choisies comme témoins, certaines comme l'isoproturon sont peu employées par les agriculteurs et pourraient éventuellement être remplacées tout en prenant en compte d'autres facteurs tels que la toxicité des substances ou leur risque de transfert.

Globalement, il existe une bonne correspondance entre l'ITK moyen du modèle Modchar 2 et les moyennes obtenues lors des enquêtes (Tableau 11), avec toutefois une certaine surestimation de l'IFT hors herbicide. En effet, les ITKs construits avec les acteurs considèrent qu'une année donnée, un quart des agriculteurs ajoutent des molluscicides et que la moitié d'entre eux pulvérisent des insecticides, ce qui n'est pas forcément toujours le cas dans la réalité.

L'effet sol est testé et vérifié pour la stratégie herbicide (analyse de variance). En revanche, il n'y a pas de différences significatives entre les moyennes de chaque sol pour la stratégie hors herbicide. Elles semblent identiques. Il n'y a donc, a priori, pas d'effet « sol » sur cette variable.

Tableau 11 : Moyennes des valeurs d'enquêtes et du modèle pour les 5 cultures majoritaires de l'AAC

	blé tendre		tournesol		maïs grain		orge d'hiver		colza		vigne	
	enquêtes	*modèle*	*enquêtes*	*modèle*	*enquêtes*	*modèle*	*enquêtes*	*modèle*	*enquêtes*	*modèle*	*enquêtes*	*modèle*
IFT herbicide	2,01	1,72	2,02	1,8	2,6	2,06	2	2,31	1,44	1,92	1,26	0,83
IFT hors herbicide	1,71	3,33	0,24	1,27	0,46	1,98	2,13	3,06	4,21	5,88	17,69	14,38
Unités d'azote	179,1	170	56,1	40	180,02	180	163	130	184	160	58,85	50
Nombre d'apports d'azote	3,24	3	1,32	1	2,07	2	2,74	2	2,86	3	1,42	1

En résumé, un premier point est que la confrontation aux données terrain a donc été plutôt positive dans le cadre des travaux sur le BAC Coulonge, avec malgré tout, certains ajustements sur les ITKs suite aux enquêtes. Un second point est que la réalisation d'enquêtes terrain, ou du moins l'association d'agriculteurs « lambda » à certains groupes de travail, pour évaluer la généricité des ITKs produits selon les cultures et les types de sols est une méthode plausible. Le troisième point concerne l'approche type de sol conduit à des itinéraires techniques différentiés pour la fertilisation azotée et les traitements herbicides, approche qui apparait moins pertinente pour les traitements hors herbicide.

II SCENARIOS D'EVOLUTION DE L'AGRICULTURE CO-CONSTRUITS AVEC LES ACTEURS

Afin de contextualiser cette section, il m'a paru intéressant de citer Joseph Garnotel (in Lescureux, 2014) : «*J'avoue ne pas être très convaincu par la fameuse méthode des scénarios. De fait, la seule chose dont on soit vraiment sûr à leur propos est qu'aucun d'eux ne se réalisera jamais. Il n'en demeure pas moins que les travaux préparatoires à l'édification de ces scénarios exigent de s'interroger sur la nature des mécanismes en action, ce qui est évidemment beaucoup plus fondamental.* ».

Bien entendu, les scénarios de l'évolution de l'agriculture décrits avec les acteurs sur le BAC Coulonge ont peu de chance de se réaliser. Leur objectif n'est effectivement pas de coller à la réalité, mais plutôt d'apporter une certaine quantification de l'impact du développement de systèmes agricoles alternatifs sur la qualité de la ressource, et d'apporter au débat une contribution qui ne soit pas basée sur un rapport de pouvoir ou sur de la pure spéculation. Comme le souligne Garnotel dans son propos, les scénarios ne sont pas toujours très réalistes ou représentatifs du futur probable de l'agriculture mais ils contribuent à l'apprentissage du réseau d'acteurs sur la connaissance de la dynamique du système complexe que constitue le territoire d'action.

Décider quelles actions mettre en œuvre pour répondre aux enjeux de qualité de l'eau et où les localiser pour la meilleure efficacité n'est pas une démarche aisée. L'exploration de l'impact de changements de systèmes et de pratiques agricoles, leur impact potentiel sur le maintien ou l'amélioration de la qualité de la ressource en eau, est une voie séduisante pour les animateurs des programmes d'action et les acteurs-décideurs au sein du réseau. Encore faut-il définir ces scénarios, mobiliser les outils nécessaires à leur évaluation et s'en approprier les résultats. Bien sûr, augmenter les surfaces en agriculture biologique ou développer des systèmes à bas niveau d'intrants va dans le bon sens. De même, la littérature (cf. Chapitre 1, I.4) nous enseigne que les bandes enherbées peuvent, dans certaines conditions, contribuer à réduire significativement les transferts de polluants vers les

cours d'eau. Mais quelles surfaces d'action sont nécessaires ? Où les localiser ? La modélisation de scénarios spatialisés d'évolution des systèmes et des pratiques permet de répondre à cette question.

L'approche par scénarios a aussi le mérite de dépassionner le débat en se projetant à assez long terme. Par ailleurs elle permet d'intégrer des préoccupations spécifiques d'une partie des acteurs.

Ainsi, dans le cas du BAC Coulonge, les éleveurs, en réponse à la crise qui les touche particulièrement, étaient intéressés à montrer leur rôle positif dans la protection de la ressource en eau ; si leurs prairies étaient mises en culture, les transferts d'azote et de pesticides pourraient augmenter (scénario DEPP cf. Tableau 14). C'était un argument supplémentaire pour demander aux pouvoirs publics de mieux soutenir leur activité.

Tableau 12 : Scénarios d'évolution des systèmes innovants sur la zone d'étude

		TITRE	DESCRIPTION	OBJECTIFS	POURCENTAGE APPLICATION
SCENARIO REFERENCE	SREF-1	SCÉNARIO DE RÉFÉRENCE POUR LES PRATIQUES CONVENTIONNELLES (sans prise en compte du bio)	Caractérisation des pratiques conventionnelles majoritaires en grandes cultures et vignes.	Calibrer le modèle hydrologique	Sur 100 % du territoire d'étude
	SREF-2	SCÉNARIO DE RÉFÉRENCE AVEC PRISE EN COMPTE DU BIO	Introduction des pratiques bios majoritaires localisées sur 35 sous-bassins (sélectionnés suivant les pourcentages de bio au niveau communal – source RA et Agrobio)	Identifier l'effet du bio	Sur les 35 sous bassins sélectionnés à hauteur de 2 % de la SAU (soit 1 % de la SAU totale de l'AAC)
SYSTEMES INNOVANTS EN DIRECTION DES MAE (SDCI)	SDCI-1	IMPLANTATION DES SYSTÈMES INNOVANTS SUR TOUTE L'AAC	Optimisation des pratiques grandes cultures et vignes	Identifier l'effet d'un développement massif	Sur 100 % du territoire d'étude
	SDCI-2	IMPLANTATION DES SYSTÈMES INNOVANTS SUR LES ZONES PRIORITAIRES		Tester l'effet d'un développement massif sur les zones prioritaires du programme d'action	Sur 100 % des zones prioritaires (soit 53 % de la SAU de l'AAC totale)
	SDCI-3	IMPLANTATION DES GRANDES CULTURES ÉCONOMES EN INTRANTS SUR TOUTE L'AAC		Isoler l' effet de l'évolution des pratiques grandes cultures	Sur 100 % du territoire d'étude
	SDCI-4	IMPLANTATION DES VIGNES ÉCONOMES EN INTRANTS SUR TOUTE L'AAC		Isoler l'effet de l'évolution des pratiques vignes	Sur 100 % du territoire d'étude
	SDCI-5	IMPLANTATION DES SYSTÈMES INNOVANTS DANS LES ZONES PRIORITAIRES		Tester un scénario intermédiaire d'implantation de systèmes innovants	Sur environ 40 % de la SAU des zones prioritaires (soit 20 % de la SAU de l'AAC totale)
	SDCI-6	ASSOCIATION DE 20 % DE SYSTÈMES INNOVANTS SUR LA SAU TOTALE ET 15 % DE BIO		Tester un scénario intermédiaire combinant les systèmes de cultures bio et innovants	Combinaison des scénarios BIO-6 et SDCI-5

Les scénarios « systèmes de culture innovants » présentés dans le Tableau 12 ont été construits à partir de l'expérience de la chambre régionale d'agriculture (rapport final Modchar2, Vernier et al, 2016) qui travaille depuis plusieurs années sur ces systèmes en liaison avec l'INRA, avec des expérimentations de terrain (Petit et al, 2012, Guichard, Minette et al, 2015). Certains scénarios voulaient aider à identifier un effet « culture » (grandes cultures ou vignes), d'autres l'effet de concentrer les actions sur les zones prioritaires. Le scénario SDCI6 est un scénario mixte de développement ambitieux mais plausible de systèmes bios (15 %) et systèmes innovants (20 %) sur le territoire d'action.

Les conseillers agricoles consultés ont été unanimes sur la nécessité de faire évoluer les pratiques moyennes définies lors de l'état initial (scénario de référence). Les systèmes culturaux associés sont sujets aux maladies (piétin verse, fusariose) et au risque de « salissement » des parcelles du fait de rotations trop courtes ou du retour d'une même culture sur un court laps de temps. En définitive, pour remédier à ces limites, un allongement des successions conventionnelles du scénario de référence est réalisé par l'introduction de cultures annuelles et de la luzerne.

Ce procédé contribue à une meilleure gestion des bio-agresseurs. Le pois et de la luzerne limitent l'emploi d'engrais azotés de synthèse et le transfert de nitrates. De même, l'ajout de couverts végétaux à base de légumineuses avant tournesol et maïs grain ou ensilage mène à une diminution de la fertilisation azotée de ces deux cultures.

Des itinéraires techniques ont été redéfinis et raisonnés en fonction du type de sol et de la place de chaque culture dans la succession. Le travail mécanique (ex. : binage ou passage de herse étrille) est privilégié à l'emploi d'herbicides. Un choix variétal adapté contribue à la réduction des fongicides et à la suppression des régulateurs. Le retard de semis pour le blé ou l'utilisation de trichogrammes[51] permettent de faire l'impasse sur l'application de certains insecticides.

Un autre jeu de scénarios a été construit pour le développement de l'agriculture biologique en liaison avec la FRAB (fédération régionale de l'agriculture biologique) et un conseiller agricole « bio » de chambre d'agriculture pour la vigne (Tableau 13). Les pratiques « bio » éliminent l'utilisation de produits phytosanitaires conventionnels. Les scénarios jouent donc sur l'accroissement des surfaces.

Les surfaces bios sont augmentées sur tout le territoire suivant le « phénomène de tache d'huile » à partir des sous-bassins versants où l'agriculture biologique est déjà présente et sur les sols à faible potentiel. Ce choix résulte du constat de l'évolution actuelle. Le scénario le plus ambitieux permettrait d'atteindre 36 % d'agriculture biologique sur la zone d'étude, sur tous les sols à faible potentiel. D'autres scénarios prévoient un palier à 20 % (objectif souvent cité) pour les grandes cultures et la vigne sur les sous-bassins sélectionnés. Les scénarios bio décrits sont plus « réalistes » que ceux décrits pour les systèmes innovants, par exemple il n'a pas été testé de scénario « tout bio », certains ont pu le regretter par la suite : des surfaces d'action similaires auraient pu permettre de mieux comparer les résultats entre systèmes innovants et systèmes bio. La conversion au bio est une mesure retenue dans le cadre du programme d'action et elle est éligible sur toute la zone.

Les surfaces bios sont augmentées sur tout le territoire suivant le « phénomène de tache d'huile » à partir des sous-bassins versants où l'agriculture biologique est déjà présente et sur les sols à faible potentiel. Ce choix résulte du constat de l'évolution actuelle. Le scénario le plus ambitieux permettrait d'atteindre 36 % d'agriculture biologique sur la zone d'étude, sur tous les sols à faible potentiel.

[51] Les trichogrammes sont des parasites utilisés comme agents de lutte biologique

D'autres scénarios prévoient un palier à 20 % (objectif souvent cité) pour les grandes cultures et la vigne sur les sous-bassins sélectionnés.

Les scénarios bio décrits sont plus « réalistes » que ceux décrits pour les systèmes innovants, par exemple il n'a pas été testé de scénario « tout bio », certains ont pu le regretter par la suite : des surfaces d'action similaires auraient pu permettre de mieux comparer les résultats entre systèmes innovants et systèmes bio. La conversion au bio est une mesure retenue dans le cadre du programme d'action et elle est éligible sur toute la zone.

Les scénarios «HERB » simulent le recours à des bandes enherbées de différentes largeurs le long des cours d'eau dans l'objectif de limiter les risques de transferts. Pour les scénarios présentés dans le Tableau 14, les îlots ont été sélectionnés pour correspondre aux HRU sélectionnées par le modèle SWAT, le long des cours d'eau, pour chaque sous-bassin. L'ensemble des surfaces sélectionnées est converti en prairies. Les indicateurs sont calculés sur cette base qui est également « traduite » dans les modèles.

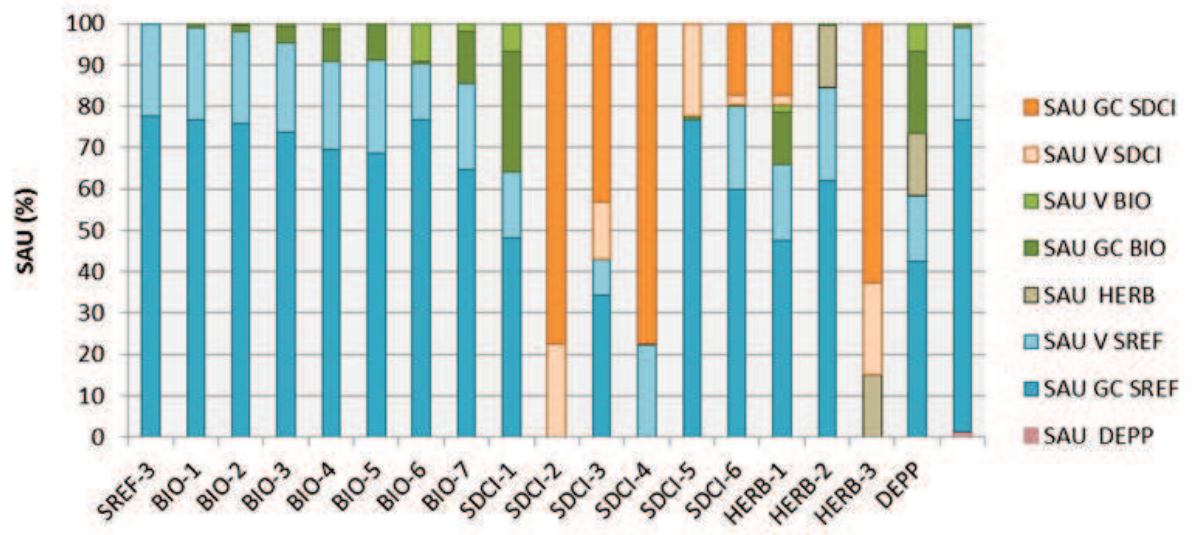
Tableau 13 : Scénarios d'évolution des systèmes en agriculture biologique sur la zone d'étude

		TITRE	DESCRIPTION	OBJECTIFS	POURCENTAGE APPLICATION
MODELISATION DU DEVELOPPEMENT DE L'AGRICULTURE BIOLOGIQUE (BIO)	BIO-1	DOUBLEMENT DE LA SAU EN BIO	Passage de 1 à 2 % de SAU bio en moyenne sur tout le territoire	Illustrer l'influence d'une augmentation progressive de la SAU en bio. Hypothèses de travail : - le potentiel de développement du bio est plus fort sur les sous-bassins où il est déjà présent. L'augmentation de la SAU bio est réalisée prioritairement dans ces zones puis sur les sous-bassins voisins - le développement du bio se fait majoritairement sur les sols à faible potentiel agricole.	Sur 2 % de la SAU totale de l'AAC (prioritairement sur les 35 sous bassins à hauteur de 4 % de leur SAU)
	BIO-2	MULTIPLICATION PAR 5 DE LA SAU BIO	Passage de 1 à 5 % de SAU bio en moyenne sur tout le territoire		Sur 5 % de la SAU totale de l'AAC (prioritairement sur les 35 sous bassins à hauteur de 10 % de leur SAU)
	BIO-3	MULTIPLICATION PAR 10 DE LA SAU BIO	Passage de 1 à 10 % de SAU bio en moyenne sur tout le territoire		Sur 10 % de la SAU totale de l'AAC (prioritairement sur les 35 sous bassins à hauteur de 20 % de leur SAU)
	BIO-4	ATTEINDRE 20 % DE SAU GRANDES CULTURES BIOS SUR LES 35 SOUS BASSINS SÉLECTIONNÉS	Passage de 1,7 % à 9 % de SAU grandes cultures bios sur l'AAC	Isoler l'effet grandes cultures et l'effet vigne pour le développement du bio	Sur 9 % de la SAU grandes cultures de l'AAC (prioritairement sur les 35 sous bassins à hauteur de 20 % de leur SAU grandes cultures)
	BIO-5	ATTEINDRE 20 % DE SAU VIGNES BIOS SUR LES 35 SOUS BASSINS SÉLECTIONNÉS	Passage de 0,3 % à 9 % de SAU vignes bios sur l'AAC		Sur 9 % de la SAU vignes de l'AAC (prioritairement sur les 35 sous bassins à hauteur de 20 % de leur SAU vignes)
	BIO-6	IMPLANTATION DU BIO SUR LES SOLS A PLUS FAIBLE POTENTIEL AGRONOMIQUE	Introduction du bio sur les sols de vallées, marais terrasses et sur les groies superficielles	Illustrer le développement potentiel maximal du bio. Hypothèse testée : l'effet type de sol est prédominant.	Sur 2 types de sol (soit 15 % de la SAU de l'AAC totale)
	BIO-7	IMPLANTATION DU BIO SUR TOUS LES TYPES DE SOLS EXCEPTÉ CEUX À PLUS FORT POTENTIEL AGRONOMIQUE	Introduction du bio sur tous les types de sols sauf sur les terres de champagnes profondes et groies marneuses		Sur 7 types de sol (soit 36 % de la SAU de l'AAC totale)

Tableau 14 : Scénarios d'introduction des bandes enherbées sur la zone d'étude

		TITRE	DESCRIPTION	OBJECTIFS	POURCENTAGE APPLICATION
DEPRISE PRAIRIES	DEPP	RETOURNEMENT DES PRAIRIES ET IMPLANTATION DE MONOCULTURES DE MAÏS	Retournement des prairies au profit des monocultures de maïs	Modélisation de l'effet d'une diminution de l'activité d'élevage sur l'AAC	Sur 10 % des prairies des terres hautes
ZONES ENHERBEES (HERB)	HERB-1	INTRODUCTION DE ZONES ENHERBÉES Association aux pratiques du SREF-2	Conversion des grandes cultures proches des cours d'eau en zones enherbées type MAEC (0 unité d'azote)	Tester les conséquences de l'introduction de zones enherbées sur la pression phytosanitaire	100 % des surfaces en grandes cultures situées à moins de 20 m des cours d'eau. SREF-2 sur tout le reste
	HERB-2	INTRODUCTION DE ZONES ENHERBÉES Association aux pratiques du SDCI-1	Conversion des grandes cultures proches des cours d'eau en zones enherbées associée aux pratiques économes en intrants (SDCI-1)		100 % des surfaces en grandes cultures situées à moins de 20 m des cours d'eau. SDCI-1 sur tout le reste
	HERB-3	INTRODUCTION DE ZONES ENHERBÉES Association aux pratiques du BIO-7	Conversion des grandes cultures proches des cours d'eau en zones enherbées associée aux pratiques du BIO-7		100 % des surfaces en grandes cultures situées à moins de 20 m des cours d'eau. BIO-7 sur tout le reste

La spatialisation de tous ces scénarios à l'échelle du territoire permet de déterminer la part de la surface agricole occupé par chaque système (Figure 148).



Pourcentage de surfaces attribuées en vignes et en grandes cultures suivant les systèmes de cultures considérés pour les différents scénarios étudiés

V : vigne ; GC : Grandes cultures
SAU SREF : SAU des pratiques conventionnelles majoritaires de l'AAC définies dans le cadre du SREF-1
SAU SDCI : SAU des pratiques économes en intrants définies dans le cadre des scénarios notés SDCI
SAU BIO : SAU des pratiques bios définies dès le SREF-2
SAU HERB : SAU des grandes cultures situées à proximité des cours d'eau ayant basculé en prairies permanentes dans le cadre des scénarios notés HERB
SAU DEPP : SAU des rotations à base de prairies (permanentes et temporaires) ayant basculé en rotations céréalières dans le cadre du scénario de déprise de l'élevage noté DEPP

Figure 148 : Surfaces agricoles affectées aux différents systèmes selon le scénario

Pour chacun de ces scénarios d'évolution de l'agriculture, un itinéraire technique est défini pour la culture dans la rotation dans le type de sol associé à l'îlot ou à la HRU. De nombreux paramètres sont définis, implémentation, récolte, travaux, fertilisation, traitements phytosanitaires et coûts associés.

Ces coûts sont ensuite utilisés par le modèle économique pour calculer les coûts de mise en place d'un scénario pour les agriculteurs. La description des traitements phyto et des coûts associés nécessite le recours à deux bases de données dédiées, l'une pour les produits, l'autre pour les coûts. Un extrait de ces fichiers est présenté en Tableau 15.

En résumé, **à chaque scénario, correspond donc : i) une occupation du sol par l'agriculture, ii) des surfaces en systèmes conventionnels, innovants ou bio, iii) des rotations associées à ces systèmes selon les types de sol iv) des itinéraires techniques associés à chaque culture dans ces rotations.** L'ensemble de ces informations est à intégrer dans notre système d'information.

Tableau 15 : ITK pour la partie fertilisation et traitements « phytos » (systèmes conventionnels)

CULTURE	SYSTÈME	SEMIS		TRAVAIL SOL	FERTILISATION		HERBICIDE	HORS HERBICIDE		AUTRES		IRRIGATION	
					QTITE TOTALE	NB APPORTS		FONGICIDE	INSECTICIDE	REGULATEUR	MOLLUSCICIDE	TOURS	QTITE D'EAU/TOUR
/	/	/		/	*unité azote*	*NB passages*	*NB passages*	*NB passages*	*NB passages*	*NB passages*	*NB passages*	*NB passages*	*en mm*
BT	CV	fin	oct	2 déchaumages	175	3	2 à 3**	3	2	1	1	/	/
BTI	CV	fin	oct	2 déchaumages	195	3	2	3	2	1	1	2	25
BD	CV	début	nov	2 déchaumages	180	3	2	2	1	0	0	/	/
BDI	CV	début	nov	2 déchaumages	180	3	1	1	1	0	0	2	25
MG	CV	mi	avril	labour + déchaumage	130	2	2 à 3**	0	2	0	1	/	/
MGI	CV	mi	avril	labour + déchaumage	180	2	2	0	2	0	1	8	25
MF	CV	mi	avril	labour + 2 déchaumages	150	2	2	0	1	0	1	/	/
C	CV	début	sept	labour + déchaumage	180	3	2	2	4	0	1	/	/
OH	CV	fin	oct	2 déchaumages	140	2	3	2	1	1	0	/	/
OHI	CV	fin	oct	2 déchaumages	140	2	3	2	1	1	0	2	25
OP	CV	début	sept	2 déchaumages	120	2	2	1	1	0	0	/	/
OPI	CV	début	oct	2 déchaumages	140	2	2	2	1	0	0	2	25
T	CV	début	avril	labour + déchaumage	50	1	2 à 3**	0	1	0	1	/	/
TI	CV	début	mai	labour + déchaumage	60	1	2 à 3**	0	1	0	1	3	20
V	CV	/	/	1 désherbage mécanique	50	1	3	8	3	0	0	/	/

Cette approche par scénarios est un apport essentiel pour que le réseau d'acteurs autour du programme d'action, et notamment le groupe des « décideurs », puisse choisir la mise en place des actions les plus efficaces et les plus intéressantes économiquement. Je propose dans le chapitre 11 un modèle conceptuel « scénario » qui servira de base à la définition des cubes de données (modèle « action »).

Après la définition des scénarios, nous allons examiner dans la section suivante comment sont mobilisés les outils de la modélisation intégrée pour évaluer les scénarios au plan environnemental et économique, et quels types de restitutions peuvent être pertinents pour les acteurs.

III EVALUATION ENVIRONNEMENTALE ET ECONOMIQUE DES SCENARIOS DECRITS SUR LE BAC COULONGE DANS UN CONTEXTE DE MODELISATION INTEGREE

L'évaluation environnementale et économique par la méthode de modélisation intégrée IMAS a été réalisée dans le cadre du projet de recherche Modchar2. Elle mobilise : indicateurs agro-environnementaux spatialisés, modèle agro-hydrologique (SWAT) et modèle économique (GAMS), avec une restitution des résultats à l'échelle du sous-bassin versant.

III.1 Les attentes des acteurs par rapport aux résultats de la modélisation suivant des scénarios

Les gestionnaires de l'eau (agence, EPTB, syndicats d'eau...) ont fait part de leurs attentes concernant les résultats de la modélisation intégrée. Leur principale demande est de pouvoir identifier quels scénarios d'évolution de l'agriculture permettraient de **ne pas dépasser les limites de potabilité** pour les pesticides (0,5 µg/l pour toutes les molécules issues des produits phytosanitaires et 0,1 µg/l par molécule) et de **limiter le phénomène d'eutrophisation** en contenant les concentrations en azote, entre 18 et 25 mg/l sur tout le territoire d'action. Des questions complémentaires ont été formulées lors des réunions de concertation avec ces acteurs, concernant les coûts à engager pour mettre en œuvre les scénarios, et les surfaces d'action nécessaires pour atteindre les objectifs de reconquête de qualité de l'eau.

Les questions concernent aussi **les échelles spatiales de restitution**. Les zones prioritaires d'action, définies lors du diagnostic de territoire, étaient également l'objet de questionnement. La mise en œuvre des actions uniquement dans ces zones prioritaires suffirait-elle à réduire notablement la pollution ? Des restitutions spécifiques sont attendues à l'échelle des entités hydrologiques du territoire (bassin du Né, de la Seugne, de l'Antenne-Soloire, etc.), particulièrement à l'échelle du bassin du Né dans lequel le syndicat d'eau anime un contrat de bassin spécifique.

Les attentes concernent également la **réduction de la pression en phytosanitaires** avec une baisse de la valeur des IFT (indicateurs de fréquence de traitement) de 25 à 50 %. Les gestionnaires voudraient identifier les scénarios permettant d'atteindre cet objectif, en particulier en répondant aux questions suivantes : Quelle surface doit être consacrée aux systèmes agricoles innovants et à l'agriculture biologique, et dans quel secteur localiser ces systèmes ? Ils souhaitent aussi évaluer les potentialités des scénarios pour atteindre les objectifs fixés par les mesures agro-environnementales (MAEc) : i) diversification avec 4 cultures différentes en année 2 et 5 cultures différentes en année 3 sur au moins 15 % de la SAU des zones et ii) réduction des IFT (mesures phyto 4 et 5). Enfin, leurs questions portent **les secteurs** à investir en priorité et les **conséquences socio-économique**s pour les filières agricoles.

Les représentants de l'état ou de la région attendent surtout une évaluation globale de l'efficacité des actions engagées, qui est un des critères pour déterminer s'il faut engager ou non des mesures réglementaires pour atteindre les objectifs fixés par le programme. Les représentants de l'Etat ont des attentes spécifiques sur les données agricoles synthétiques sur tout le territoire, données détaillées et anonymes. Comme évoqué dans l'analyse du réseau d'acteurs, les conventions passées notamment avec la cellule Re-Sources ne sont pas encore très opérationnelles.

Les représentants de la profession agricole souhaitent pouvoir s'approprier les résultats des scénarios pour argumenter dans les groupes de travail/programmes d'action contre des mesures trop sévères de limitation de la fertilisation et des traitements phytosanitaires et pour prétendre à des aides plus conséquentes. Nous avons déjà cité le cas du scénario de déprise de l'élevage, utilisé pour pouvoir argumenter des mesures de soutien de ces systèmes d'élevage.

L'attente est forte sur l'impact des changements de pratiques, notamment sur la réduction des IFT qui est un des objectifs du programme d'action. L'inquiétude porte sur le ciblage de zones d'action prioritaires comme les bassins de l'antenne, du Né et de la Seugne avec des actions qui seraient par trop contraignantes. *La profession agricole redoute l'intervention de mesures réglementaires.* D'autres inquiétudes tiennent au délai accordé pour atteindre les objectifs fixés par le programme d'action, et au sentiment de ne pas avoir toutes les cartes en main pour atteindre ces objectifs : *« Ce qui m'interpelle, c'est qu'on s'affole sur des molécules qui sont en application depuis 10 ans. Le problème c'est qu'il y aura une inertie jusqu'à dans 20 ans, malgré les mesures de réduction d'application des produits phytosanitaires. Sous quelles échéances faut-il des résultats probants ? Nous agriculteurs ne voulons pas être sanctionnés alors que le temps de réaction à ces actions sera plus long que prévu. » (Acteur agricole).*

III.2 Evaluation par les indicateurs

III.2.1 *Les pratiques actuelles modélisées*

L'évaluation de l'impact potentiel de pistes d'évolution implique de disposer d'un point zéro de pression et d'impact correspondant à la situation actuelle sur le territoire d'action, représentée ici par le scénario de référence. Les types de restitution sur les résultats de l'évaluation des scénarios ont été discutés avec les acteurs, gestionnaires de l'eau et acteurs agricoles essentiellement. La restitution cartographique à l'échelle du sous-bassin, présentée dans les figures suivantes, est appréciée. Elle permet de situer les sous-bassins les uns par rapport aux autres et d'identifier les principales unités hydrographiques. Il s'agit là de cartographies « classiques » issues de logiciels SIG. Ces cartographies ont inspiré les restitutions de l'entrepôt de données.

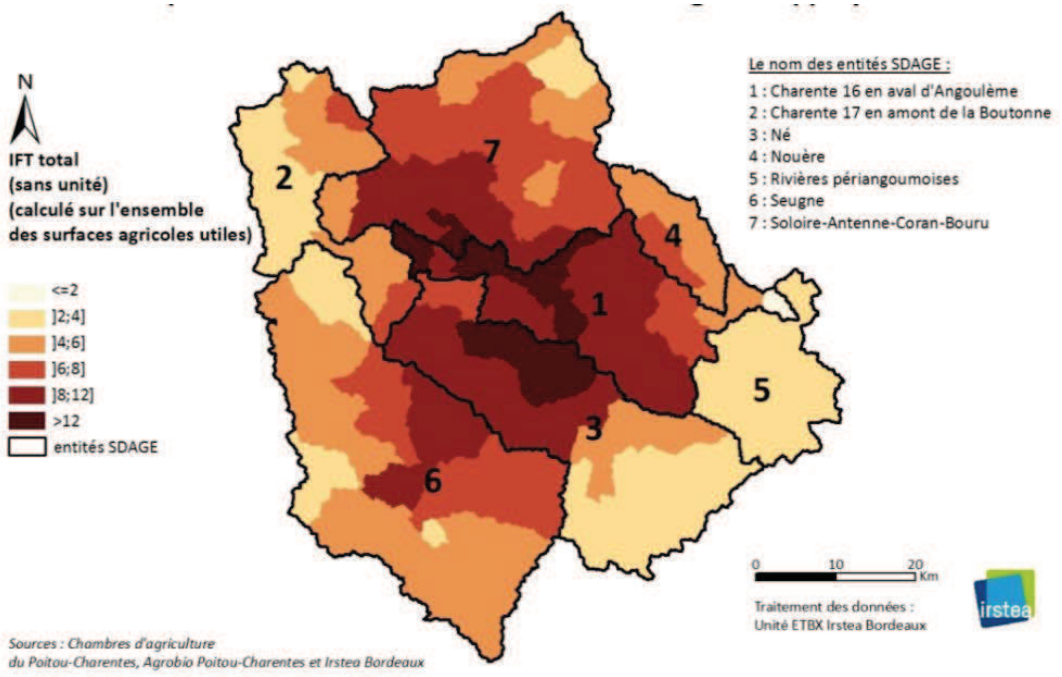


Figure 149 : Représentation spatiale de l'IFT total pour le scénario de référence, agrégé à l'échelle du sous-bassin versant

La Figure 149 illustre la pression résultant de la modélisation des systèmes et des pratiques actuelles (IFT pour la surface agricole utile). La Figure 150 illustre la pression exercée par sous-bassin versant pour, d'une part, les molécules glyphosate et S-metolachlore, molécules préoccupantes sur la zone et, d'autre part l'isoproturon et le difluénicanil, choisies comme molécules « traceurs ».

Les types de culture (grandes cultures et vigne) présentes sur les sous-bassins versants jouent un rôle déterminant dans la pression en certaines molécules (exemple le glyphosate en zone « vigne » et le S-métolachlore en zone « maïs »).

Les zones définies comme prioritaires subissent une pression plus élevée en pesticides que la moyenne, ce qui justifie leur classement. Le Né, la Seugne et l'Antenne-Soloire sont des secteurs à suivre plus particulièrement du point de vue pression pesticides.

Les pratiques actuelles modélisées dans le scénario de référence permettent de classer les molécules les plus utilisées, en fonction des itinéraires techniques décrits Figure 151). Le mancozèbe est en première position (avec plus de 600 g/ha). Il est suivi par le glyphosate, le S-métolachlore, l'aclonifen et l'isoproturon par ordre d'importance. Ce classement est cohérent avec le diagnostic de territoire réalisé en amont du programme.

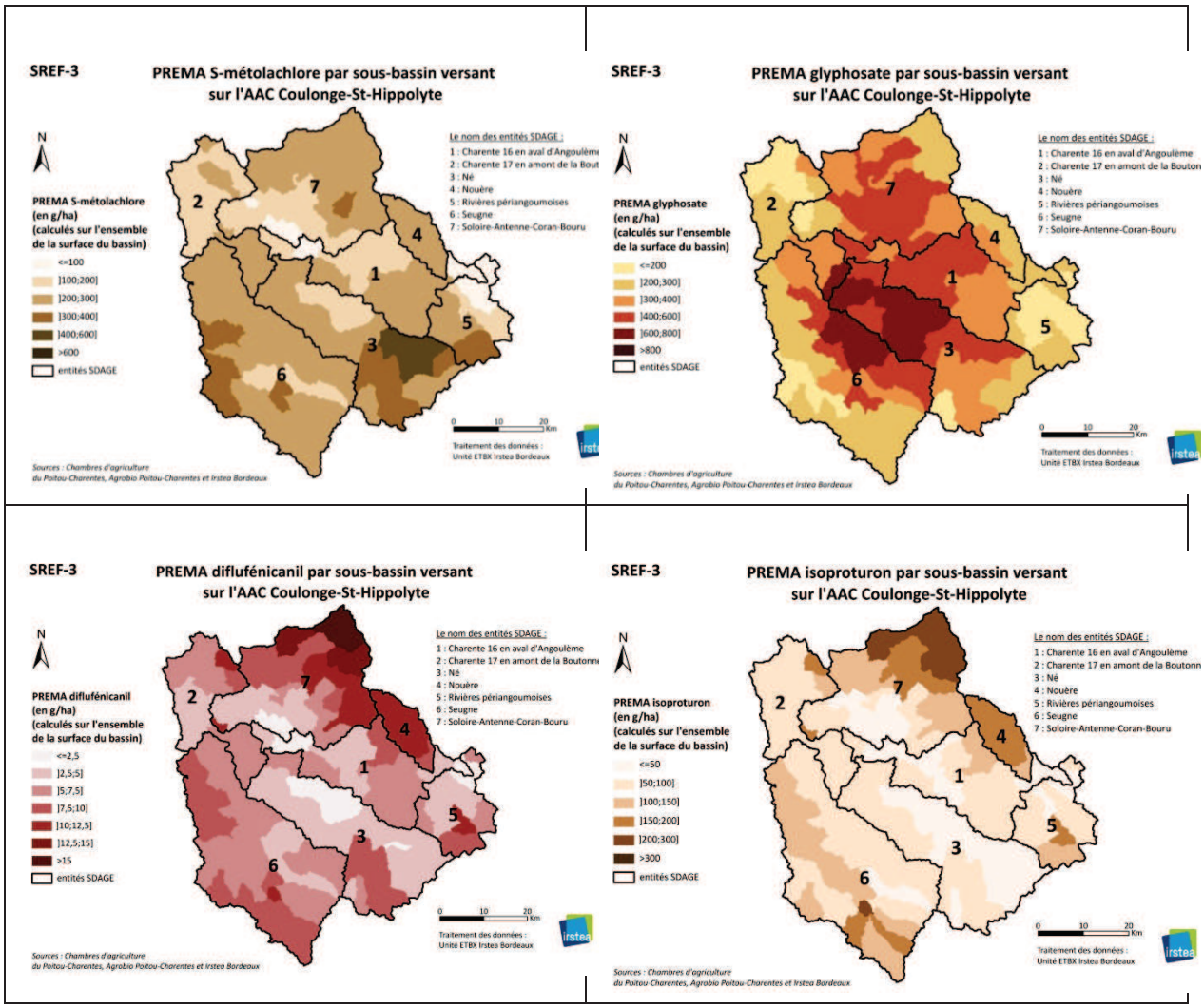


Figure 150 : Représentation de la distribution spatiale de la pression en matière active par sous-bassin versant modélisé dans le modèle SWAT (source : Vernier et al, 2016).

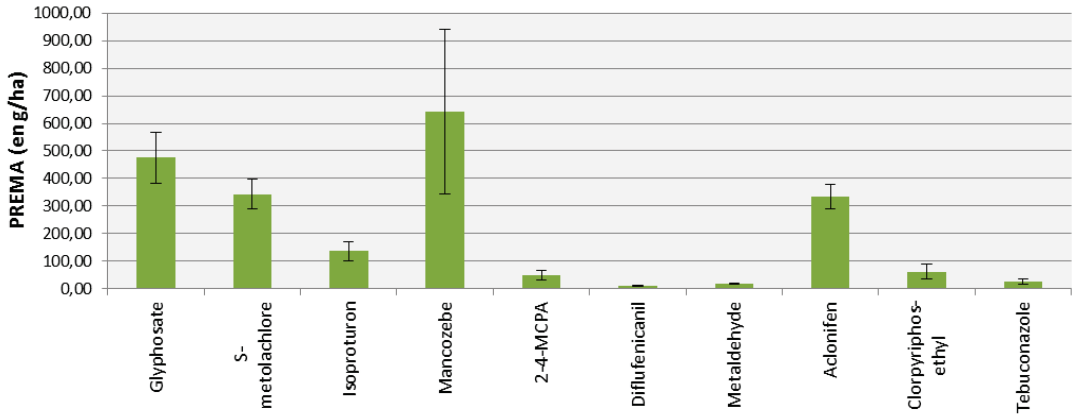


Figure 151 : Valeur moyenne des PREMA (SAU totale) selon les pratiques courantes décrites.

III.2.2 *Evaluation par les indicateurs des scénarios d'évolution*

Un autre type de restitution a été testée, sous forme de tableau cette fois-ci, pour présenter le gain apporté par les différents scénarios d'évolution en termes d'IFT sur l'ensemble de la zone (Tableau 16) et sur une partie de la zone comme pour les zones prioritaires.

Différents IFT sont calculés : IFT total pour l'ensemble des produits ; IFT par type d'action (herbicide, fongicide…) ; IFT « vert » calculé pour les produits utilisables en agriculture biologique. Un test de Student a été réalisé sur les valeurs calculées pour les différents scénarios, afin de déterminer si **la différence entre le scénario de référence et le scénario d'évolution était significative.** Dans ce cas, la différence est exprimée en pourcentage.

Les scénarios peuvent être « discriminés » en fonction des valeurs calculées pour les indicateurs, ce qui n'était pas évident au départ, sauf pour les scénarios « extrêmes » comme le passage d'une zone entière en système innovant, par exemple.

Tableau 16 : Résultats du calcul des indicateurs IFT et IFT vert pour les scenarios testés dans le projet modchar2 (sur SAU totale)

	IFT						
	Total avec vert	Total hors vert	Herbicide	Hors Herbicide	Fongicide	Insecticide	Vert
SREF-3	6,21	6,11	1,74	4,37	3,26	0,98	0,10
SDIC-1	--	--	--	-	-	--	=
SDIC-2	-	-	-	-	-	-	=
SDIC-3	-	-	--	-	=	-	NS
SDIC-4	-	-	-	-	-	=	=
SDIC-5	=	=	-	=	=	-	=
SDIC-6	-	-	--	-	-	-	++
HERB-1	-	-	-	=	=	-	NS
HERB-2	--	--	---	-	-	--	=
HERB-3	--	--	---	--	-	-	+++
BIO-1	=	=	=	=	=	=	+
BIO-2	=	=	=	=	=	=	+
BIO-3	-	-	-	-	-	=	++
BIO-4	=	=	-	=	=	=	NS
BIO-5	-	-	-	-	-	-	+++
BIO-6	-	-	-	-	-	-	++
BIO-7	--	--	--	-	-	-	+++
DEPP	=	=	=	=	=	=	NS

NS	Non significatif
+++	>=50%
++	{25 %; 50 %[
+	{5 %; 25 %[
=	{-5 %; 5 %[
-	[-25 %; 5 [
--	[-50 %; -25 %{
---	>= -50 %

L'objectif des plans d'action actuels (une réduction de 25 à 50 % de la pression des pesticides) ne peut être obtenu que par une augmentation très significative de l'agriculture biologique (scénarios BIO 6 et 7) –ou à une généralisation des systèmes économes en intrants (scénario SDCI1). Pour l'agriculture biologique, de meilleurs résultats pour la baisse de la pression en pesticide sont obtenus proportionnellement avec une surface d'action plus faible (moins d'hectares à mobiliser pour obtenir le même résultat).

Le scénario BIO7 (36 % de la SAU en bio), ainsi que le SDCI-1 (généralisation des systèmes innovants) sont très performants mais leur réalisation demanderait des efforts conséquents et une forte évolution des pratiques agricoles. Ces changements sont actuellement déjà initiés par certains agriculteurs, mais ils restent, à ce jour, minoritaires. Le chemin à parcourir est donc encore long…

Ce même type de restitution peut être produit pour les indicateurs PREMA (Tableau 17), qui expriment la quantité de matière active appliquée par hectare pour chaque scénario testé et pour les molécules « témoins » choisies. Les scénarios peuvent également être discriminés sur ce critère, quoiqu'avec plus de différences « non significatives ».

Tableau 17 : Résultats du calcul des indicateurs PREMA et Quantité d'azote appliquée pour les scénarios testés dans le projet modchar2 (SAU totale)

	Glyphosate	S-metolachlore	Isoproturon	Mancozèbe	2-4-MCPA	Metaldehyde	Aclonifen	lorpyriphos-eth	Tebuconazole	Difufenicanil	Azote
SREF-3	475,49	342,11	135,84	642,11	48,74	18,65	334,13	61,31	24,55	10,20	124,51
SDIC-1	--	---	---	=	-	--	---	=	-	--	-
SDIC-2	--	--	--	=	NS	-	--	=	NS	-	-
SDIC-3	--	---	---	NS	-	--	---	=	-	--	-
SDIC-4	-	NS	NS	=	NS	NS	NS	=	=	=	=
SDIC-5	-	-	-	=	=	-	-	=	NS	=	=
SDIC-6	-	--	--	-	-	--	--	-	-	--	-
HERB-1	-	--	-	=	-	--	-	=	=	-	-
HERB-2	---	---	---	=	--	---	---	=	-	--	--
HERB-3	--	---	---	--	--	---	---	--	--	---	--
BIO-1	=	=	=	=	=	=	=	=	=	=	=
BIO-2	=	=	=	=	=	=	=	=	=	=	=
BIO-3	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
BIO-4	=	-	-	NS	-	-	-	=	=	-	-
BIO-5	-	NS	NS	--	NS	NS	NS	--	--	NS	=
BIO-6	-	-	--	-	-	--	-	-	-	-	-
BIO-7	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--
DEPP	=	=	=	NS	=	=	=	NS	=	=	=

Les résultats obtenus pour les indicateurs calculés pour les différents scénarios ont également été présentés aux acteurs sous forme cartographique pour appréhender les résultats obtenus sur chacun des 106 sous-bassins. Différents types de restitution ont été produites, en valeurs absolues ou en valeurs relatives (différentiel par rapport au scénario de référence).

Les deux types de restitution sont complémentaires. La restitution en différentiel permet d'apprécier dans quelle zone du territoire d'action l'évolution des systèmes agricoles obtient la plus forte réduction de la pression en pesticides. Les valeurs absolues, elles, reflètent mieux l'intensité de la pression pour un scénario donné.

Concernant l'IFT total, le scénario SDCI-6 (15 % de bio et 20 % de systèmes innovants) malgré une forte efficacité dans certains secteurs, ne permet pas une réduction massive de l'IFT sur l'ensemble de

la zone. Le scénario SDCI-2 est assez efficace sur les zones prioritaires. Le SDCI-3 (toutes les grandes cultures) et le SDCI-1 (toute l'AAC) sont les plus performants.

La Figure 152 illustre la baisse de la pression pesticide exprimée par l'IFT, en pourcentage par rapport au scénario de référence. Seuls les scénarios bio6 et bio7 paraissent performants pour réduire l'IFT. Ils correspondent à une surface en agriculture biologique de 15 à 36 % de la SAU totale. Toutefois, au fur et à mesure de l'augmentation des surfaces en bio, on constate une baisse significative de l'IFT total moyen pour l'ensemble des sous-bassins (Figure 153), bien que les surfaces d'action soient bien moindres que dans le cas des scénarios de développement des systèmes innovants (Figure 154). Pour être vraiment performants, ces systèmes innovants doivent être implantés sur toute la zone, et au moins sur l'ensemble des zones prioritaires, soit quand même la moitié de la surface agricole utile du territoire…

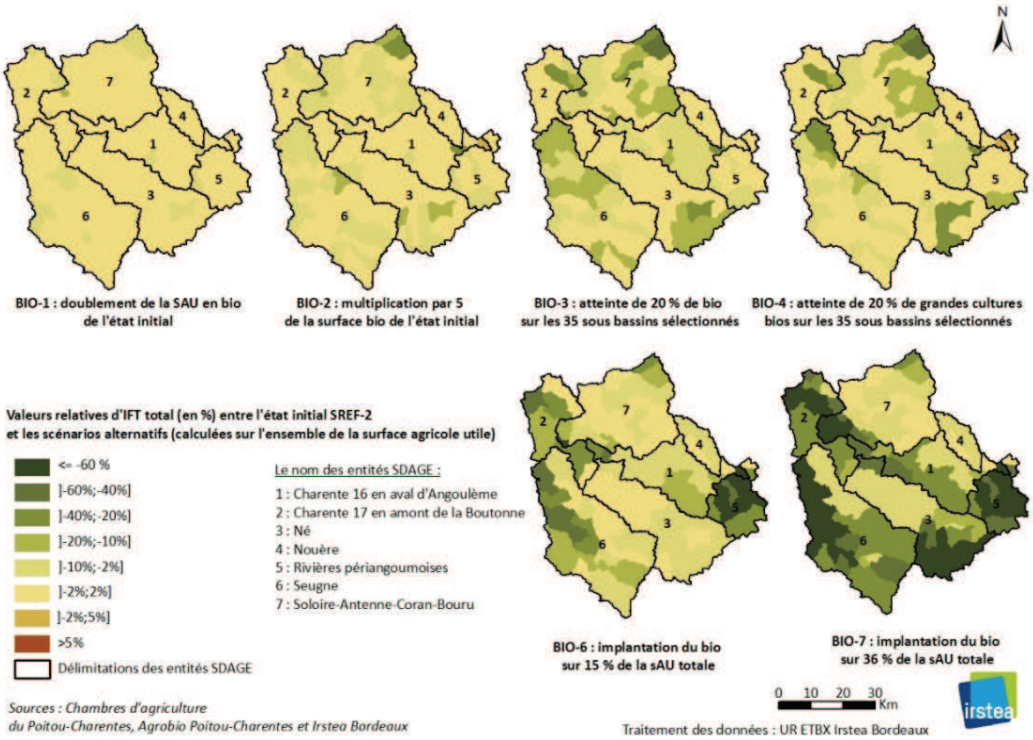


Figure 152 : Baisse de l'IFT total en pourcentage de la valeur initiale selon les scénarios de conversion des surfaces en agriculture biologique

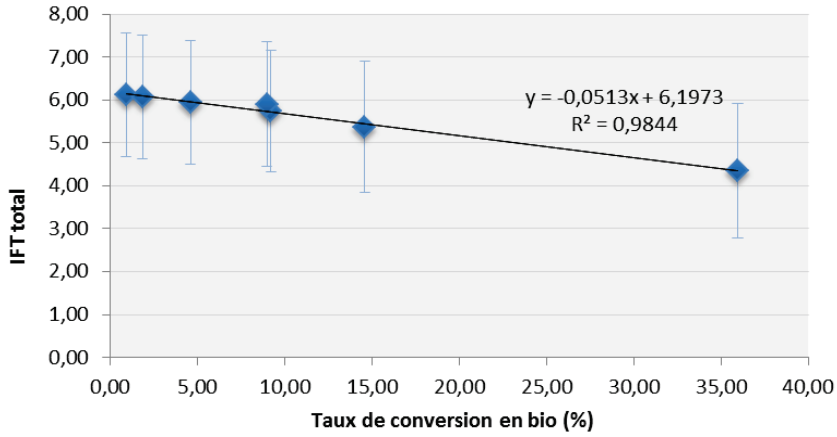


Figure 153 : Relation entre IFT et taux de conversion en bio

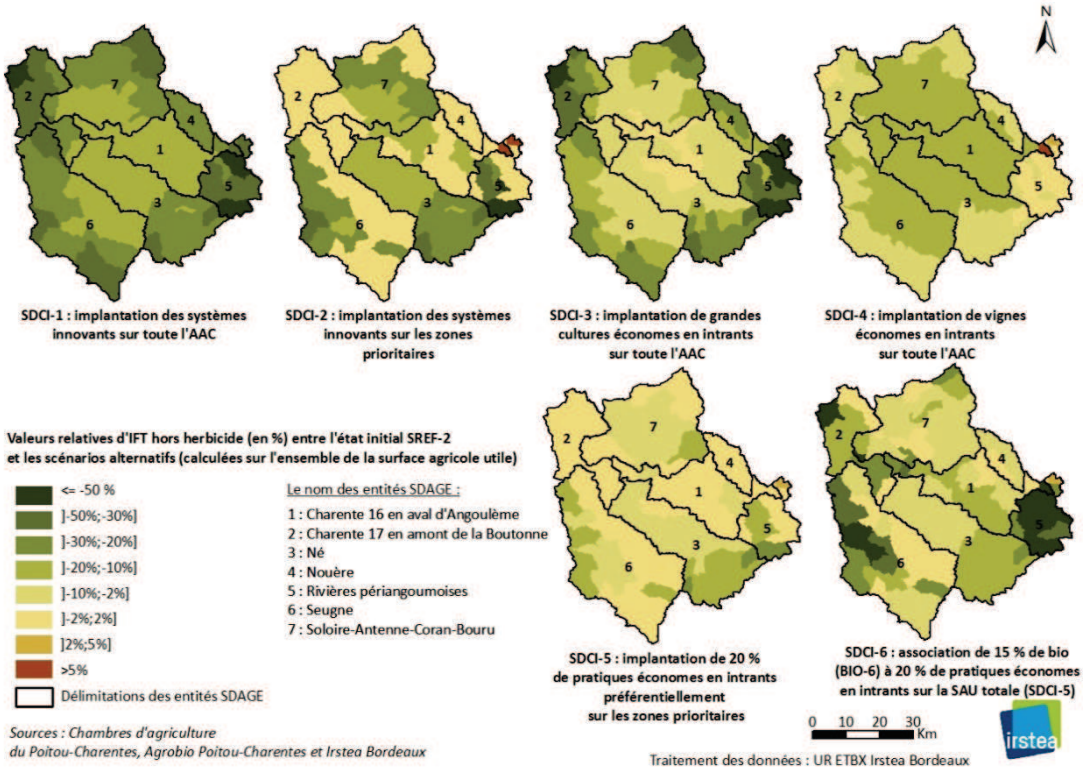


Figure 154 Baisse de l'IFT total en pourcentage de la valeur initiale selon les scénarios de conversion des surfaces en agriculture biologique

Si l'on analyse les variations des indicateurs IFT et PREMA pour les scénarios, on s'aperçoit qu'une baisse significative des pressions serait possible avec une implantation de bandes enherbées de 20 m autour des cours d'eau (limitant les transferts) associée à la généralisation de systèmes plus diversifiés utilisant moins d'intrants ; en revanche, l'implantation de ces bandes enherbées sans modifier les pratiques a très peu d'influence sur la pression exercée (Figure 155). Mais dans quelle mesure ce

scénario de généralisation de bonnes pratiques serait réalisable, sachant que l'ambition du programme d'action est de contractualiser de l'ordre de 15 % à 20 % des agriculteurs ? Le scénario de remise en culture de prairies (10 % d'entre elles) conduit comme cela était prévisible à une augmentation générale de la pression en pesticide, exprimée par l'IFT.

L'IFT utilisé actuellement permet d'apporter une information sur l'intensité des pratiques et la pression en pesticide, même s'il a des défauts. L'utilisation croissante de produits multi-substances actives peut entraîner une réduction de la valeur de l'IFT sans pour autant réduire la dépendance aux pesticides du système de culture. D'autre part, dans un contexte où la préservation des ressources en eau et l'amélioration de la qualité de l'eau font partie des enjeux prioritaires PDRH 2014-2020 à venir, et ce dans un souci de répondre aux exigences de la Directive Cadre sur l'Eau, une déclinaison environnementale de l'IFT au regard de l'enjeu de production d'eau potable permettrait d'apporter des éléments d'informations supplémentaires sur les pratiques agricoles en termes d'utilisation de substances actives présentant un fort potentiel de transfert vers les eaux.

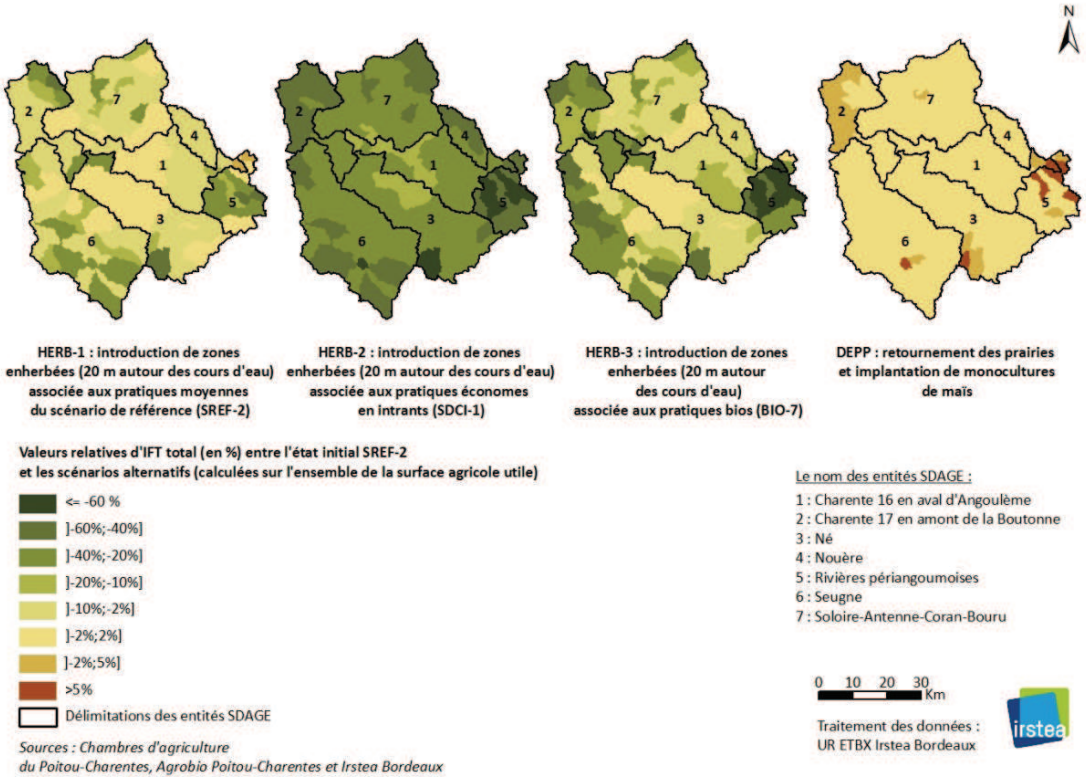


Figure 155 : Variation de l'IFT avec l'introduction de bandes enherbées en sus des changements de pratiques

III.2.3 *Quels scénarios répondent à l'objectif de réduire de 25 à 50 % l'IFT ? Intérêt de l'échelle du sous-bassin comme échelle de restitution*

L'utilisation du sous-bassin, comme échelle de restitution pour les indicateurs et des modèles permet d'identifier les scénarios les plus efficaces pour chaque sous-bassin ou groupe de sous-bassins, pour les zones prioritaires ou une unité hydrologique spécifique telle le bassin versant Né. Seuls quatre scénarios permettent de réduire l'IFT de 25 %, globalement sur le territoire du BAC Coulonge et quatre scénarios le permettent également, mais sur les zones d'action prioritaire.Le Tableau 18 montre que le meilleur scénario n'est pas le même pour la surface totale et pour un ensemble particulier de sous-bassins. Un scénario peut ainsi atteindre l'objectif d'une diminution de 25 % de la pression sur la surface totale, tout en étant plus efficace pour certains sous-bassins. Un scénario (par exemple, le scénario SDCI-2) peut atteindre l'objectif d'une pression réduite de 25 % dans les zones prioritaires, mais pas pour la superficie totale du BAC Coulonge. De même, si l'atteinte de l'objectif est décevante pour l'ensemble des 106 sous-bassins, le pourcentage de sous-bassins qui atteint l'objectif fixé doit aussi être considéré. Ainsi, le scénario SDCI-3 ne réduit l'IFT que de 18 % mais 44 % des sous-bassins atteignent l'objectif de 25 %. Les gestionnaires de l'eau peuvent utiliser ces résultats pour faire des choix d'action sur les différentes zones de leur territoire d'action.

Tableau 18 : Efficacité des scénarios pour la réduction de l'IFT à l'échelle des sous bassins

	valeur relative IFT total SAU	% SBV atteignant l'objectif	valeur relative IFT total ZP	% SBV de la ZP atteignant l(objectif	Relative value total IFT total UAA	% SBV atteignant l'objectif	valeur relative IFT total ZP	% SBV de la ZP atteignant l(objectif
SREF-2	6,11	/	6,69	/	6,11	/	6,69	/
SDCI-1	-27,45	69%	-25,60	65%	-27,45	2%	-25,60	0%
SDCI-2	-13,52	32%	-25,68	67%	-13,52	0%	-25,68	0%
SDCI-3	-17,81	44%	-15,07	33%	-17,81	3%	-15,07	0%
SDCI-4	-9,75	0%	-10,57	0%	-9,75	0%	-10,57	0%
SDCI-5	-4,43	0%	-8,41	0%	-4,43	0%	-8,41	0%
SDCI-6	-16,88	26%	-18,98	24%	-16,88	13%	-18,98	14%
HERB-1	-9,25	19%	-8,44	16%	-9,25	2%	-8,44	2%
HERB-2	-32,70	77%	-30,39	73%	-32,70	22%	-30,39	12%
HERB-3	-32,76	58%	-26,56	49%	-32,76	38%	-26,56	35%
BIO-1	-0,77	0%	-0,34	0%	-0,77	0%	-0,34	0%
BIO-2	-2,62	1%	-2,06	0%	-2,62	0%	-2,06	0%
BIO-3	-6,19	7%	-5,92	6%	-6,19	0%	-5,92	0%
BIO-4	-3,41	5%	-3,11	2%	-3,41	1%	-3,11	0%
BIO-6	-12,04	25%	-9,81	20%	-12,04	11%	-9,81	10%
BIO-7	-28,87	53%	-23,76	43%	-28,87	33%	-23,76	35%
DEPP	1,19	0%	0,78	0	1,19	0%	0,78	0%

Objectif -25%

>= -25%
<-25%
augmentation

Objectif -50%

>= -50%
<-50%
augmentation

III.2.4 *Un manque d'indicateurs combinant pression de pesticides et sensibilité du milieu*

Un des verrous actuels pour le suivi de l'impact de l'évolution des pratiques agricoles sur la ressource en eau est l'absence d'indicateur, accepté au niveau institutionnel, qui prenne en compte à la fois les

éléments de pression et de vulnérabilité du milieu et qui, de plus, soit « calculable » facilement à l'échelle du bassin versant ou du territoire à enjeu eau.

L'expérience de calcul de l'indicateur Arthur, développé pour l'échelle de la parcelle, sur le bassin du Né, a montré les limites de l'utilisation d'un indicateur à une autre échelle que celle pour laquelle il a été conçu. En effet, l'indicateur Arthur s'est révélé très long et complexe à calculer à l'échelle d'un bassin versant de taille intermédiaire.

Il nécessite de projeter des valeurs calculées pour chaque « cas type » d'une rotation donnée et d'un sol donné, ce qui est très long à calculer, aux îlots concernés. Par ailleurs, l'indicateur a tendance à lisser le risque potentiel de transfert, avec une très grande surface affectée d'un risque « moyen ».

Concernant l'indicateur RPTL, il a été conçu pour être calculé facilement à cette échelle, et son calcul est effectivement automatisable. Les classifications réalisées (sur la Figure 156, en six groupes) permettent d'identifier des zones à plus fort risque potentiel de transfert. Sur la Figure 156, on peut voir ainsi que les zones où l'utilisation des herbicides (les plus à même de se retrouver dans les eaux) est la plus forte, ne correspondent pas toutes à des localisations à risque pour les transferts vers les eaux, l'inverse étant également possible.

En revanche, le choix méthodologique de ne pas attribuer de poids a priori aux différentes variables mobilisées a conduit à un manque de sensibilité aux variations des pratiques entre scénarios. Les tests de sensibilité réalisés montrent que les variables « structurelles » ont un poids très fort dans la constitution des groupes, ce qui fait que le zonage varie peu même avec des variations de l'IFT significatives. Des essais complémentaires seraient nécessaires, ce qui n'a pas pu être réalisé dans le cadre de la thèse.

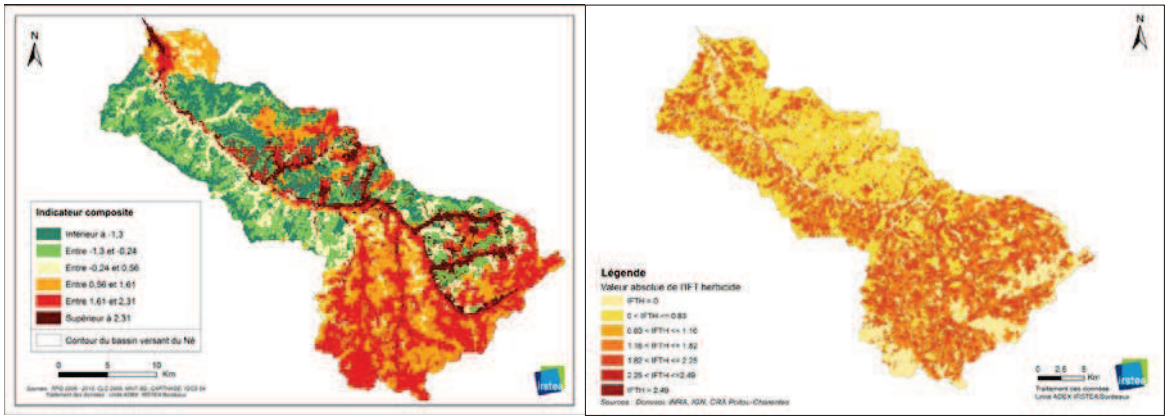


Figure 156 : Indicateur RPTL calculé sur le bassin versant du Né (essai avec six classes, Vernier et Kuentz, 2013) à gauche et à droite cartographie à l'échelle de l'ilot de l'IFT herbicide.

Ces indicateurs qui tentent de combiner pression et vulnérabilité ont été testés sur une partie du territoire d'action et discutés avec les acteurs locaux (le groupe « pratiques agricoles ») mais ils n'ont pas été retenus pour être intégrés dans le système d'information décisionnel, en raison du manque d'exhaustivité des valeurs sur le territoire d'une part, et d'une validation insuffisante pour une utilisation en contexte opérationnel.

Ce type d'indicateur serait pourtant très utile pour sélectionner les zones les plus sensibles où des mesures doivent être appliquées en priorité, en fonction du budget disponible pour leur mise en place. Des actions spécifiques comme le changement des assolements, la conversion en agriculture biologique, l'implantation de bandes enherbées plus larges le long des cours d'eau, etc. pourraient y être réalisées. Actuellement, le bassin versant du Né tout entier est classé en zone prioritaire d'action dans le cadre du programme d'action du BAC Coulonge. Les travaux sont donc à poursuivre.

III.3 Évaluation par le modèle agro-hydrologique et le modèle économique : une information supplémentaire sur la relation coût-efficacité des mesures des transferts de pesticides sur les cours d'eau

L'impact des scénarios d'évolution de l'agriculture sur la réduction de la pression en pesticides, ou du risque potentiel de transfert vers les eaux est intéressant pour tous les acteurs, acteurs agricoles et aussi gestionnaires de l'eau. Mais ces derniers souhaitent connaître également leur impact sur la réduction des flux dans les cours d'eau. (Espalieu et Vernier, 2013, rencontres Onema, Juin 2011).

L'utilisation de modèles en accompagnement aux programmes d'action reste controversée parmi les gestionnaires de l'eau, et même parmi les scientifiques selon leur discipline et leur sensibilité (certains sont tout à fait pour, d'autres se méfient des modèles et préfèrent des aides à la délibération).

Le bureau d'études ou l'équipe de recherche qui les utilise dans un contexte de programme d'action doit donner des assurances sur le calage et la fiabilité du modèle utilisé, l'incertitude existante sur les flux simulés dans les cours d'eau, les jeux de données utilisés, etc. Ces mêmes questions se posent pour le modèle économique sur les références de prix utilisées, le mode de calcul des marges, les rendements, etc.

Les résultats issus de simulation peuvent selon moi apporter beaucoup d'information au réseau d'acteurs dans la compréhension du fonctionnement du territoire et dans l'exploration d'hypothèses possibles. J'ai donc choisi, confortée en cela par nos partenaires du projet Modchar2, de les intégrer dans le système d'information en appui à leur décision sur le choix des actions à mener. Cela pose les questions de l'échelle temporelle et spatiale à laquelle intégrer ces résultats, et du comment les confronter au sein du SI aux mesures observées par exemple et aux valeurs des indicateurs.

III.3.1 *Résultats des simulations des scénarios par le modèle SWAT*

La modélisation est réalisée par une version non standard du modèle SWAT (SWAT-GENLU, Leccia et al, soumis 2017), qui permet d'intégrer facilement la typologie des systèmes et des pratiques décrites précédemment, ainsi que les pratiques associées aux différents scénarios. Cette version n'est pas encore utilisée en contexte opérationnel.

Les valeurs de concentrations simulées (cf. Tableau 19) sont calculées à partir de la moyenne des flux de produits phytosanitaires sur les douze dernières années de simulation (2*6) et sur les 106 exutoires et pour toutes les molécules. Les concentrations sont calculées comme le rapport des flux de polluants aux exutoires par le débit aux exutoires. Les concentrations en microgrammes par molécule simulées aux exutoires peuvent être considérées comme des « indicateurs de tendance ». Elles sont comparables entre elles et au scénario de référence.

C'est un point à discuter avec les acteurs qui peuvent avoir des positions contrastées sur les résultats des simulations. Certains les comparent aux données observées sans y intégrer les incertitudes sur l'occupation du sol et les pratiques, ajoutées à celles du modèle. D'autres au contraire, méfiants sur la modélisation, essaient de minimiser l'impact de ces résultats.

Selon les résultats synthétisés en Tableau 19, l'objectif fixé par les gestionnaires de l'eau d'atteindre les normes de potabilisation (0,1 µg/l par molécule) ne semble pas irréaliste pour certaines molécules au vu des résultats des simulations des scénarios. Il reste difficile à atteindre pour le Glyphosate et le S-Métolachlore, deux molécules particulièrement problématiques.

En effet, seuls les scénarios SDCI-1 (généralisation des systèmes innovants), BIO7 (développement ambitieux du bio associé aux systèmes innovants,) et les scénarios HERB localisant les prairies près des cours d'eau, associés à des changements de systèmes ou de pratiques permettent d'atteindre cet objectif. Pour d'autres molécules comme le MCPA, l'isoproturon ou le métolachlore, seul le scénario HERB3, alliant bandes enherbées et changement ambitieux des systèmes agricoles sur le territoire d'action, permet de respecter la norme de potabilisation (0,5 µg/l) pour l'ensemble des molécules.

Le modèle agro-hydrologique permet de mieux estimer leur rôle de limitation des transferts vers les cours d'eau des actions envisagées. Les scénarios de développement des systèmes innovants montrent leur efficacité en cas de déploiement sur toute la zone (SDCI-1 ou 3) mais aussi dans une moindre mesure sur les zones prioritaires (SDCI-2).

Les scénarios de développement de l'agriculture biologique permettent une diminution des transferts dans la partie médiane de la Charente ainsi que sur la partie aval du Né. Les scénarios d'implantation de bandes enherbées (HERB) sont efficaces (50 % au moins de réduction des concentrations des molécules simulées), notamment en association avec des de changements de systèmes (SDCI ou BIO).

Les concentrations simulées peuvent aussi être obtenues à l'exutoire des 10 sous-bassins versants modélisés et pour des entités hydrologiques comme le bassin du Né et de la Seugne. Comme pour l'évaluation de l'évolution de la pression, l'échelle du sous-bassin versant apporte des éléments de décision supplémentaires.

Les restitutions à l'échelle des entités du SDAGE permettent aussi un classement des scénarios les plus efficaces dans un bassin SDAGE, par rapport aux résultats à l'échelle du BAC dans sa globalité. Ainsi, pour le bassin du Né aux caractéristiques hydrologiques particulières, une réduction significative sur l'ensemble des molécules ne peut être atteinte que pour les scénarios BIO7 (36 % de bio) et Herb3 (bandes enherbées le long des cours d'eau associés au scénario Bio7).

Tableau 19 : Concentrations moyennes en molécule pesticides obtenues en sortie du modèle SWAT selon les scenarios (source : rapport final Modchar2, 2017)

SCENARIO	LIMITE 0,5 µg/l tes moléc	LIMITE 0,1 µg/l CC glyphosate*	LIMITE 0,1 µg/l S-métolachlor	LIMITE 0,1 µg/l CC 2-4 MCPA*	LIMITE 0,1 µg/l CC Aclonifen*	LIMITE 0,1 µg/l C Chlorpyripho	LIMITE 0,1 µg/l C Isoproturon	LIMITE 0,1 µg/l C Métaldéhyde	LIMITE 0,1 µg/l C Mancozèbe	LIMITE 0,1 µg/l Tébuconazo	LIMITE 25 mg/L CC Nitrates*
SREF-3	3,51	0,14	2,74	0,21	0,12	0,04	0,17	0,07	0,01	0,02	18,1
SDCI-1	1,66	0,08	1,15	0,26	0,06	0,04	0,00	0,03	0,01	0,03	14,0
SDCI-2	2,12	0,10	1,51	0,26	0,08	0,04	0,06	0,04	0,01	0,03	15,7
SDCI-3	1,70	0,11	1,16	0,26	0,06	0,03	0,00	0,03	0,01	0,03	14,0
SDCI-4	3,21	0,11	2,50	0,20	0,12	0,04	0,15	0,06	0,01	0,03	17,5
SDCI-5	2,71	0,11	2,04	0,21	0,10	0,04	0,13	0,05	0,01	0,02	16,8
SDCI-6	2,71	0,10	2,04	0,21	0,10	0,04	0,13	0,05	0,01	0,02	16,8
HERB-1	2,56	0,13	1,94	0,15	0,09	0,04	0,13	0,05	0,01	0,02	15,4
HERB-1 5m	2,84	0,13	2,18	0,17	0,10	0,04	0,14	0,05	0,01	0,02	17,1
HERB-1 10m	2,75	0,13	2,11	0,16	0,10	0,04	0,13	0,05	0,01	0,02	16,7
HERB-1 15m	2,69	0,13	2,06	0,16	0,10	0,04	0,13	0,05	0,01	0,02	16,3
HERB-1 20m	2,83	0,13	2,17	0,17	0,10	0,04	0,13	0,05	0,01	0,02	16,5
HERB-1 25m	2,84	0,13	2,18	0,17	0,10	0,04	0,14	0,05	0,01	0,02	15,4
HERB-1 30m	2,59	0,13	1,97	0,15	0,10	0,04	0,12	0,05	0,01	0,02	15,4
HERB-2	2,09	0,10	1,49	0,26	0,08	0,04	0,06	0,04	0,01	0,03	15,3
HERB-2 5m	1,44	0,08	0,99	0,23	0,03	0,04	0,00	0,02	0,01	0,03	13,6
HERB-2 10m	1,42	0,08	0,96	0,22	0,05	0,04	0,00	0,02	0,01	0,03	13,3
HERB-2 15m	1,39	0,08	0,93	0,22	0,05	0,04	0,00	0,02	0,01	0,03	13,0
HERB-2 20m	1,36	0,08	0,91	0,22	0,05	0,04	0,00	0,02	0,01	0,03	12,8
HERB-2 25m	1,34	0,08	0,90	0,21	0,05	0,04	0,00	0,02	0,01	0,03	12,5
HERB-2 30m	1,33	0,08	0,89	0,21	0,05	0,04	0,00	0,02	0,01	0,03	12,3
HERB-3	0,14	0,01	0,11	0,00	0,01	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	13,2
BIO-1	3,19	0,13	2,47	0,19	0,11	0,03	0,15	0,06	0,01	0,02	17,5
BIO-2	3,10	0,12	2,42	0,19	0,11	0,03	0,15	0,06	0,01	0,02	17,5
BIO-3	3,00	0,11	2,34	0,19	0,11	0,03	0,14	0,06	0,01	0,02	17,5
BIO-4	3,02	0,13	2,33	0,19	0,10	0,04	0,14	0,06	0,01	0,02	17,5
BIO-6	3,21	0,13	2,48	0,20	0,11	0,04	0,15	0,06	0,01	0,02	17,4
BIO-7	0,86	0,06	0,63	0,04	0,04	0,01	0,04	0,02	0,01	0,01	16,9
DEPP	3,23	0,13	2,50	0,20	0,12	0,04	0,15	0,06	0,01	0,02	17,4

CC	> 0,5 µg/L	> 0,1 µg/L	> 25 mg/L
CC	<= 0,5 µg/L	<= 0,1 µg/L	<= 25mg/L

NC : valeurs manquantes à compléter via les onglets précédents

*CC : concentration (unité pour les molécules : µg/L ; unité pour les nitrates : mg/L)

Les résultats des simulations de SWAT pourront être intégrés dans le système d'information à différentes échelles spatiales : i) pour les rendements calculés par le modèle, à l'échelle de la HRU, ii) pour les bilans hydriques et des flux d'azote ou de pesticides, à l'échelle du sous-bassin versant. Enfin des résultats spécifiques peuvent être intégrées pour des entités hydrologiques résultant de

l'agrégation de sous-bassins (Né, Seugne, etc.), les concentrations ou les flux à l'exutoire de ces entités n'étant pas l'addition des flux de chacun des sous-bassins qui les constituent.

III.3.2 *Résultats de l'évaluation économique des scénarios : calcul d'un « coût/efficacité »*

Les échelles utilisées par le modèle économique sont la HRU de SWAT pour le calcul et le sous-bassin versant pour la restitution (Lescot, 2014, 2015). La restitution des résultats des indicateurs et des modèles à l'échelle du sous-bassin permet une analyse conjointe et cohérente des résultats produits par les différents outils et renforce l'utilisation de l'échelle du sous-bassin pour la restitution des résultats aux acteurs dans l'entrepôt de données spatial.

Les résultats des simulations économiques apportent une information supplémentaire importante aux acteurs dans la prise de décision qu'ils ont à effectuer. Le montant des coûts à engager par les agriculteurs pour implanter un scénario donné sur un sous-bassin est une information essentielle car l'entreprise agricole doit rester économiquement viable. Ce coût est rapporté à la réduction de l'IFT ou des flux de pesticides et permet d'estimer un coût/efficacité du scénario.

Le Coût efficacité est ensuite calculé soit par rapport au différentiel d'IFT agrégé au sous-bassin soit par rapport au différentiel de flux de pesticides à l'exutoire.

Par sous-bassin, Gain IFT total = IFTt sbv scenario i – IFTt sbv scenario 0

Gain sur les flux = Flux sbv scenario i, molecule j – Flux sbv scenario 0, molecule j

A titre d'exemple, le scénario BIO7 (Figure 157) est performant au plan environnemental : il conduit à une réduction de l'IFT de 25 % ou plus, pour 53 % des sous-bassins. Mais le scénario BIO 7 paraît aussi intéressant en termes économiques du fait des coûts d'implantation -plus faibles sur la majorité des sous-bassins- à l'exception de certaines zones de vignes et de grandes cultures situées sur les terres de champagne et de groies.

Le scénario BIO7 est donc « coût-efficace » en termes de réduction d'IFT total sur l'ensemble du bassin versant de la Charente (Figure 157) sauf sur deux bassins atypiques où le scénario n'est pas efficace. Les zones des rivières périgordiennes et amont de la Charente traditionnellement non implantées en Bio et les zones ayant déjà des surfaces en bio répondent bien avec efficacité à coût nul ou bénéfice (vert foncé).

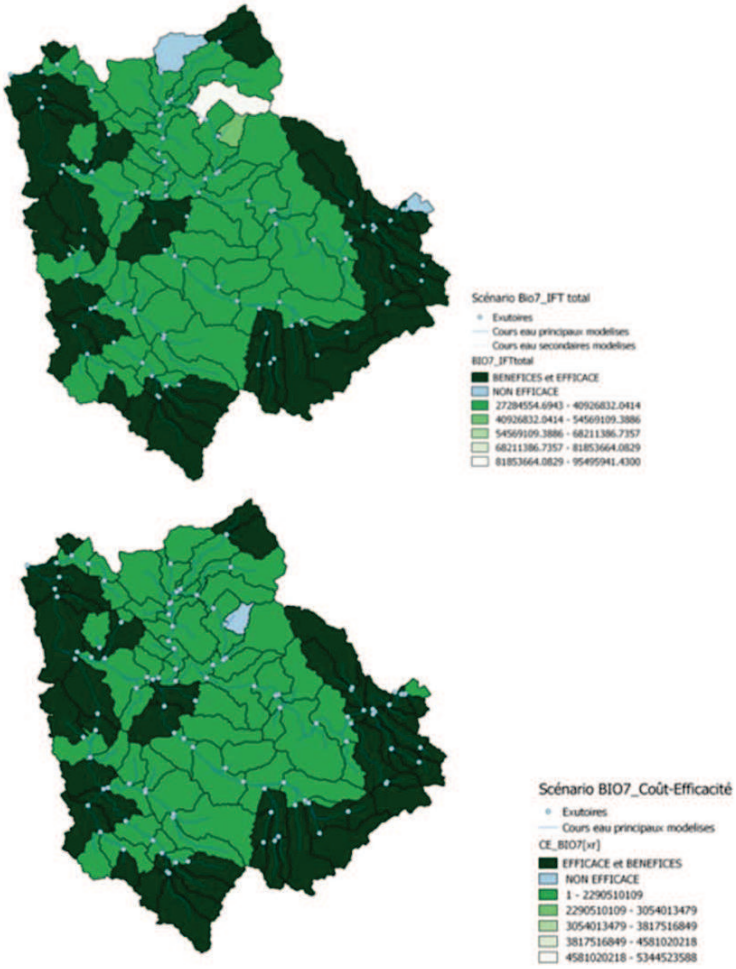


Figure 157 : Coût/efficacité résultant de la simulation économique pour le scénario BIO7 (par rapport à la réduction de l'IFT total, en haut, par rapport aux flux simulés par SWAT en bas)

Les résultats sur l'évaluation environnementale et économique des sous-bassins décrits sur le BAC Coulonge par la méthode IMAS apportent quelques enseignements en vue de la mise en place du SI et de sa composante décisionnelle (entrepôt de données) :

- **L'échelle du sous-bassin versant est pertinente** pour la restitution des résultats aux acteurs, car, d'une part, elle permet de décrire assez finement les différents secteurs du territoire d'action avec des pressions en pesticides différenciées et, d'autre part, elle correspond à l'échelle de restitution des outils de modélisation (agro-hydrologique, économique) mobilisés en accompagnement du programme.

- **Les indicateurs de pression permettent de discriminer les scénarios agricoles** dans la majorité des cas. Les valeurs des indicateurs peuvent être restituées à l'échelle de l'îlot agricole ou agrégées à l'échelle du bassin versant (agrégation moyennée à la surface agricole et/ou à la surface du sous-bassin)

- les indicateurs pesticides mobilisés sont des indicateurs de pression. A plus long terme, **des indicateurs composites** reflétant les risques potentiels de transfert vers les eaux, prenant en compte les caractéristiques du milieu, **apporteraient un appui plus pertinent aux acteurs.**

- **Les flux de molécules pesticides simulés** (débits et concentrations) sont produits à l'exutoire de chaque sous-bassin et peuvent être ainsi confrontés aux valeurs des indicateurs et aux coûts. Les flux simulés peuvent être rattachés à l'entité spatiale du sous-bassin versant mais il se pose aussi la question de visualisation des débits et des concentrations à certains points de mesure, sur les cours d'eau notamment.

- **Les coûts** sont produits également à l'échelle du sous-bassin par le modèle économique. Ceci permet d'associer un coût à l'hectare moyen pour les agriculteurs d'un sous-bassin qui implanteraient le scénario simulé. Le coût-efficacité pour réduire la pression et les flux peut être différents selon les sous-bassins et permet donc d'orienter les choix des décideurs sur les actions à engager. Le retour vers les acteurs locaux a montré l'intérêt d'intégrer également les coûts publics (MAE, subventions diverses) de l'implantation des mesures.

Résumé du chapitre 10

La méthode IMAS (Vernier et al, 2017) permet d'évaluer les scénarios agricoles incluant les usages urbains, pour les méso-échelles (bassin versant Né, 30 000 hectares) ou à plus petite échelle/grande superficie (BAC Coulonge, 360 000 hectares). Un acquis de ces travaux est que les indicateurs de pression (IFT, PREMA) permettent dans la majorité des cas de discriminer des scénarios agricoles, même si le changement de pratiques et de surface n'a pas été particulièrement marqué. L'utilisation d'indicateurs composites combinant pression et vulnérabilité du milieu pour un risque potentiel de transfert vers les eaux reste difficile en contexte opérationnel, mais leur potentiel pour l'aide à la décision est important. Les flux de pesticides modélisés par le modèle agro-hydrologique GENLU-SWAT permettent d'évaluer l'impact des scénarios sur les transferts dans les cours d'eau. La simulation des coûts associés pour les agriculteurs permet de déterminer les scénarios les plus « coût-efficaces », l'efficacité d'un scénario étant représentée par le gain d'IFT ou de flux de pesticides dans les cours d'eau. L'utilisation d'une même échelle de confrontation des données (le sous-bassin modélisé) et de restitution permet la confrontation des résultats de l'évaluation environnementale et économique et des valeurs des indicateurs de pression.

Le système d'information que je propose en appui aux programmes d'action est conçu pour intégrer informations et indicateurs produits par ce type de méthode aux échelles spatiales d'intérêt, ainsi que pour accompagner l'approche par scénario plébiscitée par les acteurs locaux.

Chapitre 11. Proposition d'un SI collaboratif en appui à la gouvernance : application au cas du BAC Coulonge

Je décris dans ce chapitre le système d'information que je propose en appui aux programmes d'action agro-environnementaux, en utilisant : i) **l'expérience acquise lors de plusieurs précédents projets de recherche** (*SIE Pesticides, Eccoter, Modchar 1 et 2*) et lors du travail réalisé en accompagnement du programme d'action du BAC Coulonge, ii) **l'analyse du réseau d'acteurs à** la modélisation intégrée de scénarios agricoles sur ce territoire d'action. Le SI proposé comprend une composante permettant de capitaliser l'information (base de données) et une composante « décisionnelle » dédiée à l'appui des acteurs du réseau en charge de la conception et de la mise en œuvre du programme.

Dans ce chapitre, je rappelle en premier lieu le cahier des charges de ce SI collaboratif et multi-échelles. Je propose ensuite un modèle conceptuel pour prendre en compte l'approche par scénario en appui à la gouvernance du programme. Je décris les modèles des cubes multidimensionnels co-construits avec les acteurs pour appuyer leurs analyses. Je présente ensuite des exemples de restitution obtenus à partir des données collectées sur le BAC Coulonge et les retours des acteurs sur ces restitutions. Enfin, je discute la généricité du système proposé et son application potentielle à d'autres contextes de territoires et de programmes d'action, notamment une évolution possible du système vers un observatoire agro-environnemental. Le travail présenté dans ce chapitre a fait l'objet d'une publication dans la revue internationale de la géomatique en 2017, publication intitulée *« Vers un observatoire des milieux et des pratiques agricoles : Un système d'information multi-échelles fondé sur l'expérience du bassin versant de la Charente » (RIG, Mars 2017)*.

I VERS UN SI COLLABORATIF ET MULTI ECHELLES ?

Les différentes phases de mise en œuvre de ces programmes d'action : étude préalable, diagnostic, construction du programme d'action et validation finale, s'étalent sur plusieurs années et s'appuient sur des dynamiques préexistantes de protection de la ressource. Il s'agit en fait de cycles itératifs : définition et mise en œuvre d'un programme, suivi, bilan intermédiaire et final, évaluation/réorientation et nouveau programme tenant compte de ces bilans et des inflexions nécessaires et/ou de nouvelles contraintes. À chaque phase d'un programme d'action, les gestionnaires et les décideurs ont besoin d'éléments objectifs sur l'état actuel des milieux et des pratiques agricoles, l'impact de différents scénarios d'évolution des systèmes et des pratiques agricoles sur la ressource en eau, et les coûts d'accompagnement de mise en place de ces mesures. L'approche par scénario que je propose concilie le souhait d'explorer des trajectoires d'évolution et celui de faire un suivi du scénario « actuel » ou « choisi » pour pouvoir effectuer des bilans intermédiaires et réaliser une évaluation finale du programme d'action, avec les questions suivantes : l'objectif d'une amélioration de la qualité va-t-il être atteint ? La pression phytosanitaire a-t-elle diminué avec l'évolution des pratiques agricoles ?

Les acteurs doivent être associés à chaque phase de construction du système d'information. Les phases de construction du système d'information, d'intégration des données, de production des résultats sont réalisées avec l'appui soit d'une équipe de recherche qui accompagne le projet soit d'un bureau d'études sollicité pour cette tâche. En effet, les structures qui portent les programmes ne sont pas en mesure, dans la plupart des cas, de prendre en charge ces tâches supplémentaires. En revanche, l'existence d'une cellule ou d'un service informatique dans la structure porteuse du projet permet d'envisager un transfert du système d'information une fois conçu et donc de le faire perdurer dans le temps.

L'importance d'associer les acteurs à toutes les phases est en effet un facteur de succès car il répondra mieux aux besoins des acteurs et contribuera à une utilisation « opérationnelle » du système décisionnelle par les acteurs, comme le soulignent MacIntosh et al (2011) dans un « review » de nombreux systèmes d'aide à la décision. Leurs conclusions sont en phase avec celles de plusieurs auteurs qui soulignent de leur part l'importance de la concertation dans le processus de modélisation et le besoin d'un processus itératif (Metcalf et al, 2010; Voinov and Bousquet, 2010, Van den Belt, 2004).

Le système d'information doit donc pouvoir accompagner les acteurs tout au long d'un programme d'action, mais tenir compte également des programmes d'action précédents et futurs, sur le territoire. Le système d'information accomplit donc lui-même un cycle, emboîté dans celui du cycle des programmes. L'originalité du système d'information proposé dans le domaine agro-environnemental

est qu'il puisse s'adapter à ces différents cycles de programmes d'action sur un même territoire, et par là permettre de mobiliser l'expérience acquise dans les actions antérieures pour un choix plus pertinent des actions, tout en capitalisant l'expérience de l'action en cours pour la suite (Figure 158).

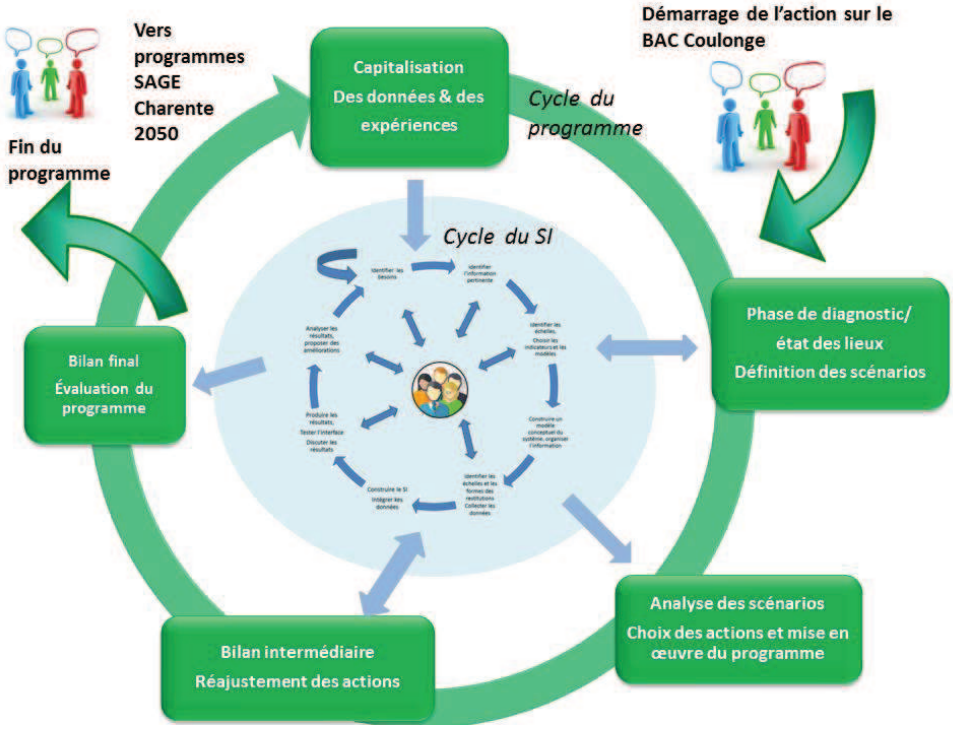


Figure 158 : Cycle des programmes d'action et du SI emboités. Application au cas du BAC Coulonge

L'information à intégrer dans le système d'information pour le programme d'action du BAC Coulonge, en fonction de notre analyse du réseau d'acteurs et de la démarche de modélisation intégrée IMAS en accompagnement de ce programme, est multi-échelles (de l'îlot du RPG, aux sous-bassins versants et diverses agrégations de ces sous-bassins versants) et d'origines variées (Figure 159) : données spatiales prétraitées, typologies, itinéraires techniques résultants d'expertise, résultats de modèles externes, indicateurs calculés à partir des données primaires, etc..

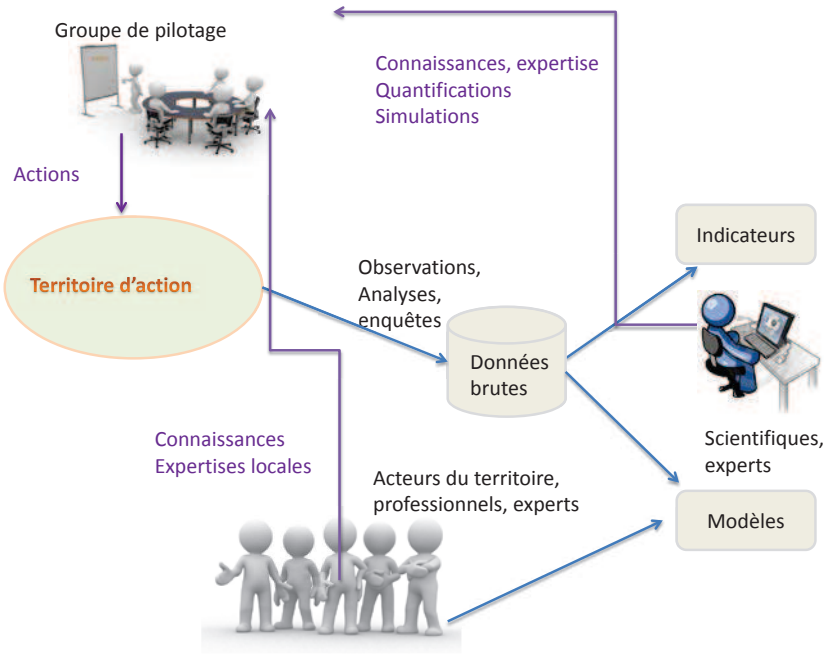


Figure 159 : Différents types d'information à intégrer dans le système.

II ORGANISATION DE L'INFORMATION MOBILISEE AUTOUR DU PROGRAMME D'ACTION : LES MODELES CONCEPTUELS

Un modèle UML « SIE Pesticides » a été développé pour organiser l'information pertinente sur les bassins versants et les activités agricoles dont notamment les pratiques phytosanitaires, à différentes échelles spatiales (Vernier et al, 2013, Vernier et Miralles, 2015). Je présente ici l'évolution apportée au modèle SIE Pesticides. Cette évolution comprend, d'une part, le modèle acteurs qui fait le lien entre acteur et information produite dans le réseau (présenté en partie 2 suite à l'analyse du réseau) et d'autre part le modèle conceptuel « scénario ».

II.1 Application du modèle SIE Pesticides au cas d'étude du BAC Coulonge

L'intégration des systèmes et des pratiques agricoles définies sur le territoire du BAC Coulonge a permis d'enrichir la partie du modèle SIE Pesticides dédiée aux activités agricoles.

Ainsi, la possibilité de réaliser les interventions sur un ilot (Figure 160) permet d'intégrer les pratiques agricoles recueillies à l'échelle de l'ilot agricole. Dans le cas du BAC Coulonge, il s'agit de l'ilot du RPG. Il serait aussi possible de les mobiliser sur un élément polygonal qui pourrait être, par exemple, une partie homogène de bassin versant.

La classe Intervention (Figure 161) généralise tout un ensemble d'opérations culturales, depuis la mise en place de la culture jusqu'à la récolte, en passant par l'irrigation, la fertilisation ou les traitements phytosanitaires. Elle permet d'intégrer les itinéraires techniques détaillés.

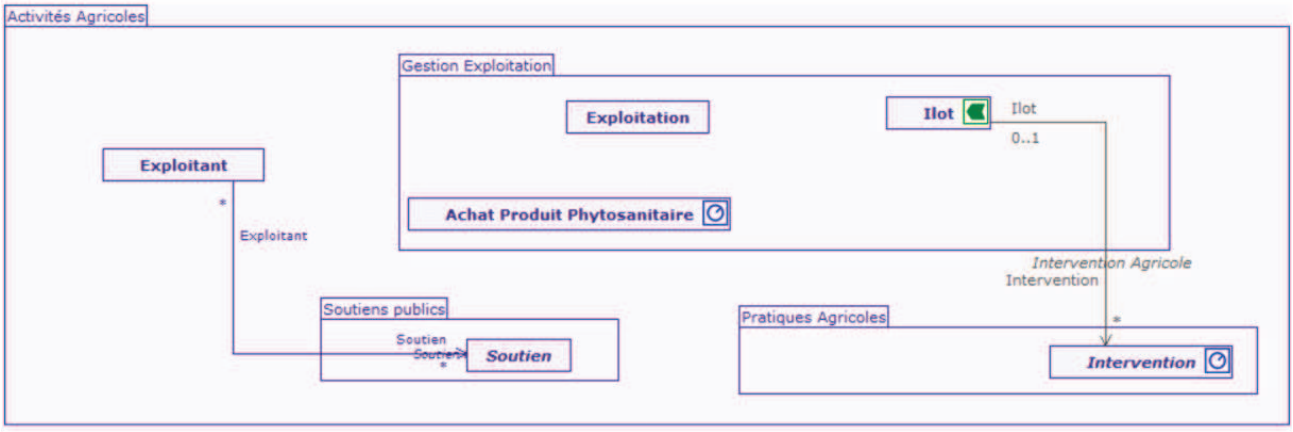


Figure 160 : Modèle activités agricoles – Relation d'association entre intervention et îlot

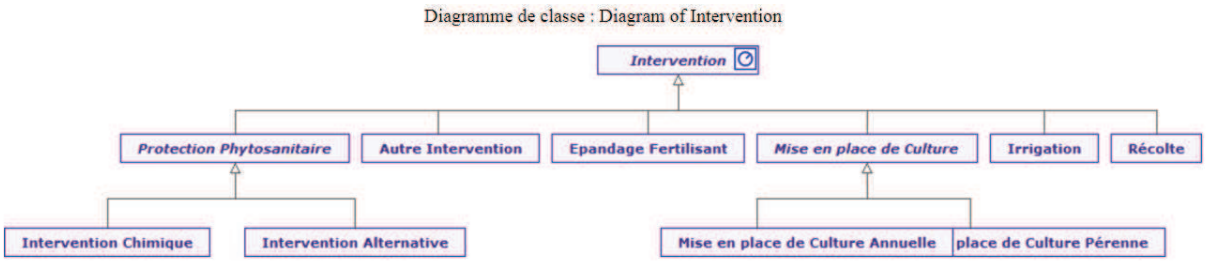


Figure 161 : Différents types d'intervention pour intégrer les itinéraires techniques

Par rapport au modèle SIE Pesticides, les traitements phytosanitaires ont été affinés (Figure 162), permettant d'intégrer toutes les spécificités de ces opérations. Nous verrons, dans le paragraphe relatif à l'intégration des données, la difficulté de récupérer des bases de données commune et vérifiées de l'ensemble des produits phytosanitaires utilisés sur la zone d'étude, ainsi qu'une base de données des matières actives composant les produits et de leurs caractéristiques.

Dans le modèle SIE, la notion de secteur de référence (Figure 163) avait été décrite en référence à la notion de conseil (conseiller agricole d'une culture ou d'un secteur). Elle a été utilisée dans le cas

d'étude du BAC Coulonge comme faisant référence au secteur résultant de la typologie des sols et des pratiques associées sur la zone d'étude (approche type de sol/rotations).

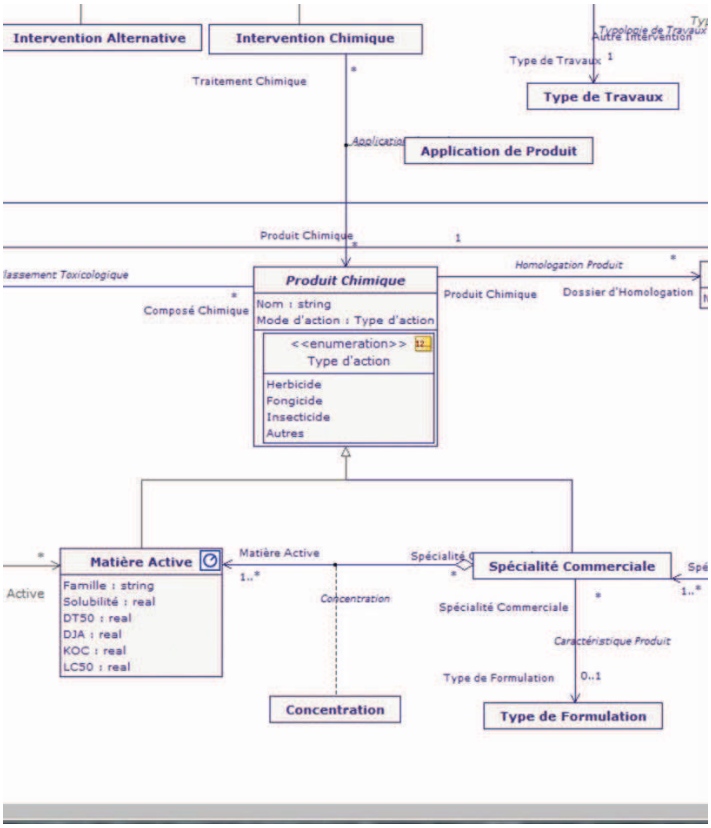


Figure 162 : Lien entre produit et matière active, pour intégrer les itinéraires techniques et calculer les indicateurs

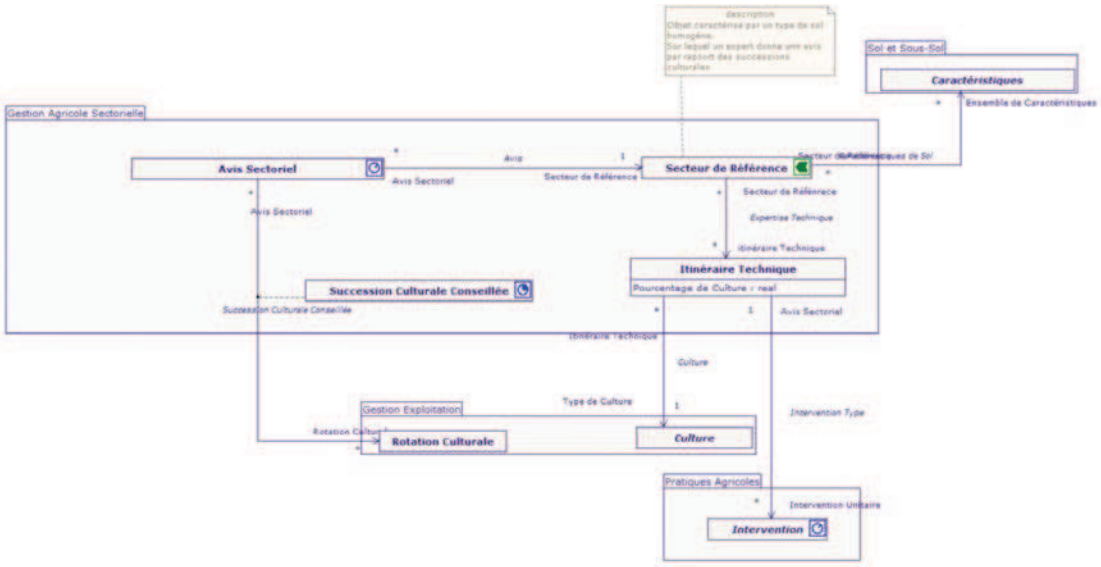


Figure 163 : Description du secteur de référence pour intégrer les typologies réalisées sur le territoire (lien avec les caractéristiques du sol)

II.2 Enrichissement du modèle SIE Pesticides avec le modèle « scénarios »

Avec le modèle « acteurs » présenté lors de l'analyse du réseau, un autre ajout majeur au modèle SIE pesticides est le modèle « scénarios » permettant d'intégrer dans le système d'information ce mode de gouvernance. Le modèle « scénarios » présenté dans cette section intègre les données et indicateurs choisis en collaboration avec l'équipe de recherche et les acteurs du territoire du BAC Coulonge pour explorer les scénarios construits dans le contexte du programme d'action.

Ce sont des indicateurs couramment utilisés dans ce type de programme d'action pesticides mais il serait tout à fait possible d'en intégrer de nouveaux en fonction du contexte de l'action et du choix des acteurs locaux. Ce sont i) des indicateurs permettant d'apprécier l'évolution de l'intensité des pratiques agricoles (Indicateur de fréquence de traitement IFT) ou la quantité de produits phytosanitaires appliqués (Indicateurs de Pression en Matière Active, PREMA), ii) des concentrations en pesticides, résultant de simulations issues de modèles et iii) des coûts associés aux différents scénarios.

L'échelle spatiale du sous-bassin versant a été choisie pour analyser les indicateurs car elle est commune à l'ensemble des outils utilisés dans le contexte du programme. Elle est d'intérêt pour les acteurs locaux. Certains indicateurs sont agrégés pour une analyse à des échelles d'agrégation de sous-bassins, comme les zones prioritaires d'action : en faisant une somme pour les coûts économiques, une moyenne pondérée à la surface pour les indicateurs IFT et PREMA.

Les Figure 164 et Figure 165 sont deux représentations du modèle « scénarios » où certains concepts ont été masqués pour en faciliter la restitution et donc la lecture. D'autres choix auraient pu être effectués, mais celui-ci a été présenté aux acteurs et semble donner satisfaction.

Le modèle (cf. partie 1 en Figure 164) intègre les scénarios décrits sur le territoire d'action avec la possibilité de les distinguer selon des types qui correspondent par exemple à la déclinaison de la mise en place de pratiques alternatives sur des surfaces croissantes du territoire (exemple, scénarios bio).

Le modèle associe au scénario une occupation du sol simulée, qui va être appliquée à une entité de modélisation. Dans le cas du BAC Coulonge, cette entité peut être des îlots de modélisation (îlots obtenus suite au traitement des couches d'information du RPG) ou les HRU issues de SWAT qui vont être utilisées par les deux modèles, agro-hydrologique et économique. Ces deux notions spécialisent celle d'entité surfacique vue précédemment. Cette façon de faire permet d'intégrer différentes entités de modélisation qui pourraient être mobilisées dans les programmes d'action.

L'entité de modélisation est associée au type de sol résultant de la typologie, elle-même en lien avec les entités spatiales de la base Donesol. Les types de sols simplifiés sont ceux décrits et validés sur le BAC Coulonge.

L'approche typologique par type de sol, rotation et culture est intégrée par l'association entre rotation culturale et type de sol simplifié d'une part, et par le lien entre succession culturale, rotation culturale et culture d'autre part.

Concernant les composantes du territoire d'action, le modèle permet d'intégrer la notion de bassins versants emboîtés grâce au pattern composite et permet de gérer ensuite dans les cubes multidimensionnels des agrégations à différents niveaux de sous-bassins versants. La référence aux entités SDAGE et aux zones prioritaires d'action fait référence à des zones de gestion définies par les gestionnaires de l'eau (EPTB et Agence). Des syndicats d'eau comme celui du bassin du Né sont intéressés par des restitutions à cette échelle d'entité du SDAGE.

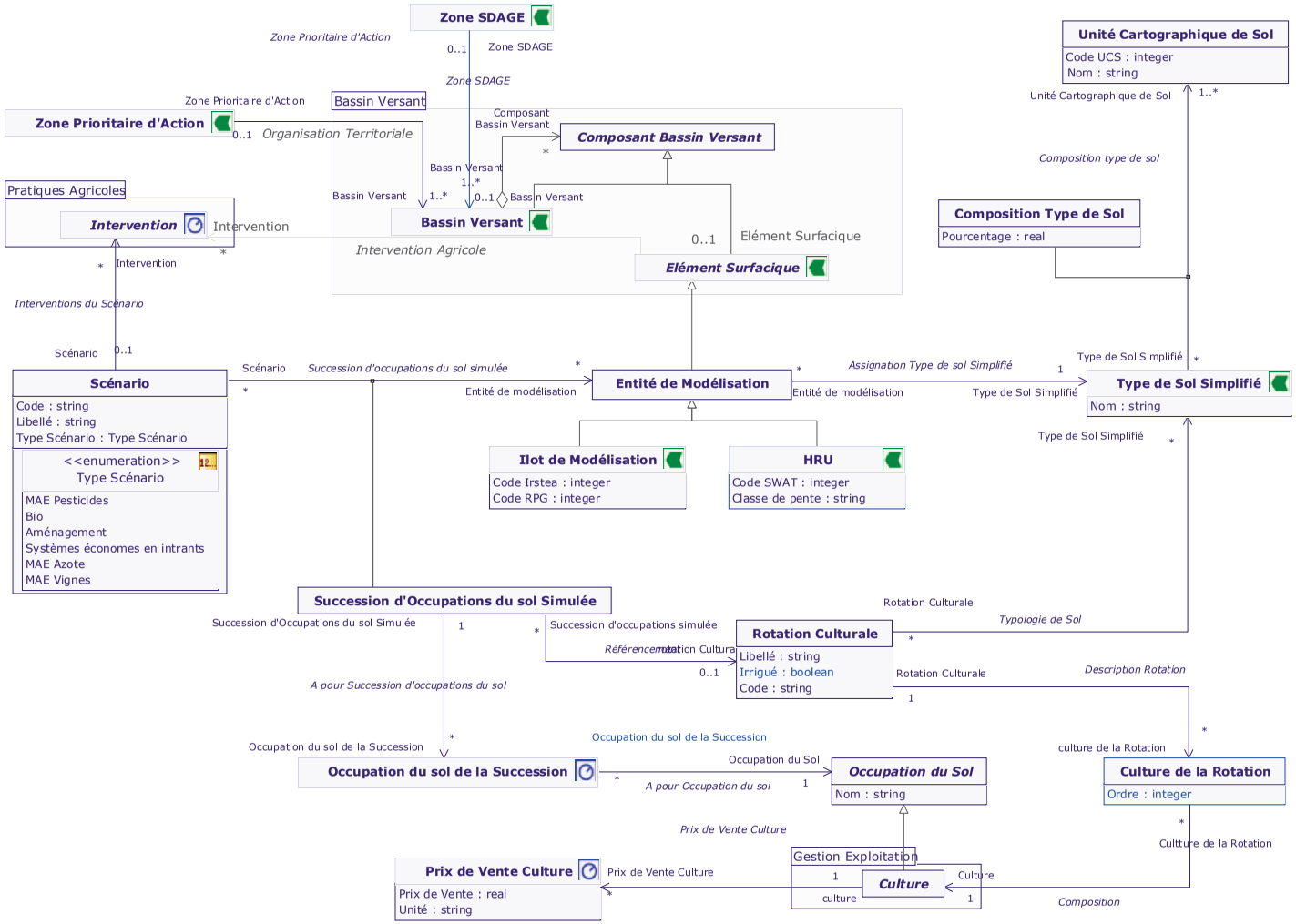


Figure 164 : Le modèle «scénarios » (partie 1)

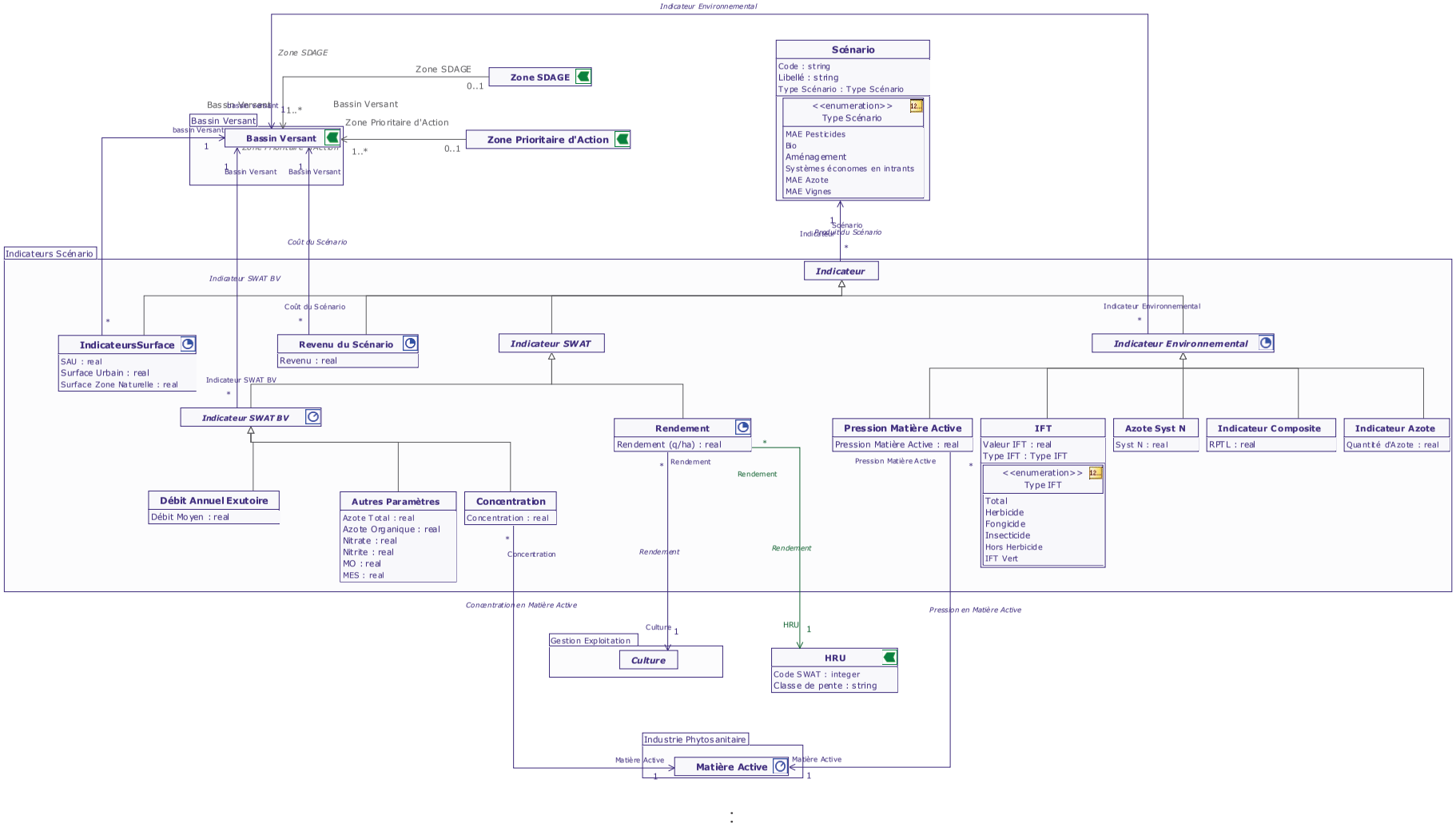


Figure 165 : Le modèle « scénarios » partie 2 (indicateurs)

La partie 2 du modèle « scénarios » (Figure 165) permet d'associer à chaque scénario des valeurs pour tous les indicateurs décrits (indicateurs agro-environnementaux de pression ou de risque potentiel de transfert, débits des cours d'eau et concentrations en pesticides simulées par SWAT, revenu et coûts associés simulés par le modèle économique).

Les indicateurs agro-environnementaux du modèle ont été testés ou utilisés dans le cas d'étude du BAC Coulonge. Les indicateurs produits par SWAT à l'échelle du sous-bassin versant (débit, concentrations -et donc flux associés par multiplication de ces deux facteurs-) pourraient être produits par un autre modèle agro-hydrologique. Toutefois, la maille de calcul du modèle SWAT, la HRU, est spécifique et est intégrée comme tel dans le modèle. Le rendement calculé par SWAT à l'échelle de la HRU, pour chaque scénario, est utilisé ensuite par le modèle économique. Cela conduit à calculer un revenu par scénario, attaché au sous-bassin versant puis agrégé.

Le contexte de modélisation intégré (méthode IMAS) permet une cohérence des différentes échelles spatiales mobilisées, c'est même un des points majeurs du caractère intégré de cette modélisation. Ainsi, le modèle économique calcule à la maille de la HRU et produit ses résultats à l'échelle du sous-bassin, ce qui est cohérent avec les échelles utilisées par les programmes de calcul des indicateurs et le modèle SWAT. Dans un contexte d'utilisation de modèles divers ne fonctionnant pas à des échelles spatiales cohérentes, il faudrait en tenir compte et certaines parties du modèle conceptuel seraient à valider pour vérifier la cohérence de l'ensemble.

Les grands types d'occupation du sol (SAU, urbain, zones naturelles) sont associés à chaque scénario. Il faudrait à l'avenir pouvoir préciser les surfaces d'action correspondant à chaque type de systèmes agricoles : conventionnels, innovants, bio… C'est une amélioration à prévoir par la suite.

Dans ce modèle « scénarios », nous avons décrit toutes les informations qui seront intégrées dans l'entrepôt de données spatial et qui seront utilisées dans les différents cubes multidimensionnels décrits dans les sections suivantes, suite au travail d'analyse réalisé en amont avec les acteurs. Dans notre démarche d'intégration d'un cycle de programme d'action, l'idéal serait de faire référence aux mêmes types d'indicateurs et de modèles, pour un suivi dans le temps.

Néanmoins, on peut penser qu'un nouveau modèle ou un nouvel indicateur puisse apparaître lors de la mise en œuvre d'un nouveau programme. Le modèle « scénarios » proposé permet d'intégrer sans difficulté de nouveaux indicateurs permettant de répondre aux nouveaux besoins, de faire évoluer la base de données associée et, le cas échéant, produire un nouveau cube multidimensionnel ou bien « casser » ceux existants pour les reconstruire en tenant compte de ces nouveaux éléments.

II.3 Les modèles conceptuels des cubes multidimensionnels

L'objectif des cubes de données multidimensionnels est de fournir à un groupe d'acteur donné une ou plusieurs vues de l'entrepôt de données, qui réponde(nt) à leurs attentes en termes de requêtes et de restitution de données.

Par exemple, l'animatrice du contrat de bassin du Né va être particulièrement intéressée par des restitutions plus « fines » à l'échelle de sous-bassins versants ou d'îlots dans le bassin du Né. En revanche, l'animatrice du programme d'action du BAC Coulonge sera plus intéressée par la performance globale des scénarios testés sur les zones prioritaires d'action ou sur l'ensemble de la zone, avec un niveau d'agrégation différent. Les acteurs agricoles qui ont suggéré des scénarios de pratiques alternatives seront intéressés par des analyses plus détaillées sur la réduction de la pression en pesticide qui en résulte, tandis que les syndicats d'eau s'intéresseront plus à la performance en termes de réduction des flux sur des zones précises, etc. Le cas d'étude du BAC Coulonge est particulièrement pertinent, compte-tenu de son étendue géographique, pour prendre en compte le caractère multi-échelle de ces attentes.

Les axes d'analyse sont les dimensions du cube multidimensionnel et, pour chacune de ces dimensions (thématique, spatial ou temporel), il est possible de faire des agrégations à différents niveaux de granularité. Aussi, l'analyse conduite avec les acteurs (Figure 166) est fondamentale pour définir les axes d'analyse pertinents pour construire les cubes répondant à leurs attentes. Pour réaliser les modèles conceptuels des cubes, plusieurs réunions ont été tenues avec les groupes d'acteurs pour définir quelles étaient les bonnes mesures (indicateurs) à intégrer dans les cubes, quelles agrégations étaient souhaitées, quelles échelles temporelles ou spatiales de restitution étaient pertinentes.

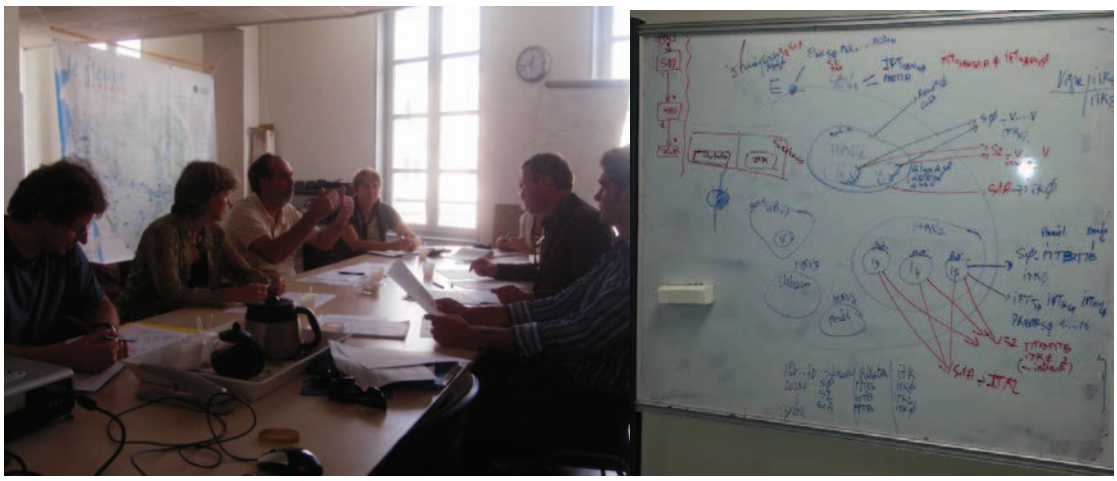


Figure 166 : Réunion avec des acteurs (G) – discussion sur les axes spatiaux (D)

Plusieurs cubes de données ont été définis à partir de l'entrepôt de données. Deux cubes de données ont été réalisés avec comme objet spatial élémentaire l'îlot agricole (360 000 îlots sur le territoire du BAC Coulonge). Un cube de données « multi scénarios » a été réalisé avec comme granularité le sous-bassin versant modélisé (106 sur le territoire d'action) pour l'ensemble des scénarios car il est apparu que les acteurs avaient du mal à se projeter à une échelle plus fine pour évaluer les différents scénarios.

Le premier cube incluant la dimension substance active (Figure 167) permet de restituer les résultats à l'échelle de l'îlot et à celle du sous bassin (ou d'ensemble de sous-bassins) par agrégation. La dimension temporelle est celle des six années modélisées et du total de ces six années. La dimension culture prend en compte le type de cultures (pérennes ou annuelles) et l'ensemble des cultures, ce qui permet d'isoler la vigne. La dimension « substance active » permet une agrégation par famille de molécules. Les indicateurs concernés sont ici les PREMA (pression en matière active). Pour ces indicateurs qui font référence à une molécule donnée, l'agrégation par famille de molécules a un sens, ce qui n'est pas le cas par exemple pour les indicateurs IFT.

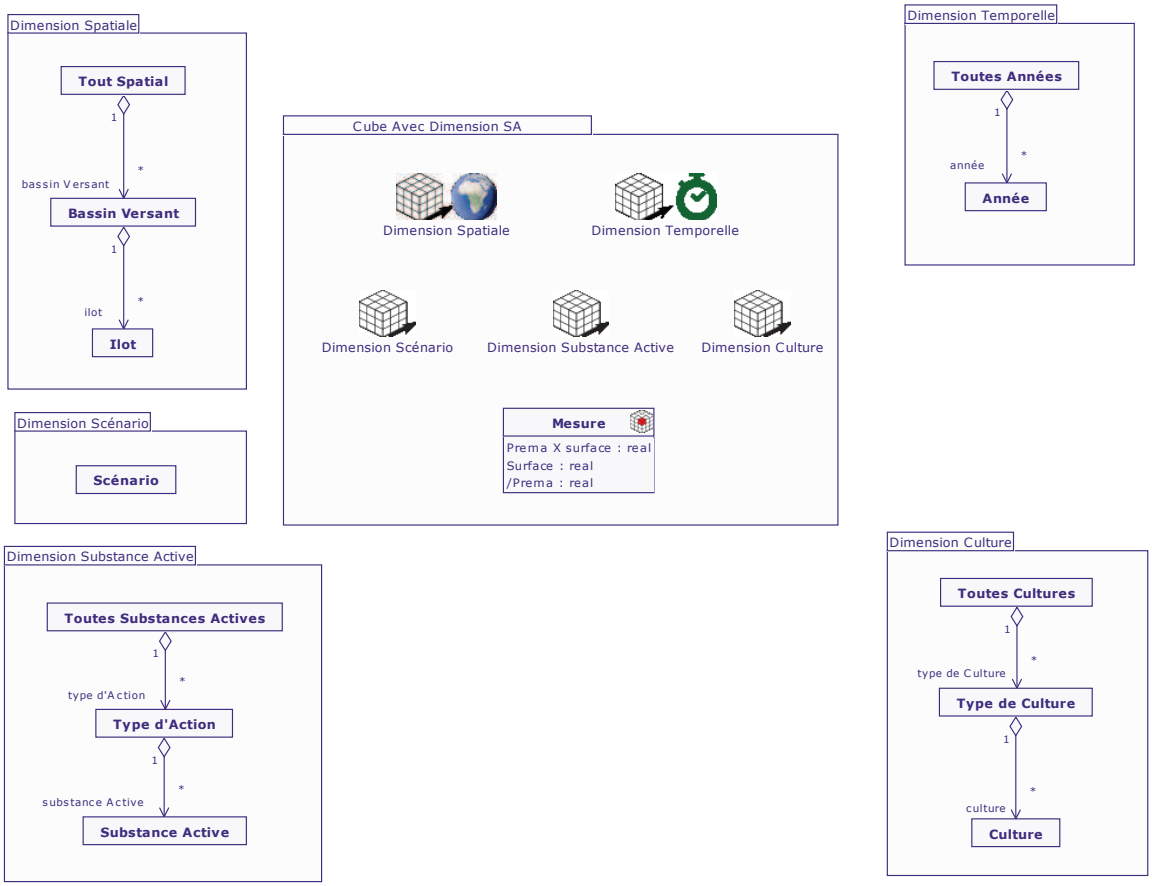


Figure 167 : Modèle d'analyse du cube à l'échelle de l'ilot agricole avec la dimension substance active

En revanche, le deuxième cube sans dimension matière active (Figure 169) permet d'intégrer tous les indicateurs, y compris les IFT, qui sont calculés pour l'ensemble des traitements et pas uniquement par rapport à une substance active donnée. L'indicateur « quantité d'azote » est aussi présent. La dimension spatiale permet une agrégation par sous-bassin versant ou par ensemble de sous-bassins versants. La dimension temporelle et la dimension culture sont identiques à celles du cube de la Figure 168.

Figure 168 : Modèle d'analyse du cube multidimensionnel à l'échelle de l'îlot cultural (tous indicateurs agro-environnementaux)

Pour répondre aux besoins des acteurs, le cube « multi-scénarios » a été construit avec le sous-bassin comme entité de base de la dimension spatiale et inclut l'ensemble des indicateur, agro-environnementaux et économiques (Figure 169). Les indicateurs dont le nom est préfixé par un / correspondent aux mesures calculés dans l'outil de restitution. Ainsi le flux peut être calculé à partir du débit et de la concentration. Pour plus de lisibilité, des couleurs sont attribuées par catégories d'indicateurs, montrant que l'on peut mélanger dans le même cube des indicateurs agro-environnementaux, des résultats de simulations hydrologiques et des indicateurs économiques comme les coûts associés aux scénarios.

Un niveau d'agrégation par entité SDAGE (Né, Seugne, etc…) est prévu pour restituer les indicateurs avec une moyenne pondérée à la surface. Pour les indicateurs issus du modèle agro-hydrologique, il est proposé une moyenne simple des concentrations et des flux surfaciques, et pour le modèle économique la somme des coûts correspondant aux sous-bassins agrégés. Un autre niveau d'agrégation est celui de tous les sous-bassins situés en zone prioritaire.

Concernant la dimension temporelle, dans cette phase de prototypage, le choix a donc été d'intégrer les valeurs annuelles, puis leur agrégation pour toutes les années. Il aurait été possible d'affiner l'analyse temporelle en introduisant un niveau temporel plus fin comme le trimestre ou la valeur saisonnière ; il aurait été alors nécessaire de traiter les données à cette granularité. Le choix a donc été d'intégrer les valeurs annuelles, puis leur agrégation pour les six années.

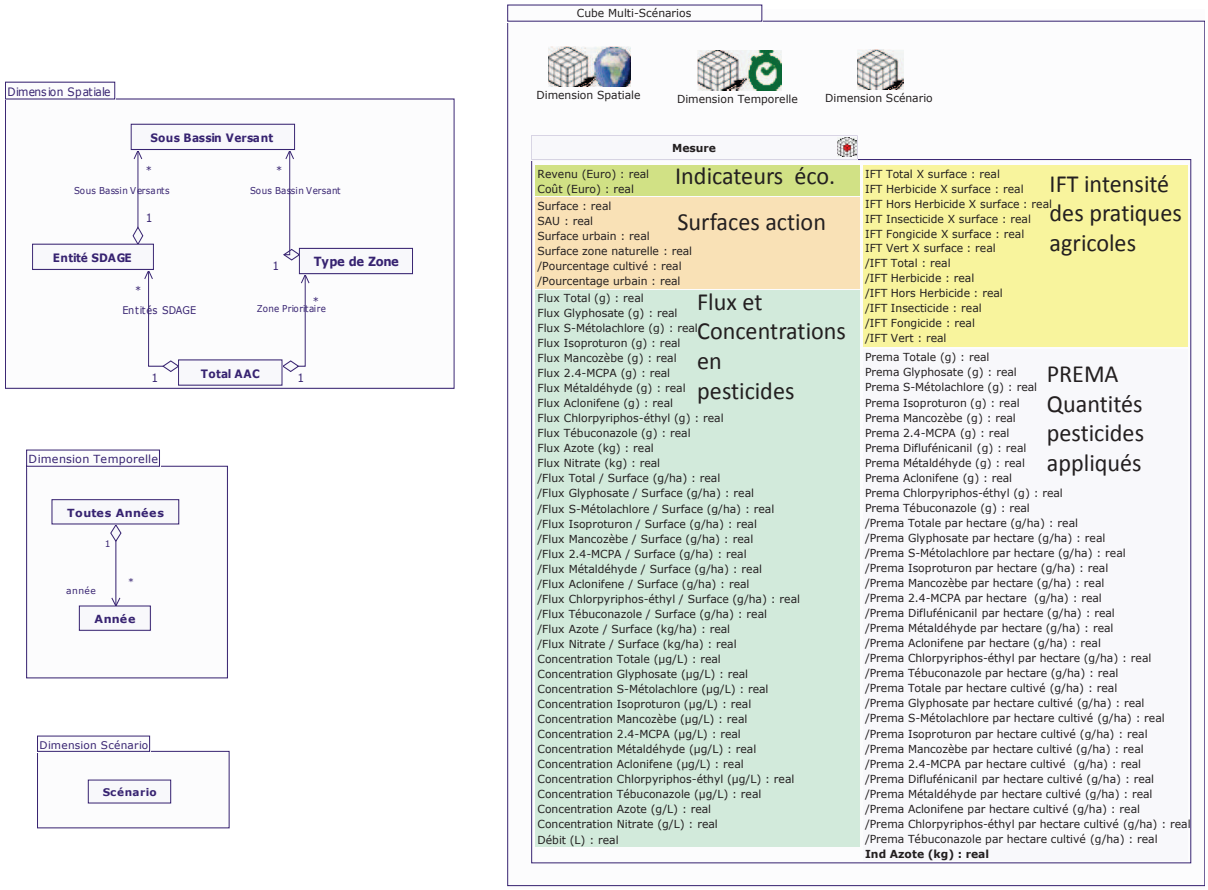


Figure 169 : Modèle d'analyse du cube multi-scénarios

La structure des cubes multidimensionnels et les modalités de calcul des différents indicateurs et agrégations étant définies, il est possible d'intégrer les données et de réaliser des requêtes pour les acteurs. L'outil de requêtage choisi est Map4Decision qui utilise la technologie SOLAP. Il permet aux

acteurs de réaliser très simplement les requêtes dans cette interface, ce qui était un critère de choix, en sus de la restitution sous forme cartographique qui était souhaitée.

III INTEGRATION DES DONNEES DU BAC COULONGE ET EXEMPLES DE RESTITUTION DE L'INFORMATION AUX ACTEURS

III.1 Intégration des données

Le modèle conceptuel scénario a permis de générer, en utilisant le module SQLDesigner de l'atelier de génie logiciel Objecteering, une base de données (PostgreSQL). L'ensemble des données disponibles sur la zone d'étude ont été intégrées pour le scénario de référence.

Dans un deuxième temps (le temps de construire et de modéliser les scénarios alternatifs), toutes les données et indicateurs associés au modèle « scénario » ont été intégrés pour la majorité des scénarios alternatifs décrits sur le BAC Coulonge. En effet, pour certains scénarios, je ne disposais pas lors de la réalisation du cube de l'ensemble des simulations produites par les modèles agro-hydrologiques et économiques. Le travail de mise à jour complète des cubes est prévu d'ici fin 2017. Néanmoins, cela a permis de disposer d'un jeu de données suffisamment complet pour la démonstration des potentialités du système et le retour vers les acteurs locaux.

Le logiciel ETL[52] (Talend) utilisé pour intégrer les données dans les bases de données conformes aux cubes multidimensionnels permet des développements rapides (10 fois plus rapides selon le fournisseur) et ergonomiques. Cette famille d'outil offre la possibilité d'accéder à plusieurs sources de données et différents formats (.shp,.xls,.db,…). Les « Jobs » Talend développés peuvent être exportés et utilisés indépendamment de Talend pour les futures mises à jour du système.

L'opération d'intégration des données s'accompagne d'un état des lieux sur les sources de données et les opérations réalisées. Concernant les sources de données, le modèle acteurs qui fait le lien entre acteur et information produite permet également de savoir qui produit tel type d'information.

Les opérations de futures mises à jour de l'entrepôt font actuellement l'objet de discussions avec les acteurs locaux, car un certain nombre de questions se posent : quelle durée pour la typologie des systèmes et des pratiques, la mise à jour de l'occupation du sol par l'agriculture, les modalités d'intégration des données mises à jour dans la base de données et l'entrepôt[53], etc.

[52] ETL Extract, Transform, Load
[53] L'index documentaire sur les données intégrées dans les cubes figure en annexe V.

III.2 Restitution de l'information à partir des cubes multidimensionnels

Les restitutions permettent aux acteurs locaux d'explorer les pistes d'action qui s'offrent à eux et les impacts potentiels des décisions qu'ils vont prendre pour la reconquête de la qualité de la ressource en eau. Selon les acteurs, les échelles d'intérêt diffèrent : les décideurs et gestionnaires du programme d'action s'intéresseront à l'ensemble du territoire, les conseillers agricoles à leur secteur ou à leur culture de prédilection, les représentants de l'agriculture biologique aux effets de l'introduction des systèmes bio. L'essentiel est la mise en commun et le partage des données et des indicateurs sur le territoire d'action. Le client SOLAP (Map4decision) permet aux utilisateurs d'une part d'obtenir très rapidement des cartes, des tableaux ou des graphes et d'autre part de visualiser ainsi l'évolution des indicateurs, des flux de pesticides ou des coûts pour tout ou partie des scénarios et pour une ou toutes les années, aux échelles spatiales qui les intéressent.

Les exemples ci-dessous illustrent les possibilités de restitution des données de l'entrepôt spatial, comme outil d'aide à la décision pour le suivi de programmes d'action agro-environnementaux à différentes échelles. La Figure 170 présente une restitution à l'échelle de l'îlot agricole, de la pression en S-métolachlore, l'une des deux molécules herbicides les plus préoccupantes avec le glyphosate, car très présentes sur le territoire d'étude dans les eaux de surface. Le forage autorisé par les outils SOLAP de l'échelle du sous-bassin à l'échelle de l'îlot agricole permet de cibler les îlots où des actions d'amélioration des pratiques phytosanitaires à l'échelle de l'exploitation agricole sont à engager en priorité, ceci d'autant plus qu'ils sont situés près des cours d'eau, comme c'est le cas pour le SBV47.

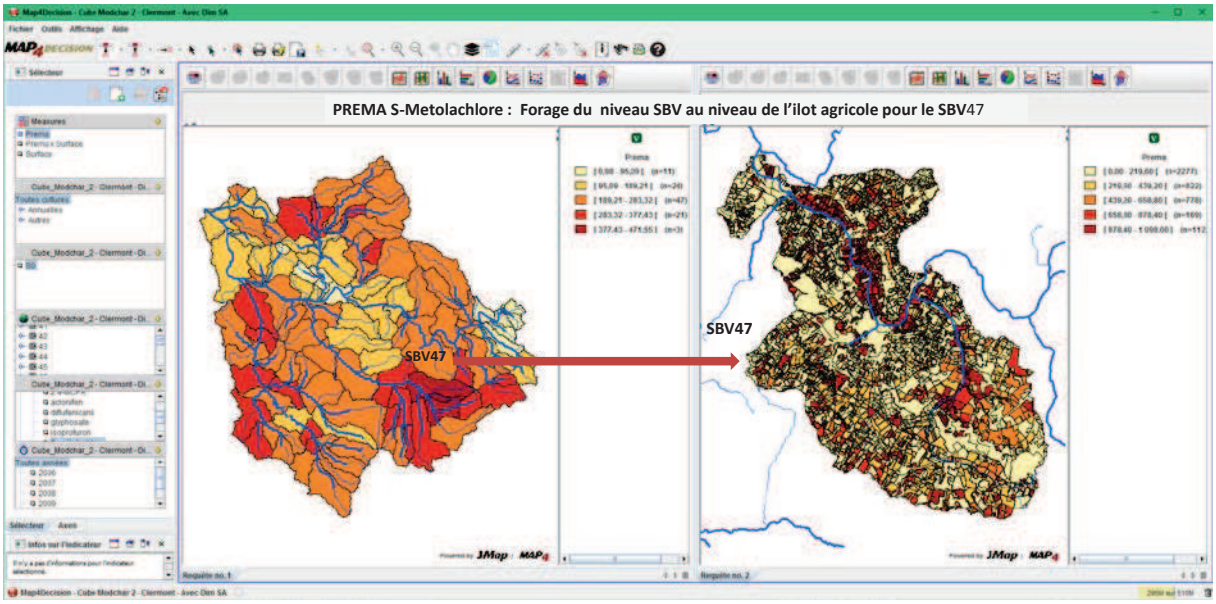


Figure 170 : Forage pour obtenir le détail de la pression exercée en S Metolachlore sur un sous-bassin du territoire d'action

La restitution ne se fait pas uniquement sous forme de cartes mais permet de sortir des tableaux de bord (graphiques, tableaux) permettant d'avoir les valeurs précises des indicateurs souhaités (IFT, flux, coûts…) (Figure 171).

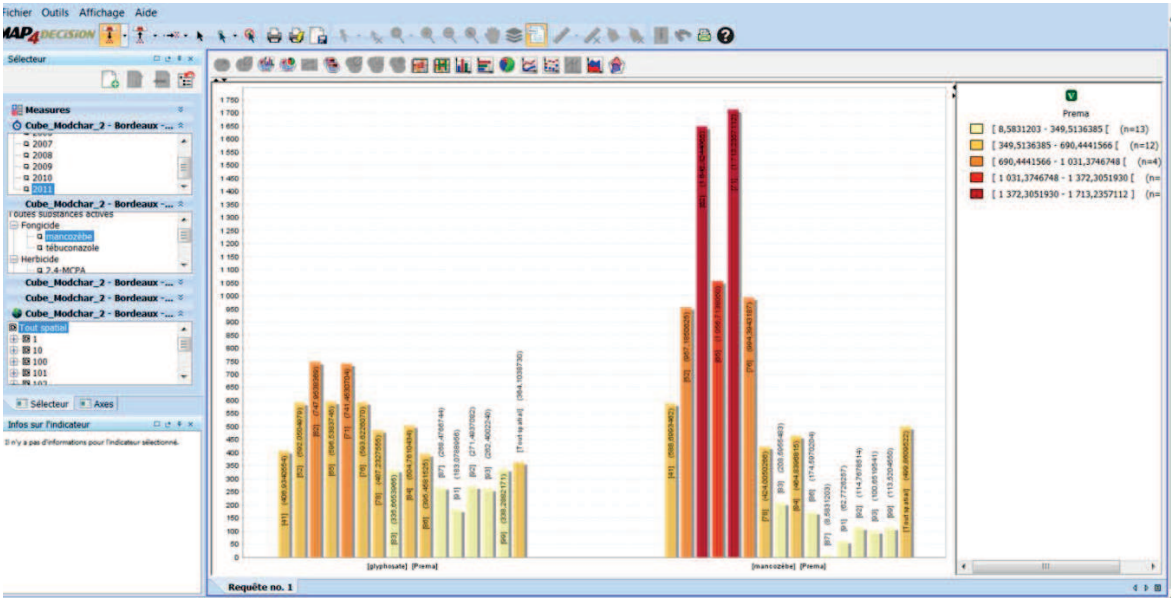


Figure 171 : Restitution sous forme de graphiques pour les indicateurs PREMA

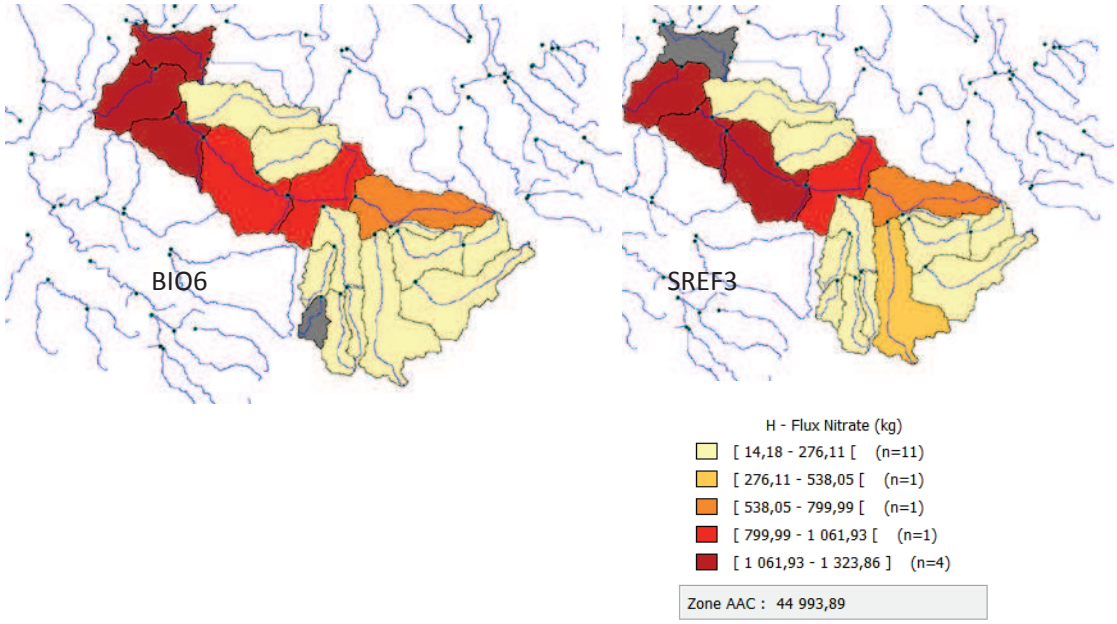


Figure 172 : Flux de nitrates sur le bassin du Né pour le scénario de référence (SREF3) et un scénario de développement du bio (BIO6)

La Figure 172 montre qu'il est possible de superposer d'autres couches SIG (ici les rivières) dans l'affichage de l'interface SOLAP pour une meilleure lecture dans l'espace des résultats présentés ou une confrontation avec d'autres données hydrologiques.

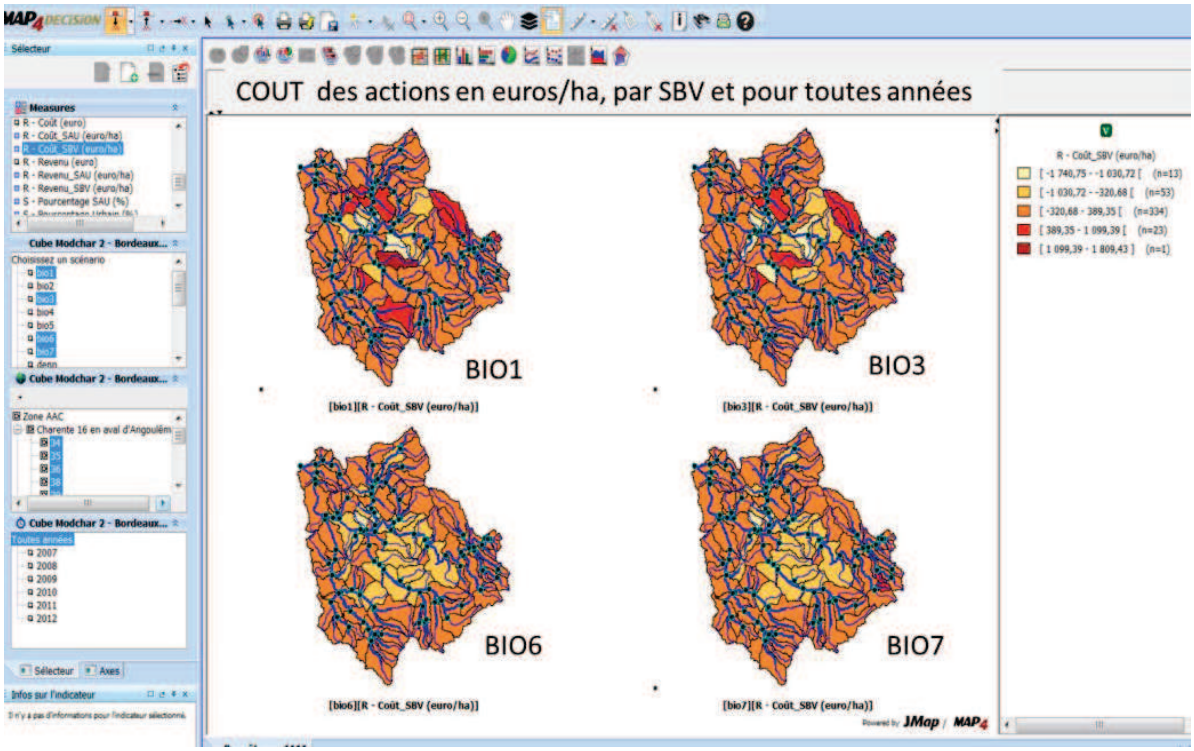


Figure 173 : Suivi des coûts à l'échelle du sous-bassin pour les scénarios de développement de l'agriculture biologique: BIO1: 2 x surface - BIO3: 9% bio (1% de vigne) - BIO6: 15% (9% vigne) - BIO7: 36% bio (7% vigne)

La Figure 173 présente la restitution obtenue à partir d'une requête SOLAP affichant les coûts associés à l'introduction de systèmes en agriculture biologique (pour 2 %, 9 %, 15 % jusqu'à 36 % de la surface agricole). La conversion d'une partie des surfaces en agriculture biologique correspond à des coûts plus ou moins importants selon le sous-bassin considéré et selon le scénario considéré. Les pertes pour les agriculteurs, et donc les compensations publiques à envisager, ne sont pas uniformes. C'est un élément de décision important pour les animateurs du programme.

La Figure 174 présente la restitution d'une autre requête SOLAP sur l'intensité des pratiques pesticides (indicateur IFT total) par sous-bassin versant pour ces mêmes scénarios de développement de l'agriculture biologique (Bio1, 3, 6 et 7). En comparant l'efficacité environnementale attendue (réduction de l'IFT) et le coût à engager (Figure 174 et Figure 173), il est ainsi possible de mieux cibler l'effort de développement de l'agriculture biologique dans les zones où il sera plus efficace à réduire la pollution diffuse à un coût acceptable, voire en générant un bénéfice. Ainsi, le scénario BIO7 qui est le plus performant pour réduire la pression en pesticides, n'est pas le plus coûteux à

mettre en œuvre. Une plus large surface engagée (valorisation des produits) et une plus grande surface en grandes cultures bio (plus favorable qu'en vigne) expliquent cette performance. Le scénario BIO1 ne parvient pas à réduire correctement la pression en pesticides tout en étant plus coûteux. Le coût/efficacité du scénario à l'échelle du sous-bassin (coût/réduction IFT) est évidemment un critère de choix de la localisation des actions.

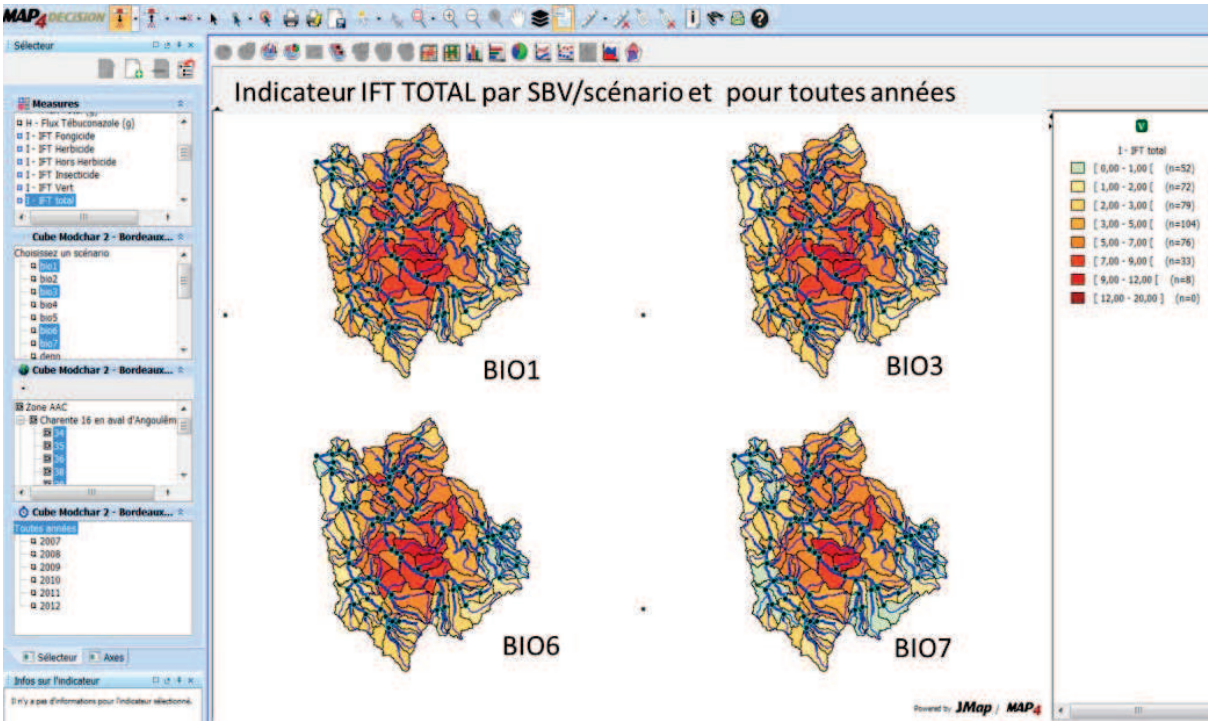


Figure 174 : IFT total pour les mêmes scénarios d'agriculture biologique : BIO1 : 2 x surface - BIO3 : 9% bio - BIO6 : 15% bio - BIO7 :36% bio (Requête SOLAP)

A l'occasion du séminaire de restitution du projet Modchar2 qui s'est tenu en mars 2017 sur le territoire du BAC Coulonge et qui réunissait une soixantaine d'acteurs locaux de tous horizons, une vidéo[54] montrant les possibilités du couple entrepôt/Map4Decision a été réalisée et présentée pour montrer l'interactivité de l'outil, pas toujours facile à démontrer dans une présentation de copies d'écran. Les requêtes enregistrées en temps réel affichent les résultats dans un délai largement compatible avec les exigences des décideurs. Le retour des acteurs a été très positif et a confirmé leur intérêt pour la mise en œuvre de l'outil dans un contexte opérationnel.

L'utilisation de l'entrepôt de données pour la restitution aux acteurs locaux permet :

- de disposer d'un outil multi-acteurs (plusieurs « vues » sur les cubes multidimensionnels)
- de disposer d'un outil multi-échelles, de l'ilot aux groupes de sous-bassins selon les souhaits,

[54] Un lien peut être envoyé sur demande pour visionner la vidéo. francoise.vernier@irstea.fr

- de disposer d'un outil de capitalisation des données, sur plusieurs années
- de disposer d'un outil interactif (< 10s) qui permet d'afficher les tableaux de bord ou les graphiques dont le gestionnaire du territoire d'action a besoin.

Dans l'interface Map4Decision, l'utilisateur peut choisir le cube de données auquel il veut avoir accès pour formuler sa requête et récupérer la restitution de l'information qu'il souhaite. De nouvelles approches sont actuellement développées pour permettre à l'utilisateur de trouver parmi plusieurs cubes de données le ou les cube(s) qui répondent le mieux à son besoin. Djiroun et al (2017) proposent un cadre conceptuel pour rechercher et afficher les cubes de données pertinents pour l'utilisateur. Cela permet de faire un classement par rapport à l'existence des termes sélectionnés par l'utilisateur dans les différents composants structurels des cubes (fait, mesure, dimension, niveau, agrégat). Ce type d'approche pourrait être utile lorsqu'un nombre plus important de cubes de données serait disponible pour les utilisateurs, par exemple dans le cadre d'un observatoire agro-environnemental.

IV INSTANCIATION DU MODELE SIGPA A DIFFERENTS CONTEXTES DE PROGRAMMES D'ACTION

IV.1 Instanciation au programme d'action du BAC Coulonge

L'exemple présenté en Figure 175 est l'instanciation du modèle générique dans un contexte de modélisation intégrée agro-hydrologique, à savoir la méthode IMAS qui a été mise en œuvre sur le BAC Coulonge (Vernier et al, 2017).

La partie modélisation intégrée IMAS s'adapte bien au modèle générique SIGPA. La génération des indicateurs environnementaux, l'utilisation du modèle SWAT et de la modélisation économique produisent les indicateurs souhaités. A noter la nécessité de prévoir une interface entre la production de systèmes et de pratiques spatialisés et leur transfert dans le modèle SWAT (interface Genlu). De même, le modèle économique s'adapte ici à la maille de calcul du modèle SWAT (la HRU, Hydrological Response Unit) pour intégrer les rendements par culture produits par la simulation de SWAT comme élément du calcul économique. Le caractère intégré de la modélisation se retrouve notamment dans l'adoption d'une maille spatiale commune, le sous-bassin versant modélisé de SWAT, pour la confrontation des résultats et la production des indicateurs.

IV.2 Généricité du modèle, utilisation dans d'autres contextes de modélisation

Le système d'information que je propose dans ma thèse peut à mon sens répondre aux besoins des acteurs de l'eau et plus largement du réseau d'acteurs impliqués dans un programme ou une succession

de programmes d'action sur un territoire. L'approche typologique permet de mieux dégager un consensus tant sur l'état actuel des pratiques agricoles que sur les pistes d'évolution, elle est applicable à différentes échelles spatiales y compris dans des territoires de taille intermédiaire.

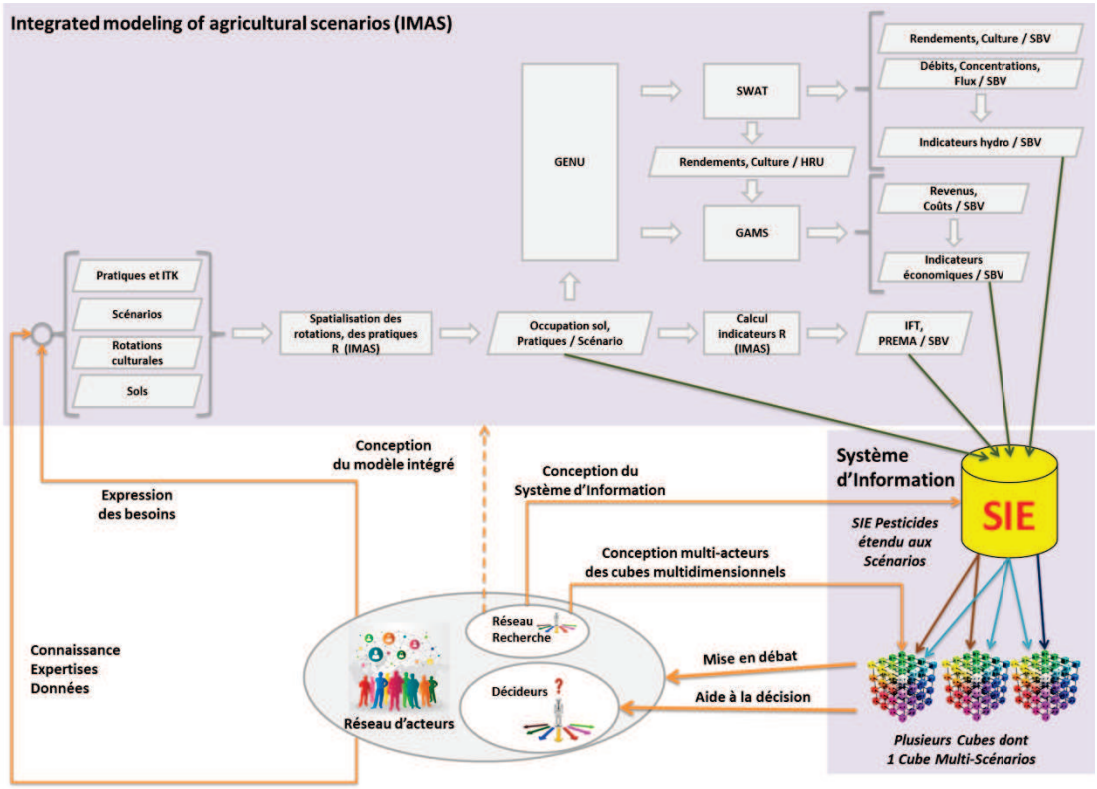


Figure 175 : Application dans le contexte de modélisation intégrée IMAS

L'utilisation d'un cadre conceptuel peut aider à la mobilisation des acteurs pour se représenter le territoire d'action, son état actuel et les interdépendances des activités et des milieux. L'apport de SIGPA propose avec le système de simulation, une qualification de l'intensité des phénomènes ou processus en jeu dans les dynamiques agro-environnementales. Après avoir appliqué le modèle SIGPA dans le cadre de la modélisation intégrée IMAS, j'ai essayé de voir si ce modèle général de processus pouvait s'appliquer dans d'autres contextes de programmes d'action.

Le modèle de la Figure 176 représente le contexte d'action concernant la reconquête des eaux souterraines. Dans le cadre du programme de recherche Modchar2, une réflexion méthodologique s'est intéressé au couplage potentiel du modèle SWAT-GENLU et du modèle MARTHE du BRGM (Leccia et al, 2014). Ces modèles ne fonctionnant pas à la même maille spatiale ou temporelle, des développements informatiques sont à réaliser avec les concepteurs des modèles pour pouvoir réaliser ce couplage. Une autre perspective serait d'adapter l'interface Genlu pour pouvoir intégrer directement

les scénarios d'occupation du sol et de pratiques dans ces modèles. Toutefois, dans ce cas, la production d'indicateurs pour l'informatique décisionnelle est plus limitée (Figure 176).

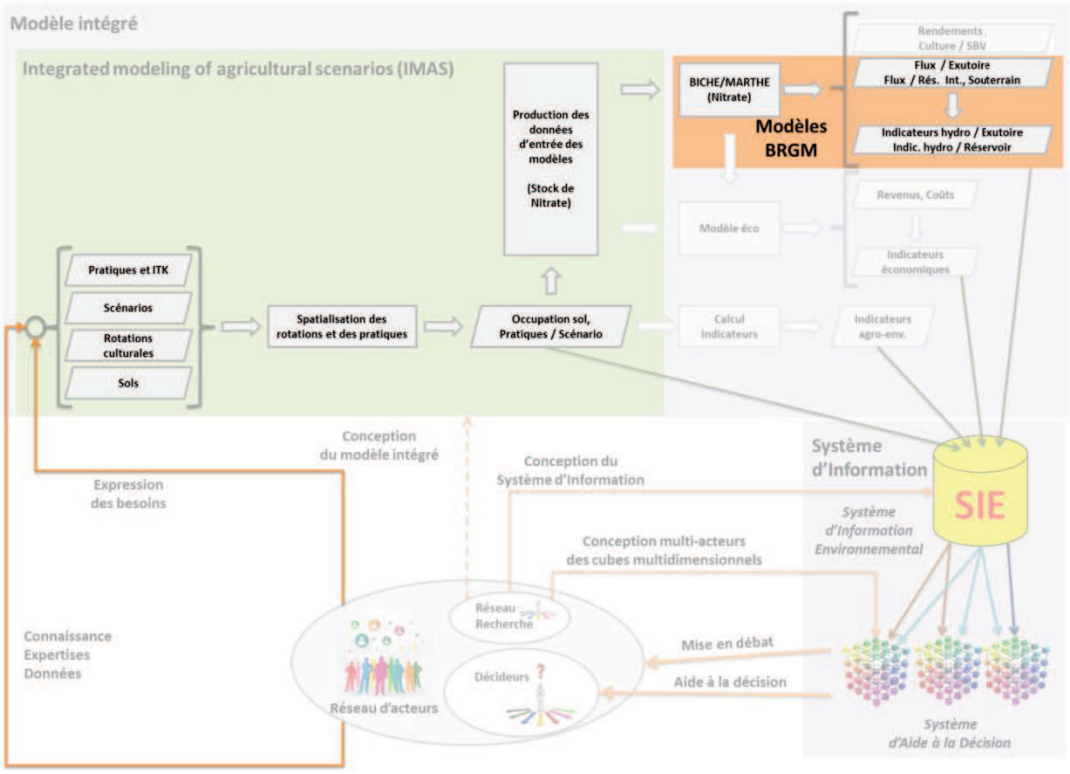


Figure 176 : Le modèle SIGPA pour une gestion conjointe eaux superficielles/eaux souterraines intégrant des modèles actuels ou à venir du BRGM

Le logiciel RPG Explorer propose une spatialisation des successions culturales à partir des données du RPG. Il pourrait tout à fait s'intégrer dans le schéma du module générique (Figure 177). RPG Explorer permet aussi le calcul d'indicateurs environnementaux qui peuvent être intégrés dans la partie informatique décisionnelle. Il manque ici la partie modélisation agro-hydrologique et économique. Si des modèles de ce type sont utilisés en complément, se pose alors l'intégration de l'occupation du sol et des pratiques dans ces modèles pour produire des indicateurs d'état de la ressource. Il faudrait également réfléchir à la prise en compte de la dimension scénario.

L'outil Coclik'eau développé par l'Inra, permet de construire des scénarios d'évolution des pratiques agricoles avec les acteurs locaux dans un contexte d'action agro-environnementale et de calculer des indicateurs associés, techniques et économiques à partir d'un modèle d'optimisation de l'assolement. Ces indicateurs pourraient tout à fait rentrer dans le schéma du modèle générique avec toutefois une difficulté importante, liée à l'absence de spatialisation, le raisonnement se faisant à l'échelle du territoire d'action tout entier. Il manquerait toutefois la partie simulation des transferts et le modèle scénarios devrait être adapté pour la restitution spatiale des indicateurs choisis pour l'aide à la décision

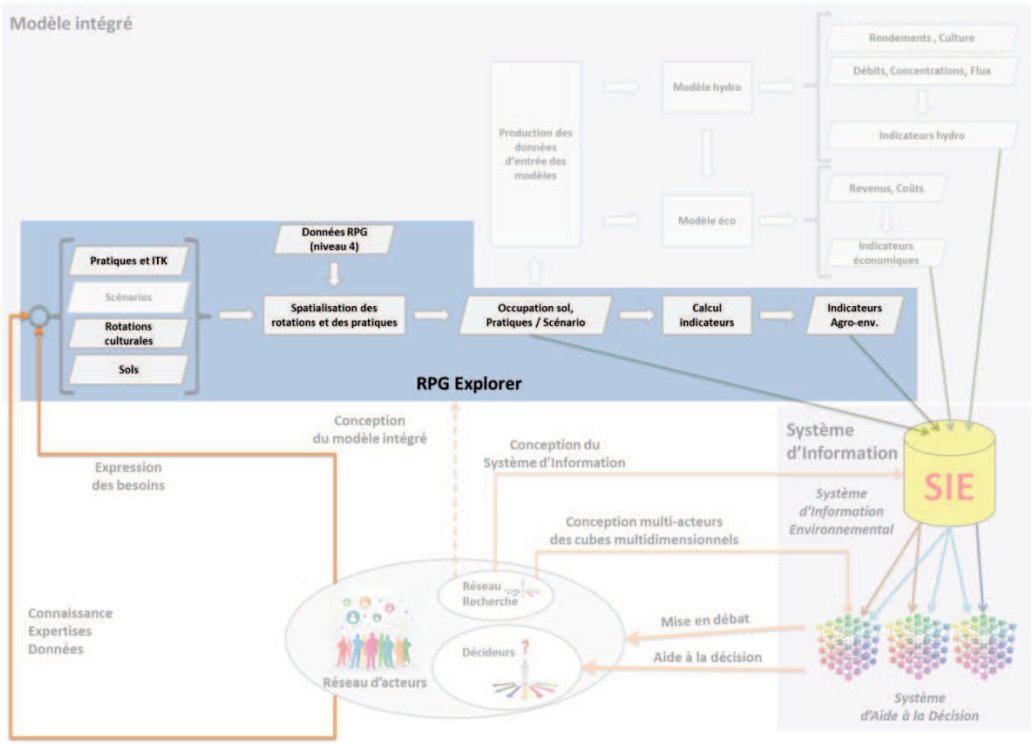


Figure 177 : Le modèle SIGPA avec l'utilisation de RPG Explorer

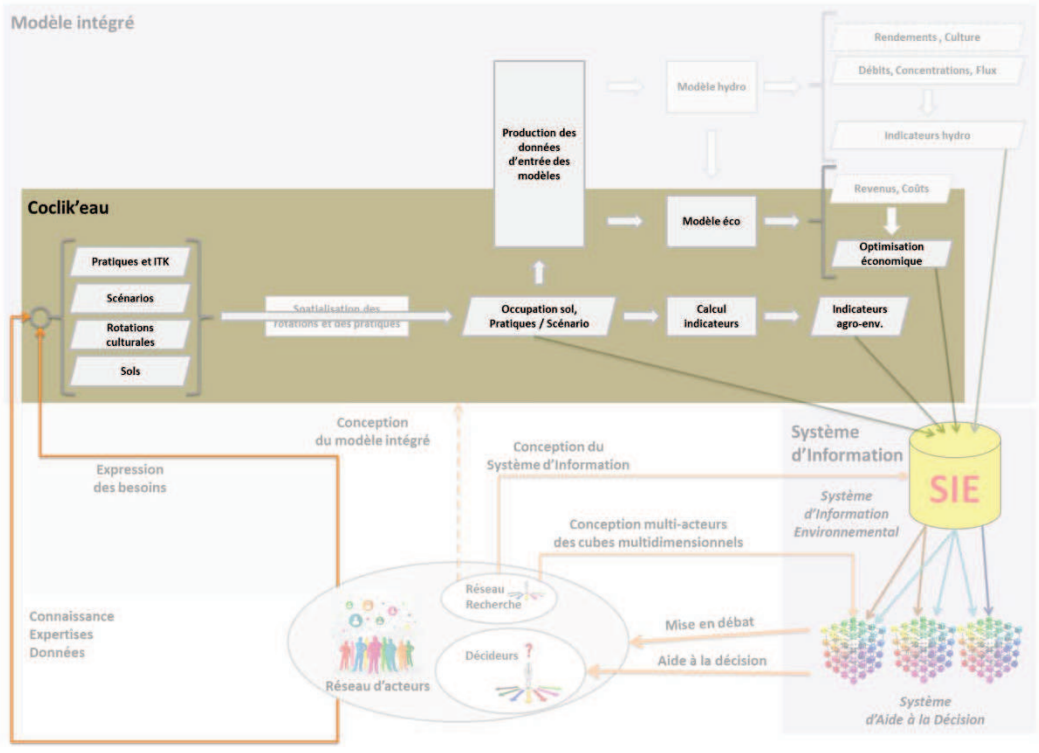


Figure 178 : Le modèle SIGPA dans un contexte d'utilisation de l'outil Coclik'eau

V LA REPONSE AUX BESOINS DES GESTIONNAIRES ET DECIDEURS LOCAUX : VERS DES OBSERVATOIRES AGRO-ENVIRONNEMENTAUX ?

La conception et la mise en œuvre d'observatoires territoriaux sont des tâches complexes à la croisée de différents domaines qui contribuent à leur cohérence et à leur efficacité (De Sede Marceau et al, 2011). L'appropriation des outils, le partage de la donnée, la co-construction des scénarios et l'analyse commune des résultats sont nécessaires pour faire vivre un système d'information participatif. Cette appropriation demande un apprentissage tant individuel que collectif des acteurs impliqués, et une volonté commune de faire avancer les choses, ce qui est une autre source de difficultés.

Il existe (cf. partie 1) peu d'expériences pérennes d'observatoires agro-environnementaux et les observatoires des pratiques agricoles, souhaité par la région Poitou-Charentes en liaison avec les opérateurs agricoles, ne sont pas faciles à mettre en place. Les acteurs agricoles restent méfiants sur l'interprétation des séries de données issues des exploitations, qu'ils détiennent, et par là sur leur partage dans un contexte élargi aux problématiques environnementales.

La mise en œuvre d'observatoires agro-environnementaux, sur le modèle OSAGE (Loireau et al, 2014) permettrait à l'avenir un suivi dans le temps des actions agro-environnementales sur un territoire d'action (d'un syndicat d'eau, d'un SAGE par exemple) -voire à l'échelle d'un grand bassin versant comme celui de la Charente- et l'intégration régulière de nouvelles connaissances. Ce problème d'échelle de mise en œuvre est liée au dispositif organisationnel (compétences présentes, institution en charge de l'observatoire) est à discuter. Le candidat idéal serait l'EPTB du fleuve Charente dont le domaine d'intervention s'étend à tout le bassin de la Charente, qui pourrait devenir alors le territoire observé.

Le système d'information proposé contribue à la capitalisation des connaissances pour les programmes d'actions sur le bassin de la Charente et à la mise en place d'un dispositif pérennisé. Il y contribue sous l'angle organisationnel car il identifie qui produit, utilise l'information, qui la met à jour (modèle acteurs). Il y contribue sous l'angle scientifique en identifiant et en organisant l'information pertinente et utile aux différentes phases du programme d'action (modèle SIE Pesticides). Enfin, sous l'angle technique, plusieurs solutions ont été proposées et mises en œuvre sous forme de prototypes: modélisation conceptuelle de la base de données et des cubes multidimensionnelles avec le formalisme UML, génération d'une base de données PostgreSQL et des cubes en utilisant l'atelier de génie logiciel Objecteering et ses modules, intégration des données multi-sources produites sur le territoire avec l'ETL Talend, et enfin restitution des données de l'entrepôt avec les outils SOLAP.

Résumé du chapitre 11

A partir des enseignements apportés par l'analyse du réseau d'acteurs, de leurs échanges et de leurs besoins, un entrepôt de données spatial et plusieurs cubes multidimensionnels sont construits à partir des besoins des acteurs pour restituer à différents niveaux de granularité spatiale (ilot du RPG, sous-bassin, zone prioritaire,..) les indicateurs mobilisés en accompagnement du programme d'action (outils SOLAP).

La structuration de l'information primaire complète le modèle UML « SIE pesticides » (Vernier et al, 2013) et l'enrichit d'une approche prospective par scénarios. Le modèle « scénarios » organise l'information permettant d'évaluer l'impact environnemental et économique de scénarios d'évolution de l'agriculture, par des indicateurs environnementaux spatialisés et des modèles, agro-hydrologique et économique.

Le SI proposé est adaptable à plusieurs échelles et contextes d'action agro-environnementale. Il jette les bases d'un observatoire de type OSAGE dans le domaine agro-environnemental, qui permettrait de capitaliser l'expérience et les connaissances acquises au cours des programmes d'action qui se succèdent sur un territoire, contribuant ainsi à une gouvernance éclairée de ces programmes.

Conclusion générale et perspectives

Une thèse d'expériences

Deux thématiques scientifiques ont scandé la progression de mes travaux de recherche : l'étude des relations entre agriculture et environnement, la conception et la mise en œuvre de systèmes d'information environnementaux. Mes domaines de recherche ont été l'analyse et l'étude de **l'interface entre science et décision publique, dans différents territoires d'action**, impactés par différents types de pollution, à différentes échelles, en interdépendance avec d'autres territoires de l'eau. Ce sont les « acquis de l'expérience » qui sont à l'origine de cette thèse, suite à deux constats majeurs effectués au fil des projets et des collaborations avec les acteurs de terrain. Le premier constat était **le manque d'accompagnement, de données et d'outils adaptés** dont souffraient les acteurs, face à des situations complexes. Le second constat était **l'absence de capitalisation des expériences et des connaissances,** avec la nécessité de tout recommencer ou presque à chaque nouveau programme d'action : appel d'un bureau d'études, diagnostic, collecte de tout ce qui peut exister ou mise à jour des quelques données détenues par les institutions, etc… J'ai donc souhaité proposer aux acteurs en charge de la mise en œuvre des programmes d'action agro-environnementaux, **un système d'information collaboratif qui les aide à concevoir et localiser ces actions, à capitaliser les expériences et à s'adapter à de nouvelles situations.**

Le travail de thèse m'a permis une prise de recul théorique sur les travaux menés à Irstea dans le département « Territoires », aux frontières des sciences de l'environnement, de l'agro-géographie et des sciences de l'information. Mes travaux de thèse permettront de contribuer aux axes de recherche qui se dessinent à Irstea, comme l'analyse des enjeux environnementaux au prisme d'une approche par les interdépendances. La problématique des changements globaux va reconfigurer les interdépendances entre territoires, par exemple entre bassin versant amont et zone côtière, interroger les changements d'échelle, augmenter la complexité des savoirs à mobiliser et faire évoluer les relations institutionnelles. **Les systèmes d'information devront s'adapter à ces nouvelles réalités et jouer leur rôle d'appui aux acteurs de l'action publique**. Rappelons les enjeux.

Une évolution des conditions environnementales et de la demande sociale

Le changement climatique en cours va avoir un impact majeur sur les systèmes agricoles et donc sur les transferts de pesticides et de nutriments. Il va affecter les zones de cultures (déplacements de certaines cultures vers le nord) et les conditions de croissance des plantes. Il va demander des

ajustements dans les pratiques d'irrigation ou de fertilisation, donc des adaptations dans la lutte contre les adventices ou les organismes ravageurs, en remettant en cause les modèles existants (Bergez et al, 2010, Lehman et al 2013). L'agriculture devra jouer avec les choix de sol, de variété, de pratiques pour s'adapter aux nouvelles conditions (températures, disponibilité en eau, écosystèmes). Actuellement, peu de réflexions d'ensemble sont menées sur comment l'agriculture pourra faire face à tous ces changements et simultanément à l'exigence sociétale et gouvernementale de pratiques plus durables. **Cette adaptation aux changements** interroge aussi, à la fois, la capacité des politiques publiques à évaluer des scénarios d'évolution et à anticiper, et les référentiels utilisables dans ce contexte (Dale et al, 2001, Babut et al, 2013).

Un autre enjeu majeur sera de **s'attaquer aux inégalités environnementales**. Une source d'inégalités majeure est l'**accès à une eau potable de qualité pour tous les citoyens**. La loi sur l'eau et les milieux aquatiques (LEMA, 2006) acte pourtant ce principe d'accès à l'eau potable pour tous. Mais ce droit n'est garanti que de façon partielle. L'article 1er de la loi stipule que «chaque personne physique, pour son alimentation et son hygiène, a le droit d'accéder à l'eau potable, dans des *conditions* économiquement acceptables pour tous». Plusieurs ONG refusent ce conditionnel et demande une loi garantissant un véritable accès à l'eau potable pour tous. **Vivre dans un environnement sans pesticides** est devenu une exigence des populations qui interpellent les pouvoirs publics, comme on l'a vu récemment avec les problèmes d'épandage de produits près des écoles en Gironde, ou encore l'utilisation du glyphosate.

Le contexte évolutif des politiques publiques

Le rapport Pointereau (Sénat, 2016) commandé par la commission de l'aménagement du territoire et du développement durable pour le 10ème anniversaire de la loi sur l'eau (LEMA) confirme que l'Etat français a échoué à atteindre l'objectif, fixé par l'Union européenne, du bon état des masses d'eau en 2015. Les échéances sont reportées mais, de fait, l'Etat n'a plus droit à l'erreur et les enjeux deviennent stratégiques. **Les politiques agro-environnementales vont rester au cœur de l'action de reconquête de la ressource en eau.** Deux visions de la ressource s'affrontent au fil des programmes d'action, comme nous l'avons souligné dans les travaux conduits dans le cadre de l'ANR Adapt'Eau sur le bassin de la Garonne : *« La première perçoit l'eau en termes de volumes disponibles (quantitatif), dans l'objectif de répondre aux besoins des activités, parmi lesquelles et surtout, la production agricole. La seconde considère davantage l'eau comme une ressource devant être partagée entre les différents usages, parmi lesquels le bon fonctionnement des milieux naturels » (Simonet & Salles, 2014)*

Pour affronter toutes ces évolutions, les politiques territoriales doivent **faire preuve d'innovation** d'une part, et d'autre part **favoriser l'appropriation et le partage des connaissances et des**

expériences par les acteurs locaux. Les deux challenges sont liés, car si les acteurs développent de nouvelles connaissances, en utilisant celles qui sont mises à leur disposition, ils peuvent créer à leur tour de nouvelles connaissances qui seront réutilisables à leur tour (Lundvall et Johnson, 1994). Ces actions innovatrices ne peuvent être décidées dans un processus autoritaire. Elles doivent être co-construites pour être efficaces. Selon Rey-Valette et al (2006), la co-construction suppose la conception d'un référentiel commun. **Ce référentiel commun conduit à un partage de représentations autour d'un modèle** conceptuel du système territoire ou encore dans un cadre de référence comme le DPSIR. Ce partage est déterminant dans la création de connaissances nouvelles et de prise de décision stratégique (Peters et Waterman, 1983).

Les outils d'aide à la gouvernance des actions agro-environnementales devront s'adapter à ces évolutions

Les outils d'aide à la gouvernance devront pour s'adapter, **pouvoir intégrer les approches prospectives par scénario** et également **traiter les volumes d'information de plus en plus importants,** nécessaires pour couvrir le champ des connaissances et enfin **assurer la capitalisation des expériences**. L'approche par scénario, a été introduite auprès des réseaux d'acteurs par le biais des prospectives régionales. La prospective Adapteau[55] a montré le potentiel d'intégration scientifique de la méthode prospective pour forger des scénarios robustes sur une base interdisciplinaire (Labbouz et Salles, 2015). Les échelles spatiales concernées sont en général plus larges (région, grand bassin, massif forestier…) que celles des territoires d'action « moyens ». Des réflexions opérationnelles sont déjà en cours dans cette logique, comme l'opération « Charente 2050 » dans lesquels sont impliqués de nombreux acteurs du domaine agro-environnemental.

L'approche par scénarios se développe désormais dans les programmes d'action agro-environnementaux. Dans ce cadre, les scénarios peuvent être définis comme des trajectoires possibles d'évolution des systèmes agricoles, spatialisées ou non, dont on évalue l'impact sur la ressource en eau, ou encore les sols et la biodiversité. Toutefois, ces scénarios sont déclinés essentiellement pour un futur relativement proche (une dizaine d'années), avec une adaptation des systèmes et pratiques linéaire, à conditions externes inchangées. La prise en compte du changement climatique impliquerait de **définir des scénarios agricoles sur le plus long terme, avec le cas échéant des inflexions en cours de scénario** sur les systèmes et les pratiques.

Indicateurs et modèles devront également s'adapter à ce nouveau contexte. Un indicateur devrait comporter un « seuil d'alerte » avant que l'évolution qu'il chercher à apprécier devienne préoccupante (Dale et al 2001). Ces seuils d'alerte déjà difficiles à fixer dans un contexte de « routine » seront donc

[55] www.adapteau.fr

à adapter en fonction de l'évolution des conditions du milieu. Les outils de modélisation des trajectoires de l'agriculture ou des effets du changement climatique sont confrontés aux variabilités liées au climat (température, ETP, épisodes pluvieux plus intensifs et répartis différemment dans l'année, périodes de sécheresse,…) et au problème du calage sur des séries temporelles dont les conditions seraient obsolètes. Pour intégrer des scénarios climatiques et des évolutions des pratiques sur le long terme, comportant des inflexions, les modèles agro-hydrologiques devront connaitre des évolutions techniques majeures.

Pour accompagner ces dynamiques, **les systèmes d'information** feront face à plusieurs challenges : être collaboratifs, interactifs et multi-échelles, pouvoir intégrer les adaptations aux changements (scénarios à moyen et long terme) et produire des restitutions de l'information pour une aide à la décision dans un contexte incertain. **Cela demande une collaboration plus étroite entre chercheurs et acteurs locaux pour concevoir les systèmes d'information et les rendre opérationnels.** Des observatoires agro-environnementaux permettraient de capitaliser l'information dans ce contexte changeant et d'étudier les dynamiques socio-environnementales résultant d'interactions dynamiques entre systèmes socio-économiques et biophysiques.

Contributions de la thèse pour l'appui à la gouvernance des programmes d'action

Par une confrontation entre pratiques agricoles et politiques publiques agro-environnementale dans un territoires d'action à enjeu eau pesticide, ma thèse avait le double objectif de produire des connaissances scientifiques et d'élaborer des outils pour accompagner les acteurs engagés dans les programmes d'action territoriaux.

La première contribution réside dans la production d'un modèle général (SIGPA) de la démarche d'appui à la gouvernance des programmes d'action applicable à différents contextes.

La démarche suivie pour construire le SI a été formalisée dans le modèle de processus « SIGPA » (Système d'Information en Appui à la Gouvernance des Programmes d'Action - Figure 179). Ce modèle résume la démarche suivie dans la thèse, depuis l'analyse des attentes du réseau d'acteurs, à l'expression de leurs besoins. Ces besoins s'expriment via le système de simulation de scénarios qui spatialisent des occupations du sol, des systèmes et des pratiques puis les évaluent au plan environnemental et économique, par des indicateurs et des modèles. Dans le cas d'étude du BAC Coulonge, ce système de simulation correspond à l'implémentation de la méthode IMAS. Cette information est ensuite organisée et restituée par le système d'aide à la décision. Plusieurs entrepôts de données spatiales sont construits pour restituer une information à différentes échelles et granularités mises en débat dans le réseau d'acteurs. Cela permet d'appuyer la décision sur les orientations et les

localisations des actions à mener pour la reconquête de la qualité de l'eau. Ce modèle de processus SIGPA peut s'adapter à différents contextes de programmes d'action et d'outils mobilisés.

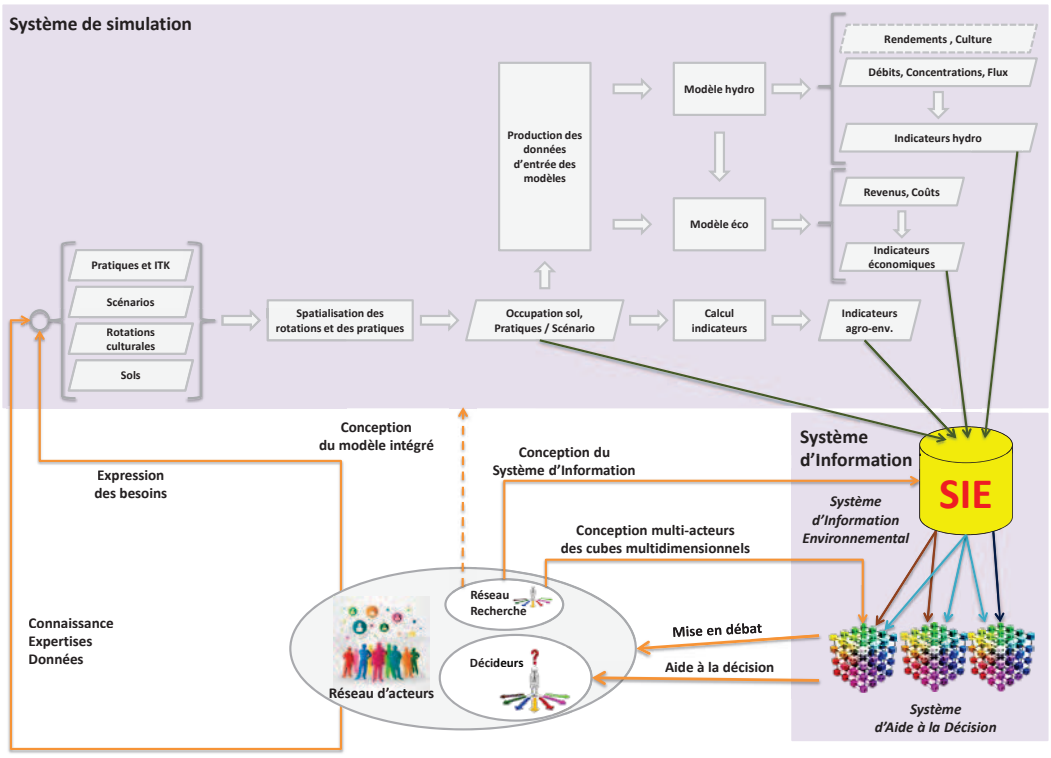


Figure 179 : Modèle général du processus SIGPA

Le modèle a été instancié sur plusieurs exemples de modèles et d'outils de modélisation utilisés dans les programmes d'action agro-environnementaux. Cela ouvre des possibilités pour pouvoir s'adapter à différents contextes de production d'indicateurs et de résultats de simulation. Les contributions détaillées ci-dessous se réfèrent à différentes phases du processus SIGPA.

Une deuxième contribution est la méthode de modélisation de la circulation de l'information au sein du réseau d'acteurs autour du programme d'action, des interactions entre les acteurs institutionnels et des informations qu'ils produisent.

La démarche de conception d'un système d'appui à la gouvernance commence avec l'analyse du réseau autour du programme d'action, pour comprendre la mobilisation de l'information dans le réseau et les attentes des acteurs. L'analyse institutionnelle et les enquêtes ont permis de cerner les échanges d'information entre acteurs du réseau, quelle information leur était nécessaire pour pouvoir s'impliquer dans le processus de décision collective sur les actions à mener.

Le modèle conceptuel « acteurs » produit permet, d'une part, de modéliser les échanges entre acteurs et, d'autre part, de faire le lien entre l'information produite par les acteurs et le modèle d'observation sur les milieux, l'occupation du sol et les pratiques agricoles, notamment phytosanitaires (SIE pesticides, module pratiques, Vernier et al, 2013). Le modèle organise toute l'information support du programme d'action. Au plan conceptuel, le modèle « acteurs » comble un vide dans le modèle SIE. Au plan opérationnel, c'est une attente des acteurs de terrain qui, souvent chacun de leur côté, tentent de cerner la production de l'information par les différents acteurs institutionnels.

L'analyse des besoins des acteurs a permis de **proposer une troisième contribution, le modèle « scénarios », modèle qui organise et stocke l'information qui sera mobilisée pour la prise de décision.** Il permet d'évaluer les pistes d'évolution de l'agriculture pour limiter la pression et les transferts de pesticides à l'échelle du territoire d'action. **Le modèle « scénarios »** intègre les données et indicateurs sélectionnés par les acteurs du territoire, pour explorer les scénarios d'évolution et estimer leur impact sur la ressource et les coûts associés. Il est innovant par sa capacité à prendre en compte différents contextes de programmes d'actions et différentes échelles spatiales. Les acteurs veulent, à la fois, savoir quel est le scénario le plus efficace globalement, à l'échelle du territoire d'action mais aussi pouvoir « descendre » à une échelle plus fine pour expliquer les résultats, ou encore évaluer le scénario sur une zone d'action prioritaire ou un bassin particulier.

Une quatrième contribution est la conception d'une méthode pour décrire les systèmes et les pratiques agricoles, le scénario de référence et les pistes d'évolution de l'agriculture sur un territoire d'action, et pour les évaluer par des indicateurs spatialisés dans un contexte de modélisation intégrée (méthode IMAS, article publié dans ESPR, Vernier et al, 2017)

L'approche typologique par type de sol, rotation, culture déclinée sur le territoire d'action du BAC Coulonge permet de caractériser et de spatialiser les systèmes et les pratiques agricoles à l'échelle du territoire, que ce soit pour le scénario de référence ou pour les scénarios d'évolution de l'agriculture, co-construits avec les acteurs. Elle a permis de valider et enrichir le modèle conceptuel d'analyse de l'occupation du sol et des pratiques, et d'en faire un outil d'échanges et de réflexion avec les acteurs agricoles et les gestionnaires de l'eau. La méthode a permis de valider l'utilisation d'indicateurs agro-environnementaux pour discriminer les scénarios entre eux et déterminer les plus efficaces pour réduire la pression phytosanitaire, globalement ou localement. Enfin, la méthode développée dans un concept de modélisation intégrée (modèle agro-hydrologique et économique) a permis de produire en amont du système décisionnel un jeu d'indicateurs et de résultats de simulations à intégrer dans l'entrepôt de données spatial.

Une cinquième contribution est la mise en œuvre opérationnelle d'entrepôts de données spatiales dans le domaine de l'agro-environnement, plus particulièrement appliquée aux programmes

d'action à enjeu eau-pesticides. Les cubes multidimensionnels proposés permettent de restituer l'information en intégrant les axes d'analyse souhaités par les acteurs, avec des prototypes réalisés à partir des données du BAC Coulonge.

Le modèle SIE Pesticides, enrichi du modèle « scénario », organise l'ensemble de l'information mobilisée en permettant son stockage et sa capitalisation sur un territoire d'action, tandis que **l'entrepôt se charge de la partie information décisionnelle** qui va nourrir les débats des acteurs et la prise de décision des décideurs. **Plusieurs cubes multidimensionnels sont proposés en appui aux acteurs, en fonction de leurs besoins de restitution.** Certains le sont à l'échelle de l'îlot (et agrégations). Ils sont plus destinés aux animatrices de bassin et aux professionnels agricoles locaux. D'autres le sont à l'échelle du sous-bassin (et agrégations). Ils sont alors principalement ciblés vers les gestionnaires de l'eau et le comité de pilotage en charge des actions. L'application des entrepôts au domaine agro-environnemental demandera des avancées informatiques sur plusieurs points : des opérateurs plus complexes de passage d'un niveau de granularité à l'autre, une navigation facilitée entre plusieurs cubes de données pour les utilisateurs, une amélioration de l'interface de restitution. Plusieurs prototypes d'entrepôts ont été produits avec les données sur le BAC Coulonge. Le retour vers les acteurs locaux a été très positif, que ce soit pour le contenu des restitutions ou pour leur interactivité.

Contributions et modèle OSAGE

Comme indiqué en introduction, ma démarche s'inscrit dans le modèle OSAGE de la Figure 180, modèle qui définit les différents acteurs et les différentes composantes intervenant dans la définition et la construction d'un observatoire scientifique Milieux/Sociétés. Le modèle OSAGE de (Loireau et al, 2017) est en accord avec la vision de (Tonneau et al, 2017). Selon ces auteurs, pour renouveler l'action publique et répondre aux grands enjeux sociétaux, **les observatoires territoriaux sont une réponse coopérative qui favorise des processus d'apprentissage collectif.** La mise en œuvre d'un observatoire territorial demande du temps (plusieurs années), une animation technique de qualité, et un portage institutionnel garantissant des moyens, pour le concevoir et le pérenniser. Un autre facteur de succès est l'efficience du dispositif technique, évalué par la qualité des réponses aux besoins et demandes des acteurs.

La démarche et les travaux (Vernier et al, 2017) menés dans le cadre de la thèse **préfigurent de fait la création d'un observatoire agro-environnemental,** avec toutes les fonctions qu'il permet, en particulier la capitalisation des données et des connaissances.

Pour justifier cette affirmation, nous reprenons les différents critères proposés par Loireau et al (2017). Selon le modèle présenté Figure 180, un observatoire agro-environnemental doit répondre à une

question de société sur un espace donné. Par ailleurs, un observatoire est constitué de trois dispositifs pérennes : un dispositif scientifique, un dispositif organisationnel et un dispositif technique.

Dans le contexte du programme d'action du BAC Coulonge, **la question de société peut se traduire ainsi : *« Comment développer des pratiques agricoles durables pour reconquérir la qualité de l'eau sur un territoire à enjeu eau-pesticides ? »*** et porte sur l'ensemble du bassin d'alimentation... L'objectif est une ressource en eau disponible, préservant l'intégrité des cours d'eau et leur biodiversité, ainsi que la production d'eau potable.

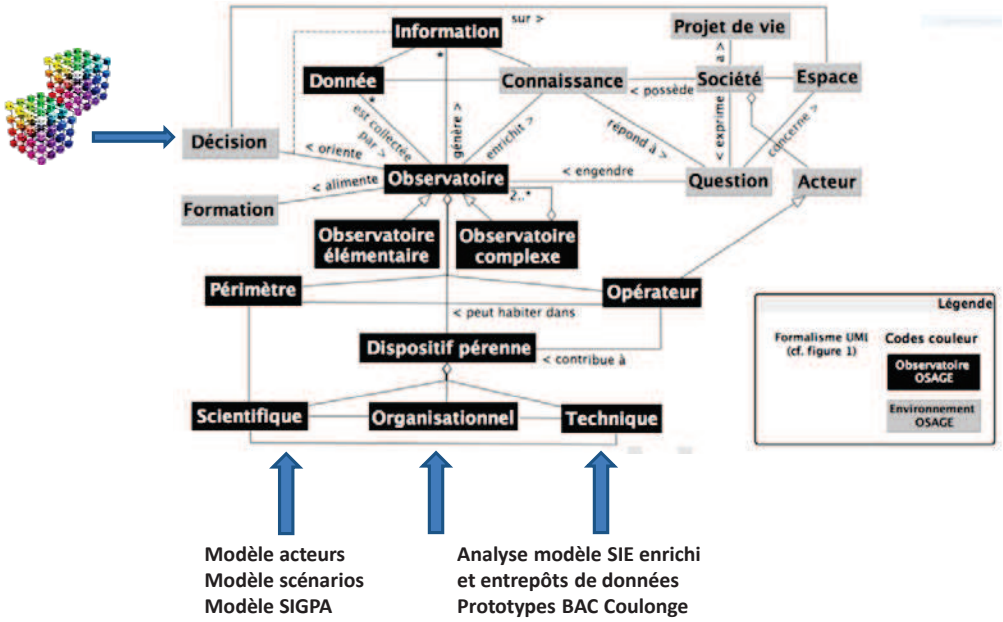


Figure 180 : Place des travaux de thèse dans la préfiguration d'un observatoire OSAGE (complété, d'après Loireau et al, 2017)

Comme proposé par ces auteurs, une démarche scientifique a été mise en œuvre en accompagnement du programme d'action du BAC Coulonge. L'analyse du réseau d'acteurs, la conception du SI enrichi des deux modèles acteurs, scénarios et de l'entrepôt de données, etc., sont les éléments principaux de cette démarche scientifique.

Le dispositif organisationnel est en cours de mise en œuvre dans le cadre du projet IMAS[56] qui est un prolongement du projet Modchar2. Dans ce cadre, l'EPTB souhaite s'approprier l'ensemble des méthodes et des outils de recherches pour assurer leur opérationnalisation et leur pérennité, rejoignant là l'objectif d'un observatoire, à savoir un dispositif pérenne. Le syndicat d'eau du bassin versant du Né, inclus dans le territoire du BAC Coulonge, serait de fait concerné. Un autre syndicat d'eau (le SYMBO), sur un bassin versant du même contexte charentais, la Boutonne, a fait part également de son intérêt à mettre en œuvre le dispositif opérationnel.

La conception et l'implémentation du système d'information s'inscrivent dans le dispositif technique qui mobilise des méthodes et des outils existants ou produits pendant les travaux de thèse :

- Analyse du fonctionnement du réseau d'acteurs (outils utilisés : Cmap et profils UML) (dispositif scientifique),

- Analyse du système d'information transactionnel (modèle SIE Pesticides enrichi) pour capitalisation de l'information utile au programme d'action (outil utilisé : atelier logiciel Objecteering et profils UML), pour (dispositifs scientifique et organisationnel),

- Analyse du système décisionnel avec les cubes multidimensionnels produits (outil utilisé : atelier logiciel Objecteering et profils UML),

- Implémentation avec les données du BAC Coulonge (Outils utilisés : PostGreSQL/PostGis pour la base de données, Talend pour l'intégration des données, SOLAP Agregator pour l'agrégation au sein des cubes, Map4decision pour l'interface utilisateur) (dispositifs technique et organisationnel).

Toujours selon Loireau et al (2017), l'observatoire doit collecter des données et générer des informations. Dans notre cas d'étude, les données primaires, prétraitées et/ou issues de simulation sont stockées dans le modèle SIE Pesticides enrichi et les indicateurs sont restitués dans les outils SOLAP (Map4Decision) en fonction de connaissance mobilisée par les acteurs pour définir leur besoin.

Enfin, selon cette vision OSAGE, **un observatoire n'est pas forcément une composante intervenant dans la décision mais il peut l'orienter voire y contribuer.** Ce point est encore en discussion au sein de l'Action Prospective «Observatoires Scientifiques Milieux/Sociétés[57]» du Groupement de Recherche MAGIS[58]. Le système d'information conçu à partir du cas d'étude du BAC Coulonge selon le modèle SIGPA intègre bien un système décisionnel car il est destiné à favoriser la communication entre les acteurs, gestionnaires de l'eau et acteurs agricoles, mais aussi à piloter l'évolution des systèmes et des pratiques agricoles sur le territoire pour répondre à la question de société.

---

[56] Projet financé par l'Agence de l'Eau Adour Garonne
[57] http://gdr-magis.imag.fr/actions-prospectives/observatoires-scientifiques-milieuxsocietes/
[58] http://gdr-magis.imag.fr/

Les données et les indicateurs constituent un capital d'information et de connaissances dans le domaine de l'agroenvironnement qui, lorsque le système sera opérationnel, alimentera la formation des gestionnaires des programmes d'action mais aussi les acteurs du domaine (conseillers agricoles, etc.).

Le système d'information et l'entrepôt de données conçus et implémentés sur le cas d'étude du BAC Coulonge sont bien des prototypes avancés qui ne devraient demander que des adaptations marginales.

Retour sur la question de recherche et les hypothèses faites au démarrage des travaux

Le territoire d'action, les réseaux d'acteurs, les interdépendances territoriales induites par la circulation des eaux superficielles et souterraines composent un agencement spatial adéquat pour gérer un problème d'environnement autour de la ressource en eau. L'implication des acteurs passe par une construction collective d'une représentation partagée du territoire d'action, qui inclut territoires des pratiques, territoires de l'eau. L'efficacité des actions engagées demande à ce que les différents groupes d'acteurs reconnaissent leur interdépendance et la nécessité d'une action collective pour maîtriser les enjeux de reconquête de qualité de la ressource. Ce sont ces enjeux qui ont conduit à la formulation de notre question de recherche, comme suit :

Quel système d'information pour accompagner l'élaboration d'un programme d'action pour la gestion du risque « pesticides » (centré sur la qualité de l'eau) à l'échelle d'un territoire ?

La démarche SIGPA et le système d'information conçu et prototypé à partir de notre cas d'étude, en collaboration avec le réseau d'acteurs a montré ses possibilités d'adaptation à plusieurs groupes d'acteurs (gestionnaires de l'eau et acteurs agricoles) et à plusieurs échelles emboitées (du petit bassin versant, au bassin du Né, aux zones d'action prioritaires et au territoire tout entier du BAC Coulonge). Il a aussi permis d'intégrer des indicateurs agro-environnementaux et des résultats de modèles. Conçu selon la démarche d'observatoire OSAGE, il pourrait évoluer vers un observatoire agro-environnemental, notamment si l'animateur du projet l'intègre dans sa structure et le pérennise sur le territoire d'action.

Pour mener à bien cette recherche, j'avais fait plusieurs hypothèses qu'il convient de confirmer :

- ***Hypothèse 1*** : les pratiques agricoles et les politiques publiques de gestion et d'aménagement du territoire sont des pratiques territorialisées et les acteurs institutionnels peuvent les influencer,

L'analyse institutionnelle et l'analyse du réseau d'acteurs autour du programme du BAC Coulonge, le travail réalisé dans le groupe pratiques agricoles et avec les différents partenaires de l'agriculture conventionnelle et biologiques permettent de vérifier cette hypothèse. Les réseaux d'acteurs mobilisés autour de ces programmes sont confrontés à un empilement temporel et spatial de l'action publique

(DCE, SAGE, captages Grenelle,..). Malgré une spécialisation des institutions mobilisées selon les thématiques (eau, biodiversité, inondations…), ce sont des groupes d'acteurs institutionnels qui sont sollicités dans ces programmes (ce qui leur pose parfois un problème de ressources) et peuvent les influencer. L'influence s'exerce de différentes manières : pouvoir financier comme celui de l'agence de l'eau, pouvoir de mise en œuvre comme celui des syndicats d'eau, pouvoir politique des élus qui peuvent pousser ou freiner la mise en place d'actions territorialisées et enfin pouvoir informationnel des acteurs qui détiennent des informations clés. Les représentants des agriculteurs, seuls détenteurs de la connaissance sur les pratiques agricoles, restent ainsi très influents, bien que les gestionnaires de l'eau tentent de contourner ce monopole en diversifiant au maximum leurs interlocuteurs (coopératives, négoces).

- ***Hypothèse 2*** : l'élaboration des programmes d'action est réalisée par un réseau d'acteurs à l'échelle du territoire d'action et des informations mobilisées dans ce réseau contribuent à la prise de décision sur les actions à engager,

Le modèle acteurs permet de préciser ce lien entre les acteurs du réseau et l'information mobilisée pour le programme d'action. La connaissance et la mobilisation de l'information sont un atout majeur pour influencer le processus de décision, même si ce ne sont pas les seules influences qui s'exercent. Ceci est apparu clairement dans notre analyse du réseau d'acteurs et des deux sous-réseaux d'échanges de l'information, celui des acteurs agricoles et celui des gestionnaires de l'eau, les administrations, les associations et la recherche échangeant moins directement avec leur propre groupe d'institutions. Ils contribuent par leurs échanges et leur participation au processus de décision, la décision restant du ressort cependant d'un petit groupe d'acteurs, influents par leur pouvoir ou leur force de financement.

- ***Hypothèse 3*** : une information territoriale spatiale, structurée et pertinente doit être mobilisée pour développer une gouvernance « éclairée », dans un processus itératif de co-construction avec les acteurs.

Le modèle de processus SIGPA permet de vérifier cette hypothèse. Les restitutions discutées avec les acteurs locaux du système de décision ont été reçues positivement, pour leur appui potentiel à la gouvernance du programme d'action. Le processus est bien itératif car la mise en débat permet un retour sur les modèles et la production d'une information restituée plus pertinente pour les acteurs.

La mise en œuvre de la modélisation intégrée de scénarios (IMAS) sur le BAC Coulonge, et l'intégration dans l'entrepôt de données spatial, pour chaque scénario, des valeurs des indicateurs agro-environnementaux ainsi que des résultats des simulations des modèles agro-hydrologique et économique a permis d'apporter aux gestionnaires de l'eau des éléments de réponse sur les systèmes à développer et leur localisation. Ainsi, il est apparu que le développement de l'agriculture biologique, au moins à hauteur de 20% et dans l'idéal à hauteur de 35%, en association avec le développement de systèmes conventionnels innovants, pouvait permettre une réduction significative des flux d'azote et

de pesticides sur le territoire d'action. Un autre élément important d'aide à la décision est le dimensionnement des surfaces d'action à mettre en œuvre, avec leur impact potentiel sur les réductions des pressions et des flux de pesticides : pour atteindre la même efficacité environnementale, les surfaces d'action à mettre en œuvre sont plus faibles pour l'agriculture bio, les systèmes innovants sont très efficaces mais seulement s'ils sont largement implémentés, au moins sur l'ensemble des zones d'action prioritaires. Enfin, la restitution spatiale à différentes échelles permet d'affiner les préconisations : les restitutions de l'entrepôt de données par sous-bassin versant, sous-bassin du SDAGE ou encore zones prioritaires d'action, autorisent la sélection des scénarios les plus performants pour chaque secteur du territoire d'action.

Un verrou à surmonter reste cependant l'accès aux informations « de base » nécessaires pour un appui efficace du programme d'action. Entre les référentiels nationaux « historiques » qui banalisent et les données techniques locales qui morcellent, les acteurs locaux se trouvent confrontés à un « no man's land informationnel » des échelles moyennes qui interpellent directement les sciences du territoire. (Feyt et Noucher, 2014). Pour améliorer cette situation, des verrous d'accès aux données doivent être surmontés : notamment, l'accès libre et l'interopérabilité des bases de données institutionnelles et l'accessibilité des différentes études et recherches. Les collectes institutionnelles de données agricoles doivent être repensées en fonction des nouvelles politiques publiques agro-environnementales territorialisées et d'une manière générale, les attentes des acteurs locaux doivent être mieux prises en compte par les pouvoirs publics et la recherche.

Perspectives et pistes de recherche

La thèse a permis de concevoir des modèles conceptuels UML auxquelles sont attachées des représentations spatio-temporelles et thématiques et de proposer une architecture informatique qui permet une capitalisation et une aide à la décision en appui aux programmes d'action agro-environnementaux.

Une première perspective de recherche est de réfléchir sur les liens entre séquence recherche et séquence suivi des observatoires OSAGE (Figure 181). *Comment gérer les différentes phases de mobilisation et de mise à jour du système d'information ? Comment intégrer les nouvelles connaissances dans le SI ? A quel moment activer une phase de capitalisation ?*

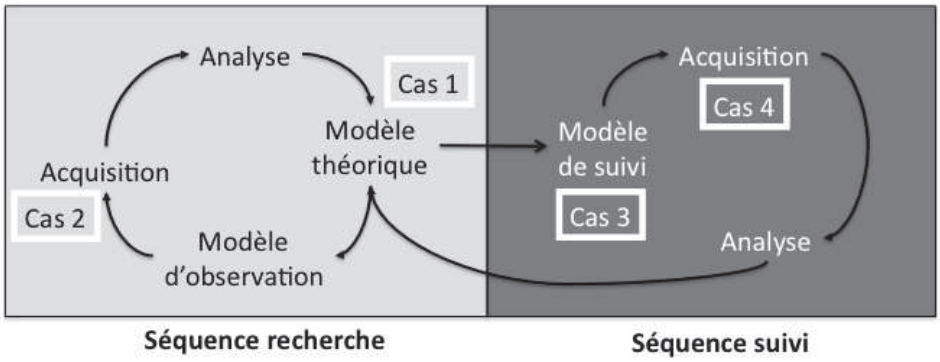


Figure 181 : Séquences recherche et suivi d'un observatoire OSAGE (d'après Loireau et al, 2014)

Les séquences « recherche » et « suivi » du cycle de vie d'un observatoire OSAGE sont très pertinentes pour le suivi des programmes d'actions agro-environnementaux. Ces programmes doivent intégrer les connaissances disponibles sur les milieux et les pratiques pour pouvoir identifier les actions pertinentes à mettre en place pour améliorer l'environnement. Il est donc nécessaire de réaliser régulièrement (à l'échéance de quelques années de suivi) une mise à jour de ces connaissances, qui intègre à la fois l'expérience acquise dans la mise en œuvre des actions déjà programmées et les nouvelles connaissances acquises sur le territoire d'action (études, nouveaux modèles, traitement statistique de données hydrologiques ou de pratiques, etc...). Dans cette perspective, il serait également intéressant d'analyser les liens d'un observatoire agro-environnemental OSAGE avec les autres observatoires régionaux, comme par exemple, l'Observatoire régional de l'environnement en Poitou-Charentes (ORE).

Une deuxième perspective de recherche est d'intégrer dans le SIGPA de manière plus approfondie les préoccupations des acteurs autour du développement économique. *Quelles simulations ? Quels indicateurs mobiliser ? Comment faire le lien entre développement de systèmes innovants ou biologiques et le développement de filières économiques adaptées à ces nouvelles cultures ?* Une opportunité de creuser cette piste de recherche, et de confronter les modèles développés dans la thèse à d'autres contextes est la participation au projet Coastal, rédigé en réponse à l'appel d'offres « H2020-RU-02-017 : Coastal rural interactions. Enhancing synergies between land and sea-based activities ». Le projet européen COASTAL (démarrage en Juin 2018) a pour objectif de proposer des méthodes et outils pour développer des synergies entre développement rural et activités côtières, tout en réduisant les pressions sur l'environnement. Une plate-forme d'échanges (MultiActors

Labs[59]) entre acteurs locaux, décideurs, parties prenantes de ce développement, et d'experts des domaines productifs et environnementaux permettra de définir des scénarios, de les modéliser et de formuler des recommandations et créer des opportunités pour un développement régional durable.

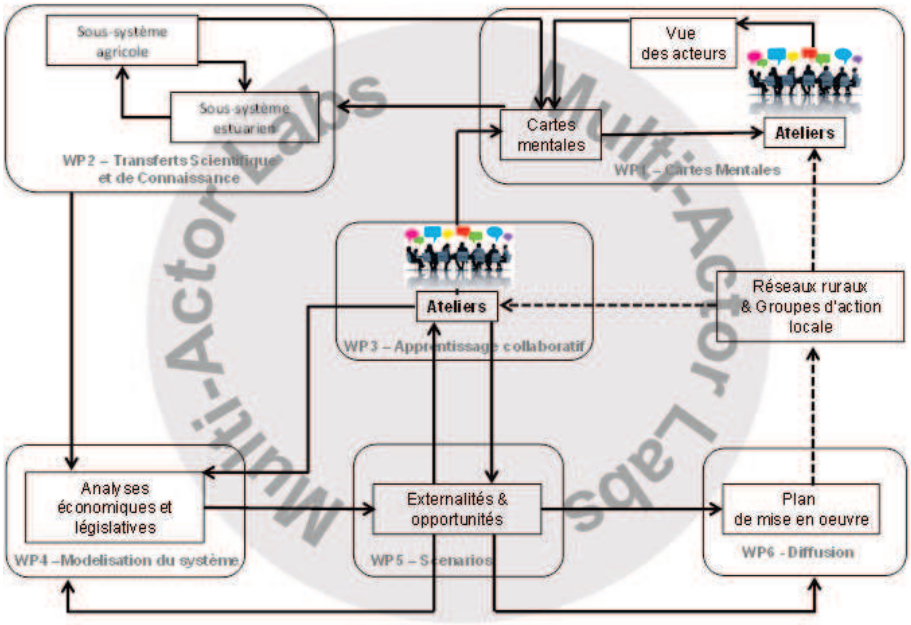


Figure 182 : Schéma général du projet Coastal

Une troisième perspective est de travailler sur l'intégration d'indicateurs agro-environnementaux composites dans le système d'information, issus soit d'outils développés par d'autres équipes (Syst'N pour l'azote) soit d'outils développés en interne. Je reste convaincue qu'un indicateur composite permettant d'intégrer pressions exercées et vulnérabilité du milieu, simple mais pas simpliste, aisément calculable à l'échelle d'un territoire ou d'un bassin versant de taille intermédiaire, serait très utile en appui aux programmes d'action. Les premiers essais conduits avec des collègues statisticiennes pour le développement de l'indicateur de risque potentiel de transfert RPTL, évoqués dans le mémoire, n'ont pas permis d'aboutir à un résultat satisfaisant pour l'évaluation des scénarios agricoles (manque de sensibilité) mais ils seraient à poursuivre, dans un contexte d'action agro-environnementale ou de gestion intégrée.

Plusieurs collaborations en vue dans des projets de recherche ou des projets plus opérationnels vont permettre de poursuivre ces travaux :

[59] Cf. EIP-AGRI Brochure Horizon 2020 Multi actor approach (MAA)

- Avec le BRGM Poitou-Charentes, l'objectif est de réfléchir collectivement sur les possibilités d'évaluer l'impact des scénarios d'évolution de l'agriculture conjointement sur eaux superficielles et eaux souterraines. Ces réflexions sont engagées et un projet de recherche devrait être lancé en 2018.

- Le système d'information et l'entrepôt de données développés suite à l'analyse du réseau d'acteurs autour du programme d'action du BAC Coulonge ont suscité l'intérêt des acteurs locaux et des gestionnaires de l'eau. Le séminaire de restitution du projet Modchar2 sur le BAC Coulonge a eu lieu sur site en Mars 2017. Il a convaincu l'EPTB Charente et un autre syndicat d'eau de poursuivre le partenariat pour implanter le système dans un contexte plus opérationnel, pas seulement dans un accompagnement « recherche » du programme d'action. Une réflexion sur ce qu'implique de passer à une phase de développement après la phase de conception est en cours avec les différentes partenaires potentiels du projet : agence de l'eau et gestionnaires, instituts, profession agricole, autres équipes de recherche (projet IMAS en cours). L'agence de l'eau Adour Garonne a manifesté son intérêt pour accompagner cette démarche. L'EPTB du fleuve Charente a confié à un ingénieur une mission spécifique à cet effet, soulignant ainsi son adhésion. Ce projet permettrait d'avancer la construction d'un observatoire agro-environnemental porté par l'EPTB du fleuve Charente avec comme territoire observé le grand bassin de la Charente.

Enfin, les collaborations avec les collègues de l'UMR TETIS de Montpellier sur les entrepôts de données spatiaux en agro-environnement, la réflexion collective au sein du Groupement de recherche MAGIS (notamment, l'AP « Observatoires Scientifiques Milieux/Sociétés ») vont se poursuivre. Des verrous informatiques restent en effet à surmonter, de nouvelles architectures à développer et des avancées dans ce domaine aboutiront à des outils d'aide à la décision plus performants et plus conviviaux.

Bibliographie

Abdelhédi, F., Ravat, F., Teste, O., & Zurfluh, G., 2011. SelfStar: un système interactif pour la construction de schémas multidimensionnels. In INFORSID, 335 :350.

Abrami, G., 2004. "Niveaux d'organisation dans la modélisation multi-agent pour la gestion de ressources renouvelables." Application a la mise en oeuvre de règles collectives de gestion de l'eau agricole dans la basse-vallée de la Drôme. Thèse de doctorat, ENGREF.

Adriaanse, A., 1993. Environmental policy performance indicateirs, Sdu Uitgeverij Koninginnegracht.

AFSSA, 2010. Le chlordécone en Martinique et Guadeloupe, rapport de l'agence française de sécurité sanitaire des aliments, Juin 2010.

Agence de l'eau Adour Garonne, 2013. Etude sous maitrise d'ouvrage de l'Agence de l'Eau Adour Garonne - Aire d'alimentation du captage et vulnérabilité intrinsèque de la ressource pour la prise d'eau de Coulonge sur Charente.

Alencastro, L.P., Andrieux, P., Bedos, C., Benoit, P., Briand, O., Brunet, Y., Carluer, N., Cattan, P., Chevreuil, M., Coquet, Y., Delmas, F., Gouy, V., Mellouki, W., Réal, B., Vernier, F., 2015. Transferts de pesticides et réduction de la contamination de l'environnement : part. 1. Éditions Quæ, Versailles.

Aligica, P.D., 2006. Institutional and Stakeholder Mapping: Frameworks for Policy Analysis and Institutional Change. Public Organization Review 6, 79:90.

Amblard, L., et Reynal, V., 2015. La coopération entre producteurs d'eau potable et acteurs agricoles en France. Les arrangements coopératifs pour la gestion de la qualité de l'eau dans les aires d'alimentation de captage, Rapport final, Convention de Recherche Irstea-Onema 2013.

Andersen, E., et al.,2007. "Farm management indicators and farm typologies as a basis for assessments in a changing policy environment." Journal of Environmental Management 82(3): 353-362.

Annoni, E. 2007. Elements méthodologiques pour le développement des systèmes décisionnels dans un contexte de réutilisation. Thèse d'informatique. Université de Toulouse.

Annoni, E., Ravat, F., & Teste, O., 2008. Modélisation de la Structure Complexe des Faits et des Mesures. In Congrès Informatique des Organisations et Systèmes d'Information et de Décision-INFORSID'08, 231 :247

ANSES, 2011. Indicateurs de risque et d'impact de l'utilisation des produits phytopharmaceutiques, dans le cadre du suivi du plan. Inventaire et évaluation des indicateurs et des bases de données, Rapport scientifique et technique, ANSES - ONEMA - ECOPHYO, p 131.

ANSES, 2016. Rapport sur les expositions professionnelles aux pesticides https://www.anses.fr/fr/content/publication-du-rapport-sur-les-expositions-professionnelles-aux-pesticides-mieux-conna%C3%AEtre

APCA, 2016. Aires d'alimentation de captage : 16 actions territoriales pour la protection de la ressource en eau. Document réalisé avec l'appui de l' Onema

Arnold, JG, Srinivasan, R, Muttiah, RS, Williams, JR, 1998. Large Area Hydrologic Modeling and Assessment Part I: Model Development Journal of the American Water Resources Association 34, 73:89

Arnstein, S.,1969. A ladder of citizen participation. Journal of the American institute of planners,35(4), 216:224

Arzul, G., Claisse, D., Grossel, H., Marchand, M., Tissier, C., Tixier, C., ... & Bocquené, G., 2004. Stratégies pour la surveillance des produits phytosanitaires en milieu marin côtier. Ifremer.

Aubertot J.N., Barbier J.M., Carpentier A., Gril J.J., Guichard L., Lucas P., Savary S., Savini I., Voltz M., 2005. Pesticides, agriculture et environnement. Réduire l'utilisation des pesticides et en limiter les impacts environnementaux, Expertise scientifique collective. INRA et Cemagref (France), p. 64

Auby I., Bocquene G., Quiniou F., Dreno J.P., 2007. Etat de la contamination du Bassin d'Arcachon par les insecticides et les herbicides sur la période 2005-2006. Impact environnemental. MARS 2007 - RST/LER/AR/ 07-003

Augusto, V., 2008. Modélisation, analyse et pilotage de flux en milieu hospitalier à l'aide d'UML et des réseaux de Petri. Thèse en Sciences de l'ingénieur. Ecole Nationale Supérieure des Mines de Saint-Etienne

Babut, M., Arts, G., Barra Caracciolo, A., Carluer, N., Domange, N., Friberg, N., Gouy, V., Grung, M., Lagadic, L., Martin Laurent, F., Mazzella, N., Pesce, S., Real, B., Reichenberger, S., Roex, E.W.M., Romijn, K., Röttele, M., Stenrod, M.,

Tournebize, J., Vernier, F., Vindimian, E., 2013. Pesticide risk assessment and management in a globally changing world. Report from a European interdisciplinary workshop. Environmental Science and Pollution Research 20, 8298:8312.

Bailly A. (Dir.), 2001. Les Concepts De La Géographie Humaine. Paris : Armand Colin, P 333.

Balestrat, M., Chery, J. P., Et Tonneau, J.P., 2010. Construction d'indicateurs spatiaux pour l'aide a la decision: interet d'une demarche participative le cas du periurbain languedocien. In : ISDA 2010. Cirad-Inra-Supagro, 2010. P. 13

Barberis, D., 2014. Analyse des pratiques culturales de l'aire d'alimentation et de captage de Coulonge Saint Hippolyte à partir de données d'enquêtes et confrontation à un modèle agro-environnemental théorique, p. 39.

Barbier, R., & Larrue, C.,2011. Démocratie environnementale et territoires: un bilan d'étape. Participations, (1), 67-104.

Barney, C et al, 2014. Complémentarité des images Pléiades et drone pour la viticulture de précision dans le cadre du programme EarthLab. Revue Française de Photogrammétrie et de Télédétection, [S.l.], n. 208, 123 :129. ISSN 1768-9791

Barataud F., Benoit M., Beguin P., Havet A., Le Bail M., Martin P., Mathieu A., Reau R., Remy B., Vial-Coutarel L., 2014. Accompagner les acteurs dans des démarches de protection de la ressource en eau - Analyse d'éléments clés et moyens mis à disposition. Rapport INRA-ONEMA, p. 72.

Barranger, A. Akcha, F. Rouxel, et al, 2014. Study of genetic damage in the Japanese oyster induced by an environmentally-relevant exposure to diuron: evidence of vertical transmission of DNA damage Aquat. Toxicol., 146 (2014), 93:104, 10.1016/j.aquatox.2013.10.032

Barrault, J., Barthélémy, C., Bélis Bergouignan, M.C., Bougherara, D., Brochot, S., Guichard, L., Langlais, A., Michelin, Y., Montginoul, M., Nicourt, C., Salles, D., Sutan, A., Teil, G., Valantin Morison, M., Vernier, F., Vigouroux, R., Vindimian, E., 2015. Accompagnement des acteurs pour réduire les risques liés aux pesticides : part. 4. Éditions Quæ, Versailles.

Baud, P., Bourgeat S., Bras, C. 2008. Dictionnaire de géographie

Bellassen, V., 2015. Les certificats d'économie de produits phytosanitaires : quelle contrainte et pour qui ? auto-saisine, hal-01162214.p. 17.

Beck, K.,2000. eXtreme Programming explained - Embrace change Addison-Wesley

Bécue-Bertaut, M. and Pagès J., 2008. Multiple factor analysis and clustering of a mixture of quantitative, categorical and frequency data. Computational Statistics & Data Analysis 52(6), 3255:3268.

Bédard, Y., Caron, C., Maamar, Z., Moulin, B. & Vallière, D.,1996. Adapting Data Models for the Design of Spatio-temporal Databases. Computer, Environment and Urban Systems, Vol. 20, n°1, 19 :41.

Bédard, Y.,1997. Spatial OLAP. 2ème Forum annuel sur la R-D, Géomatique VI: Un monde accessible, 13-14 Nov.1997, Montréal, Canada.

Bédard, Y.,1999 a). PERCEPTORY: Nouvel Atelier de Génie Logiciel pour la modélisation des bases de données spatiales et spatio-temporelles. Paper presented at the Journée scientifique du Cemagref-Engref, Montpellier, France.

Bédard, Y.,1999 b). Visual modelling of spatial data : towards Spatial PVL and UML Geomatica, 53(2), 169:186.

Bédard, Y., Larrivée, S, 2007. Modeling with Pictogrammic Languages. In Shekhar, S., & Xiong, H. (Eds.), Encyclopedia of Geographical Information Sciences, 716:725 New York Springer

Bédard, Y., Larrivée, S., Proulx, M.-J., & Nadeau, M., 2004. Modeling Geospatial Databases With Plug-Ins For Visual Languages: A Pragmatic Approach And The Impacts Of 16 Years Of Research And Experimentations On Perceptory. Paper presented at the ER Workshops 2004 CoMoGIS, Shanghai, China.

Benoit, M., Papy, F., 1998. La place de l'agronomie dans la problématique environnementale. le courrier de l'environnement de l'INRA p.17.

Bell, S., 2012. DPSIR= A problem structuring method? An exploration from the "Imagine" approach. European Journal of Operational Research, 2012, vol. 222, no 2, 350:360.

Bergez, J.-E., Colbach, N., Crespo, O., Garcia, F., Jeuffroy, M.-H., Justes, E., Loyce, C., Munier-Jolain, N., Sadok, W., 2010. Designing crop management systems by simulation.

Biarnès, A., Bailly, J. S., & Boissieux, Y., 2009. Identifying indicators of the spatial variation of agricultural practices by a tree partitioning method: The case of weed control practices in a vine growing catchment. Agricultural systems, 99(2), 105:116.

Biermann, F., Pattberg, P., Asselt, H.v., Zelli, F., 2009. The Fragmentation of Global Governance Architectures: A Framework for Analysis. Global Environmental Politics 9, 14:40.

Bimonte S., 2007. Intégration de l'information géographique dans les entrepôts de données et l'analyse en ligne : de la modélisation à la visualisation., PhD thesis, Institut National des Sciences Appliquées de Lyon.

Bimonte, S., et al, 2014. Une approche spatio-multidimensionnelle pour l',analyse des aléas environnementaux. 10èmes journées francophones sur les Entrepôts de Données, 05/06/2014 - 05/06/2014, Vichy, FRA, RNTI.

Bimonte, S., Boulil K., Pinet F., 2016. Cohérence logique dans les systèmes OLAP spatiaux : un état de l'art, Revue internationale de la géomatique, 2016, 26(1), 97 :131

Blöschl, G. and Sivapalan, M., 1995. Scale issues in hydrological modelling : A review. Hydrol. Process., 9, 251:290. doi:10.1002/hyp.3360090305.

Bockstaller, C., et P. Girardin. 2003, 2006. Manuel de l'utilisateur de la méthode INDIGO. INPL Nancy, ENSAIA, INRA, ARAA

Bockstaller C, Guichard L, Makowski D, Aveline A, Girardin P, Plantureux S, 2009. Agri-environmental indicators to assess cropping and farming systems: a review. Sustainable agriculture, 725:738.

Bockstaller C., Cariolle M., Gakan M-B, Guichard L., Leclercq C., Morin A, Surleau-Chambenoit C., 2013. Evaluation agri-environnementale et choix des indicateurs : acquis, enjeux et pistes. Innovations agronomiques 31,1:14.

Boehm, B. W.,1988,. A Spiral Model of Software Development and Enhancement. IEEE Computer, 21, pp. 61-72.

Boivin, N., 2010, Gouvernance territoriale et jeux de pouvoirs dans les espaces du vin en Aquitaine, Bordeaux – Bergerac – Jurançon, Sarrebruck : Editions Universitaires Européennes, p.305

Bonnefoy, N., 2012. Rapport fait au nom de la Mission commune d'information sur les pesticidesn° Pesticides : vers le risque zéro 42 tome I (2012-2013) - 10 octobre 2012

Boulanger, PM, 2004. Les indicateurs de développement durable : un défi scientifique, un enjeu démocratique Institut pour un développement durable, Belgique

Bouleau, G., 2006. Le débat sur la qualité de l'eau. Comment des données peuvent devenir des indicateurs ?. Ingénieries - E A T, n° 47, 29 :36.

Bouleau, G., Argillier, C., Souchon, Y., Barthelemy, C. et Babut, M., 2009. How ecological indicators construction reveals social changes. The case of lakes and rivers in France. Ecological indicators, 9 (6) : 1198-1205.

Bourguin, G., Derycke, A., & Tarby, J. C., 2005. Systèmes Interactifs en Co-évolution Réflexions sur les apports de la Théorie de l'Activité au support des Pratiques Collectives Distribuées. Revue d'Interaction Homme-Machine, 6(1).

Bouty C., 2015. Liens entre évolutions des parcellaires d'exploitation et évolutions des systèmes de culture : analyse à l'échelle d'un petit territoire agricole (plaine Sud de Niort). Thèse de l'Université Paris-Saclay (école doctorale ABIES). P. 372.

Bouty C., Martin P., 2016. Analyse des dynamiques de parcellaires d'exploitation à partir du RPG - Exemples de mise en œuvre et de validation de la méthode implémentée dans RPG Explorer. P. 33

Brun, P., Frey, V., 2011. Mise en place des programmes de protection des aires d'alimentation des captages pour l'eau potable. Conseil général de l'alimentation, de l'agriculture et des espaces ruraux CGAAER Conseil général de l'environnement et du développement durable, p. 133.

Brunet R., Ferras R., Théry H. (dir.), 1993, Les mots de la géographie, dictionnaire critique. Montpellier : Reclus, La Documentation française,1^{e} (1992) et 2^{e} edition (1993), p 518.

Butault JP, Dedryver CA, Gary C, Guichard L, Jacquet F, 2010. Synthèse du rapport d'étude Écophyto R&D: quelles voies pour réduire l'usage des pesticides?

Butault JP., Delame N., Jacquet F., Zardet G., 2011. L'utilisation des pesticides en France : état des lieux et perspectives de réduction, Notes et études socio-économiques du CEP (NESE) n° 35, 7:26.

Calvet R., Barriuso E., Benoit P., Charnay M.P., Coquet Y., 2005 Devenir des pesticides dans les sols. Editions France Agricole / Dunod, Paris

Candau, J, Deldrève, V., et Deuffic, P., 2012. Publicisation contrôlée de problèmes territoriaux autour de l'eau », SociologieS, Théories et recherches, URL : http://sociologies.revues.org/3822

Carluer, N. et al, 2010. Projet ARPEGES :Analyse de Risque PEsticides pour la Gestion des Eaux de Surface. Rapport R&D Onema

Carluer, N., et al, 2017."Defining context-specific scenarios to design vegetated buffer zones that limit pesticide transfer via surface runoff." Science of The Total Environment, 575, 701 :712.

Caron, P.,2005. A quels territoires s'intéressent les agronomes ? Le point de vue d'un géographe tropicaliste. Natures Sciences Sociétés, 13, 145 :153.

Caseau, Paul. éditeur. Études sur l'environnnement. De l'échelle du territoire à celle du continent. Lavoisier/Académie des sciences, 2003.

Castellazzi, M., J. Perry, N. Colbach, H. Monod, K. Adamczyk, V. Viaud, et K. Conrad, 2007. New measures and tests of temporal and spatial pattern of crops in agricultural landscapes. Agriculture, Ecosystems & Environment 118, 339 :349.

Castellazzi, M., J. Matthews, F. Angevin, C. Sausse, G. Wood, P. Burgess, I. Brown, K. Conrad, et J. Perry, 2010. Simulation scenarios of spatio-temporal arrangement of crops at the landscape scale. Environmental Modelling & Software 25(12), 1881:1889.

Catalogne, C., Carluer, N., Le Hénaff, G., Vernoux, J.F., 2014. Guide pour la délimitation et la cartographie de la vulnérabilité intrinsèque d' aires d'alimentation de captages à transferts mixtes . Irstea – ONEMA. P. 52

Chaleard, J.L. et Charvet, J.P., 2004. Géographie agricole et rurale, Paris, Ed. Belin

Champeaux, C, 2006. Pesticide use in cropping systems: the IFT indicator through French institutional surveys (enquêtes « Pratiques Culturales » du SCEES entre 1994 et 2001).

Chantre, E., R. Ballot, B. Desmet, L. Guichard, C. Jaubertie, B. Josnin, M. Lebreton, S. Nave and E. Pleyber-Le Foll, 2012. "Guide méthodologique de la démarche Co-click'eau : démarche de co-construction de scénarios d'évolution des pratiques agricoles, visant à accompagner l'élaboration des plans d'actions dans les Aires d'Alimentation de Captages."

Chantre, E., L. Guichard, M. Gisclard, S. Nave and F. Jacquet, 2012. Une démarche collective de construction de scénarios prospectifs à l'échelle d'Aires d'Alimentation de Captages pour appuyer l'élaboration de plans d'actions en vue d'améliorer la qualité de l'eau.

Charbonnier, E., Ronceux, A., Carpentier, A.-S., Soubelet, H., Barriuso, E., 2016. Pesticides: des impacts aux changements de pratiques. Editions Quae.

Chevrier,C., Limon,G., Monfort,C., Rouget,F., Garlantézec,R., Petit,C., Durand,G., Cordier,S., 2011.Urinary biomarkers of prenatal atrazine exposure and adverse birth outcomes in the PELAGIE birth cohort. Environmental health perspectives, 119(7),1034:4.

Clavel, L., Soudais,J., Baudet,D., Leenhardt, D.,2011. Integrating expert knowledge and quantitative information for mapping cropping systems Land Use Policy 28, 57:65

Claval, P., Pitte, J. R., & Pitte, J. R.,2005. *Épistémologie de la géographie*. A. Colin.

CGEDD, Conseil général de l'environnement et du développement durable, 2014. Pour une meilleure efficacité et une simplification des dispositions relatives à la protection des captages d'eau potable, Rapport n° 008725.01 n° 2013.132R n° 13017.

CGAER, Conseil général de l'alimentation, de l'agriculture et des espaces ruraux, 2013. Rapport de P Blanchet et F Dreyfus . Conseiller autrement l'utilisation des pesticides pour produire autrement.

Coste, M., Delmas, F., Gerbault, A., Guillard, D., Heudre, D., Lalanne Cassou, C., Martin, J., Peeters, V., Petel, F., Prygiel, J., Rosebery, J., Voisin, J.F., Chauvin, C., 2016. Qualité écologique des milieux aquatiques. P 111.

Crozat, S.,2016. Data warehouse et outils décisionnels.

Dale, V.H., Beyeler, S.C., 2001. Challenges in the development and use of ecological indicators. Ecological Indicators 1(1), 3:10.

Dalgaard T., Hutchings N.J., Porter J.R, 2003. Agroecology, scaling and interdisciplinarity. Agriculture, Ecosystems & Environment, 100(1), 39:51.

Daniels, S. E., & Walker, G. B., 2001. Working through environmental conflict: The collaborative learning approach.

De Kok J.-L., Viaene P., Vranckx S., Vermeiren K., Engelen G., Mayeres I., De Nocker L., Valkering P.en Wetzels W., 2016. blueprint system dynamics model flanders, 143 pp. Study commissioned by the Flanders Environment Agency (VMM). MIRA, MIRA/2016/01,VITO/2015/RMA/R/0367. In Dutch (summary in English). www.vmm.be

De Sède-Marceau M.H. et al, 2011. « Le développement d'observatoires territoriaux, entre complexité et pragmatisme », L'Espace géographique 2011/2 (Tome 40), 117 :126.

De Wit, R., Leibreich, J., Vernier, F., Delmas, F., Beuffe, H., Maison, P., Chossat, J.C., Laplace-Treyture, C., Laplana, R., Clavé, V., Torre, M., Auby, I., Trut, G., Maurer, D., Capdeville, J., 2005. Relationship between land-use in the agro-forestry system of les Landes, nitrogen loading to and risk of macro-algal blooming in the Bassin d`Arcachon coastal lagoon (SW France). Estuarine Coastal and Shelf Science 62, 453:465.

Debarbieux B. & Vanier M. (dir.), 2002. Ces territorialités qui se dessinent, La Tour d'Aigues : Ed. L'Aube-Datar.

Deffontaines,J.P. Thinon, P.,2001.Des entités spatiales significatives pour l'activité agricole et pour les enjeux environnementaux et paysagers. Contribution à une agronomie du territoire.Courrier de l'environnement de l'Inra no 44.

Deffontaines J.-P.,1998. Sentiers d'un géoagronome, Paris, Éditions Arguments, 1998, 360 p.

Degenne, A. and Forsé, M.,1994. Les réseaux sociaux Une analyse structurale en sociologie, Armand Colin.

Deldreve et al, 2011. Représentation systémique discutée des interdépendances entre activités humaines et ressources en eau sur le littoral Application aux Pertuis charentais (Charente-Maritime) et à la Baie du Robert (Martinique). Rapport final du projet Respireau (programme Liteau 3). P 127.

Delmas, F., Hennion, M.C., Mazzella, N., Scribe, P., Vernier, F., Dubernet, J.F. (Ed.), 2006. Transpest 16 : recherche sur le déterminisme du transfert des pesticides et leur devenir dans les eaux de surface : incidence sur l'évaluation des risques, p. 213.

Delmotte, S., 2011. Evaluation participative de scenarios : quelles perspectives pour les systèmes agricoles camarguais ?. Agronomy. Montpellier SupAgro, 2011.

Desconnets, J.C., Libourel, T., Maurel, P., Miralles, A., Passouant, M., 2001. Proposition de structuration des métadonnées en géeosciences : Spécificité de la communauté scientifique. Journées Cassini 2001 : Géomatique et espace rural, Sept 2001,Montpellier, 69 :82.

Descotis, M., Girard, M.,. Mornet, L, Lanthiome, D., Caillaud, L., Cam, C., 2006. Étude des terroirs charentais pour la production de vins de pays de Merlot et de Sauvignon : démarche et mise en place du dispositif expérimental, premiers résultats VIe Congrès International des terroirs viticoles 2006 - VIth International Terroir Congress

Devillers J., Farret R., Girardin P., Keichinger O., Rivière J-L., Soulas G., 2005. Indicateurs pour évaluer les risques liés à l'utilisation des pesticides, Lavoisier, Ed. Tec et Doc, Paris, p. 278.

Di Méo G.,1998. « De l'espace aux territoires ». L'Information géographique, n° 3, 99 :110.

Djiroun, R., Boukhalfa, K., Alimazighi, Z., et al. 2016, 2017. PerCubes : Une méthodologie efficace pour la recherche de cubes pertinents dans les systèmes OLAP

Dubernet, J.F., Vernier, F., Delmas, F., Lalanne, J., Lesclaux, S., Schehr, O., Uny, D., 2004. Mise en place d'indicateurs de risque de transfert de pesticides à l'échelle du bassin versant et confrontation aux résultats de suivi hydrologique et de qualité des eaux superficielles : application au bassin versant du Ruiné, XXXIV Congrès du Groupe Français des Pesticides, Dijon, 26-28 mai 2004, p. 11.

Duram, L. A., & Brown, K. G. 1999. Insights and applications assessing public participation in US watershed planning initiatives. Society & Natural Resources, 12(5), 455 :467.

Duvernoy, I. 2016. Partenariats inter-institutionnels et construction de représentations d'une activité agricole territorialisée dans l'aire urbaine toulousaine », Revue d'Économie Régionale & Urbaine 2016/4 (Octobre), 799 :816.

EPTB Charente, 2014. "Captages "Grenelle" Alimentation en eau potable de Coulonge et de Saint-Hippolyte (17) - Diagnostic territorial des pressions et définition d'un programme d'actions pour la reconquête de la qualité de l'eau.": 1 :322.

Escofier, B and Pagès, J (1983-2008) Méthode pour l'analyse de plusieurs groupes de variables. Application à la caractérisation de vins rouges du Val de Loire. Paris, Société de statistique de France.

Escofier, B., & Pagès, J., 1984. L'analyse factorielle multiple. Cahiers du Bureau universitaire de recherche opérationnelle Série Recherche, 42, 3 :68.

Escofier, B., & Pagès, J. 1998. Analyses factorielles simples et multiples.

Espalieu, D. et Vernier, F., 2013. Modélisation intégrée de scénarios d'évolution de l'agriculture pour l'aide à la décision publique : application à des zones à enjeux "eau" dans le bassin de la Charente, Séminaire Poll'diff eau, 18- 19/09/2013, Paris, FRA.

European Commission, 2015. Report on the progress in implementation of the Water Framework Directive Programmes of Measures. 4th WFD implementation report COM (2015) 120 final, p 143.

EUROSTAT, 2016. Statistics explained, http://ec.europa.eu/eurostat/statistics-explained/index.php/Agriculture,,http://ec.europa.eu/eurostat/statistics-explained/index.php/Agri-environmental_indicator_-_consumption_of_pesticides .

EUROSTAT, 2016. Agriculture, forestry and fishery statistics, 2016 edition.

Ewert F., Van Ittersum M. K. et al.,2011. "Scale changes and model linking methods for integrated assessment of agri-environmental systems." Agriculture, Ecosystems & Environment Vol. 142(1-2), 6:17

Falloon, P., Betts, R., 2010. Climate impacts on European agriculture and water management in the context of adaptation and mitigation—The importance of an integrated approach. Science of The Total Environment 408(23), 5667:5687.

Ferrand, A., 1997. La structure des systèmes de relations. L'Année sociologique (1940/1948-), 37:54.

Feyt G. et Noucher M., 2014. La gouvernance informationnelle, outil et enjeu stratégiques des recompositions territoriales : vers l'emergence de nouveaux referentiels geographiques ?.Universite Paris Diderot. 2eme colloque du GIS CIST "Fronts et frontieres des sciences du territoire", Mar 2014, Paris, France. 191:196.

Fischer, A., Ter Laak, T., Bronders, J., Desmet, N., Christoffels, E., van Wezel, A., & van der Hoek, J. P., 2017. Decision support for water quality management of contaminants of emerging concern. Journal of Environmental Management, 193, 360-372.

Forsé, M.,2008. Définir et analyser les réseaux sociaux. Informations sociales, (3), 10 :19.

Frery N, Saoudi A, Garnier R, Zeghnoun A, Falq G, Guldner L. 2010. Exposition de la population française aux polluants de l"environnement, Volet environnemental de l"étude nationale nutrition santé, Premiers résultats. Institut de veille sanitaire. P 12

Gassman et al, 2007. Applications of the SWAT model. An overview.

Gauroy, C., Tormos, T., Piffady, J., Bougon, N., Carluer, N., Le Hénaff, G., et al., 2012. « ARPEGES : Analyse de Risque PEsticides pour la Gestion des Eaux de Surface : Evaluation du risque de contamination par les produits phytosanitaires des masses d'eau de surface ». MALY-LHQ, Lyon

Gautreau, P. et Noucher, M., 2013. Le libre acces rebat-il les cartes?. Les Cahiers du numérique, 9(1), 57:83.

Geoff, P., 2014. Progress towards the implementation of the European Water Framework Directive (2000-2012). Aquatic Ecosystem Health & Management 17 (4), 424-436.

Ghiotti, S, 2006 « Les Territoires de l'eau et la décentralisation. La gouvernance de bassin versant ou les limites d'une évidence », Développement durable et territoires DOI : 10.4000/developpementdurable.1742

Ghorra-Gobin Cynthia, « La question agraire : le regard des géographes »,L'Information géographique, 2009/1 Vol. 73, p. 6-8. DOI : 10.3917/lig.731.0006

Giordano, L., Skorkstad, B., Decembrini, F., Hopkins, T., Sandberg, A., Vernier, F., Freissinet, C., Pelosi, N., Angel, D., Dalla Riva, S., 2010. Alternative strategies for integrated coastal zone management, http://www.coastalwiki.org/wiki/alternative_strategies_for_integrated_coastal_zone_management.

Girard, S., 2012. La territorialisation de la politique de l'eau est-elle gage d'efficacité environnementale ? Thèse ENS Lyon

Girardin, P., 1993. Agriculture intégrée: au-delà des mythes... un défi. Cahiers Agricultures, 1993, vol. 2, no 2, 141:145 (1).

Glorio, O., & Trujillo, J., 2008. An MDA approach for the development of spatial data warehouses. Lecture Notes in Computer Science, 5182, 23:32.

Godard, C., Roger-Estrade, J., Jayet, P.-A., Brisson, N., and Le Bas, C. 2008. Use of available information at a European level to construct crop nitrogen response curves for the regions of the EU. Agricultural Systems, 97(1-2),68 :82.

Goeldner-Gianella, L., Barreteau, O., Euzen, A., Pinon-Leconte, M., Gautier, Q., & Arnould, P., 2016. Concilier la gestion de l'eau et des territoires, p. 391. Editions Johanet.

Goglin, J. F.,2001. Le datawarehouse pivot de la relation client. Hermès Science publications.

Gonzalez J-L., Foan L., Togola A., Uher E., Guyomarch J., Munaron D., Tapie N. et Budzinski H., 2015. Bilan des opérations "grande échelle" (utilisation des échantillonneurs passifs DGT, POCIS, SPMD, SBSE) : substances DCE et pharmaceutiques – Rapport final AQUAREF 2015, p. 96.

Gotway, C.A., Young,L.J., 2002. Combining incompatible spatial data. Journal of the American Statistical Association, vol. 97, n° 458.

Green, C., 2007. Mapping the field: the landscapes of governance.SWITCH report [online] Available at www.switchurbanwater.eu.

Grimble, R., & Wellard, K., 1997. Stakeholder methodologies in natural resource management: a review of principles, contexts, experiences and opportunities. Agricultural systems, 55(2), 173:19

Guichard, L., Minette, S., Petit, M.S., Delval, P., Aubin, S., Lambert, E., Soulignac, V., 2015. Agro-PEPS/GECO, Système de gestion et de partage pour la conception et le pilotage de systèmes innvoants, construction de bibliothèque interactive d'innovations. Ed. Trouche.

Hession, W.C. Storm, D.E. Burks, S.L. Smolen, M.D. et al, 1995. Using eutromod with a GIS for establishing total maximum daily loads to Wister Lake, Oklahoma. Rapport USDA.

Hossard, L., Guichard, L., Pelosi, C., & Makowski, D., 2017. Lack of evidence for a decrease in synthetic pesticide use on the main arable crops in France. Science of The Total Environment, 575, 152:161

Ilasca, C, 2016. Economie politique internationale des negociations climat et prise en compte des couts d'attenuation et d'adaptation. Economie. Universite Grenoble Alpes.

Inmon, W. H.,1981. Effective Data Base Design, Prentice-Hall, p 228.

Inmon, W. H.,1992. Building the Data Warehouse 1st éd. - John Wiley & Sons, Inc. p 312.

Inmon, W.H.: Building the Data Warehouse. 2nd ed., Wiley, New York et al. 1996

Inmon, W. H., Strauss, D. & Neushloss, G.,2008. DW 2.0: The Architecture for the Next Generation of Data Warehousing 1st éd. - Morgan Kaufmann Publishers Inc. p 400.

INRA, Séminaire « Pesticides et sciences humaines et sociales », Paris, Octobre 2011. Regards croisés de chercheurs de différentes disciplines sur la problématique des pesticides (économie, droit, philosophie, sociologie, psychologie, anthropologie).

Jakeman AJ, Letcher RA,2003. Integrated assessment and modelling: features, principles and examples for catchment management Environmental modelling and software 18:491-501

Jouve, P., 2006. La dimension spatiale des systèmes de culture : comparaison entre agriculture française et agriculture tropicale. Les cahiers de l'agriculture, 3, 255 :260

Juan, G., Barataud, F., Billy, C., Bouchet, L., Carpentier, A., Gouy, V., Le Hénaff, G., Voltz, M. (2017). Référentiel sur les outils de la recherche pour réduire les pollutions de l'eau par les pesticides. Rapport final, convention INRA-AFB. 180 p.

Juin-Rialland, C., 2009. De la géographie rurale à l'analyse des paysages : le témoignage d'un chercheur. L'Information géographique, vol. 73,(1), 17 :29. doi:10.3917/lig.731.0017.

Kattwinkel M, Jan-Valentin K, Foit K, Liess M, 2011. Climate change, agricultural insecticide exposure, and risk for freshwater communities. Ecol A:l 21(6), 2068:2081.

Keichinger, O., et al., 2013. Guide : développement d'un outil d'aide à la sélection d'indicateurs de risques liés à la présence des produits phytopharmaceutiques dans les milieux aquatiques : Mise au point, applications et perspectives." Innovations Agronomiques 28, 1:13.

Kimball, R.,1996. The DataWarehouse Toolkit 1st éd. - John Wiley & Sons.

Kimball, R. & Ross, M.,2002. The DataWarehouse Toolkit: The Complete Guide to Dimensional Modeling 2nd éd. - Wiley. p. 464.

Komarek, M. et al, 2010. Contamination of vineyard soils with fungicides : A review of environmental and toxicological aspects. Environnement International, Vol.36, N°1,138:151

Kok, K., Biggs, R., Zurek, M., 2007. Methods for developing multiscale participatory scenarios: insights from southern Africa and Europe. Ecology and Society 12, 8.

Knauer, K., Homazava, N., Junghans, M., Werner, I., 2017. The influence of particles on bioavaolability and toxicity of pesticides in surface waters. Integrated Environmental Assessment and management, Vol.13, N4,

Knieper, C., & Pahl-Wostl, C., 2016. A comparative analysis of water governance, water management, and environmental performance in river basins. *Water resources management*, *30*(7), 2161:2177.

Knisel, W.G., 1980. CREAMS: A field-scale model for Chemicals, Runoff, and Erosion from Agricultural Management Systems. US Department of Agriculture, Science and Education Administration, Conservation Research Report No. 26, 640 pp

Kruchten, P. B., 1999. The Rational Unified Process: An introduction 3rd éd. - Addison-Wesley Professional. 336.

Kuzdas, C. and A. Wiek,2014. "Governance scenarios for addressing water conflicts and climate change impacts." Environmental Science & Policy 42(0): 181 :196.

Labbouz B., Salles D., 2015. Scénarios interdisciplinaires et options d'adaptation aux variationsdes régimes hydrologiques. Quelle Garonne-Gironde en 2050 ? Congrès SHFOctober, 8-9 2015, Paris-Marne la Vallée

Lacas, J. G., Voltz, M., Gouy, V., Carluer, N., & Gril, J. J., 2005. Using grassed strips to limit pesticide transfer to surface water: a review. Agronomy for sustainable development, 25(2), 253 :266.

Lagacherie et al, 2017 : Connaissance des sols dans les aires d'alimentation de captages : aujourd'hui, demain – séminaire RMT sols et territoires, Mai 2017.

Lajarge, R. 2003. Direction d'ouvrage. Les acteurs, ces oubliés du territoire. P 186.

Lardon S., Tonneau J.P., Raymond R., Chia E. et Caron, P., 2011. Dispositifs de gouvernance territoriale durable en agriculture : Analyse de trois situations en France et au Brésil, DOI : 10.4000/Norois.2606

Laroche B., Richer de Forges A.C., Leménager S., Arrouays D., Schnebelen N., Eimberck M., Toutain B., Lehmann S., Tientcheu Nguenkam M.-E., Héliès F., Chenu J.-P., Parot S., Desbourdes S., Girot G., Voltz M., Bardy M., 2014. Le programme Inventaire Gestion Conservation des Sols de France : volet Référentiel Régional Pédologique. Etude et Gestion des Sols, 2014, 21 (1)

Larrivée, S., Bédard, Y., & Pouliot, J., 2005. How to Enrich the Semantics of Geospatial Databases by Properly Expressing 3D Objects in a Conceptual Schema. Paper presented at the OTM Workshops

Laurent, F., 2012.Agriculture et pollution de l'eau : modélisation des processus et analyse des dynamiques territoriales, HDR, Université du Maine, UMR ESO (Espaces et Sociétés).

Laurent, F., 2015. « L'évolution des pratiques agricoles face aux enjeux de la qualité de l'eau : le bassin de l'Oudon (France) », Territoire en mouvement Revue de géographie et aménagement, 25 :26 | 2015,

Lazega, E., (1994, 1998), 2001. Réseaux sociaux et structures relationnelles. PUF.

Lazega, E.,2014. Réseaux sociaux et structures relationnelles:«Que sais-je?» n° 3399. Presses universitaires de France.

Le Berre M., 1992, « Territoires », in Encyclopédie de Géographie, Economica, 620:621

Le Henaff, G.,2016. Vers un impact raisonnable des pesticides : Des zones tampons intégrés dans des paysages résilients pour latténuation des transferts hydriques au sein des bassins versants. 46e congrès du Groupe Français des Pesticides, 17/05/2016 - 19/05/2016, Bordeaux, FRA.

Le Henaff, G. and Schott, F. X.,2016. Des zones tampons pour réduire les transferts hydriques de pesticides. Retours d,expériences, actions pertinentes et innovantes d'atténuation. Colloque Polldiff'Eau. 15/11/2016 - 16/11/2016, Nancy, FRA.

Le Moigne, 1999. La modélisation des systèmes complexes 1999 Dunod, Paris ISBN-13: 978-2100043828

Le Naour, G.,2012. Réseaux et politiques publiques. Administration & Education, Bulletin de l'AFAE, (136), 9 :13.

Leccia, O., Chatelier, M., Vernier, F., Bichot, F., 2014. Modélisation des transferts d'azote du sol à la nappe par couplage SWAT (Irstea) - MARTHE (BRGM) : application sur le bassin de la Boutonne. Séminaire LABEX COTE & Flux :,échanges / flux de nutriments et de contaminants entre les compartiments des écosystèmes et impacts sur leur fonctionnement, 15/05/2014-15/05/2014, Bordeaux, FRA. P.13

Leccia et al, soumis 2017 (EMS). Modelling the complexity of landuse change scenarios with the Genlu2 SWAT framework

Lehmann, N., Finger, R., Klein, T., Calanca, P., d Walter, A., 2013. Adapting crop management practices to climate change: Modeling optimal solutions at the field scale.

Lescureux, F., 2015. «Au banquet de la nature. Alimentation, agriculture et politiques, Versailles, Quae, 190 pages », Développement durable et territoires, Vol.6, n°1.

Levavasseur, F., Martin, P., Bouty, C., Barbottin, A., Bretagnolle, V., Thérond, O., ... & Piskiewicz, N., 2016. RPG Explorer: A new tool to ease the analysis of agricultural landscape dynamics with the Land Parcel Identification System. Computers and Electronics in Agriculture, 127, 541-552.

Létourneau, A. (2009). Les théories de la gouvernance: pluralité de discours et enjeux éthiques. [VertigO] La revue électronique en sciences de l'environnement, (6).

Libourel T., Passouant M., Loireau M., 2009. Introduction du chapitre « systèmes d'information et observatoires », Dossier Agropolis International no9 « Information spatiale pour l'environnement et les territoires ».

Loireau M., Fargette M., Desconnets JC., Mougenot I., Libourel T.,2014. Observatoire scientifique en appui à la gestion du territoire (OSAGE), Entre espaces, temps, milieux, société et informatique. Proceedings of the Spatial Analysis and GEOmatics conference, 24-27/11/2014, Grenoble.

Loireau M., Fargette M., Desconnets J-C., Khiari H., 2017. Observatoire scientifique en appui aux gestionnaires de territoire : entre abstraction OSAGE et réalité ROSELT/OSS. Numéro spécial « Autour du concept d'observatoire (en environnement) » de la revue internationale de géomatique – RIG. Eds Hermès, Lavoisier. 30 p.

Loireau M., Fargette M., Desconnets J-C., Mougenot I., Libourel T., 2015. Observatoire Scientifique en Appui à la GEstion du territoire (OSAGE) : entre espaces, temps, milieux, sociétés et informatique. Conférence Internationale Annuelle SAGEO : Spatial Analysis and Geomatics, Grenoble (FRA), 2014/11/24 :27, p.14.

Loireau M. et Miralles, A, 2016. Atelier « Observatoires scientifiques milieux/sociétés » Spatial Analysis and Geomatics (SAGEO) Nice, 6 Décembre 2016.

Long,J., Rick L., Perry R., Miller, L., Marshall, A., Greenwood, M., 2014. Adoption of cropping sequences in northeast Montana: A spatio-temporal analysis Agriculture, Ecosystems and Environment 197, 77:87

López-Pérez, G. C., Arias-Estévez, M., López-Periago, E., Soto-González, B., Cancho-Grande, B., & Simal-Gándara, J. 2006. Dynamics of pesticides in potato crops. *Journal of agricultural and food chemistry*, *54*(5) : 1797-1803.

Lopisteguy, P., Rieu, D., & Roose, P., 2012. L'adaptation dans tous ses états (pp. 256-pages). Eyrolles.

Lundvall B-Å and Johnson B (1994) The Learning Economy. Journal of Industry Studies 1(2), 23:42.

Lütz, M. et FelicI, F., 2009. Indicators to identify the agricultural pressures on environmental functions and their use in the development of agri-environmental measures. Regional Environmental Change, vol. 9, no 3, 181:196

Maby, J., 2003. Objets et indicateurs géographiques.

Malinowski, E. and E. Zimányi, 2008. "A conceptual model for temporal data warehouses and its transformation to the ER and the object-relational models." Data & Knowledge Engineering 64(1): 101 :133.

Marchais, E., 2011. Bassin versant de la Charente : Etat des lieux par rapport aux nitrates. Rapport BRGM.

Martin, P., Piskiewicz, N.,2012. *Développement d'un utilitaire pour l'utilisation du RPG : RPG explorer*. Presented at Séminaire Modélisad, Paris, FRA (2012-06-12).

Martin, A., 2016. La production des savoirs sur les pesticides dans la règlementation européenne. VertigO - la revue électronique en sciences de l'environnement, DOI : 10.4000/vertigo.17878.

Martin, P., Scheurer, O., 2017. Utiliser le Registre Parcellaire Graphique pour suivre les dynamiques d'occupation du sol des Aires d'Alimentation de Captage avec RPG Explorer. Innovations Agronomiques, INRA, 2017, 57, pp.21-34

Masson Vincent M., Dubus N., Bley D., Voiron C., Helle C., Cheylan JP, Douart P., Douguedroit A., Ferrier JP, Jacob F, Lampin C., Maignant G. et Piot JY, 2012. La Géogouvernance : un concept novateur ? European Journal of Geography, DOI : 10.4000/cybergeo.25086.

Masson, E., Arnaud-Fassetta, G., et Blanpain, O., 2015. Territoire en mouvement Revue de géographie et aménagement, Mars 2015

Mathieu, A. et Remy, B., 2013. L'environnement et des agriculteurs et agricultrices de Seine-Maritime. Comment comprendre leurs paroles et quoi proposer pour qu'ils participent à la recherche de solutions pour mieux préserver l'environnement ? Rapport de l'action Inno_AAC Convention Inra-Onema, 2012.

Mathur, N, Skelcher, C-K, Smith, M-M, 2003. Towards a discursive evaluation of partnership governance. Joint Sessions of the European Consortium of Political Research, Theoretical Perspectives on Policy Analysis. Edinburgh, 28th March-2nd April.

Maurizi, B. Verrel J.L, 2002. Des indicateurs pour les actions de maˆıtrise des pollutions d'origine agricole. Ing´enieries - E A T, IRSTEA ´edition 2002, 3:14.

McFadden, L., Priest, S. and Green, C., 2010. Introducing institutional mapping: A guide for SPICOSA scientists, Spicosa Project Flood Hazard Research Centre, Middlesex University., London.

MEA, 2005. Ecosystems and Human Well-being. Current State and Trends, Volume 1, Island Press, Washington DC.

MEDDE-MAAF,2013. Guide méthodologique : Protection d'aire d'alimentation de captage en eau potable contre les pollutions liées à l'utilisation de fertilisants et de pesticides. P.103

Menesguen, A., Dion, P., 2007. Rôle du phosphore dans l'eutrophisation littorale. Oceanis, 32 :17:36.

Mercklé, P., 2004. Les réseaux sociaux. *Les origines de l 'analyse des réseaux sociaux, CNED/ens-lsh*.

Mermet, L.,2004. Prospective: un objet d'étude pour les SIC. Hermès, La Revue, (1), 207:214.

Mettoux-Petchimoutou, AP., 2014. Rapport ONEMA « Insertion du diagnostic territorial socio-économique pour construire des plans d'actions sur les AAC », p. 32.

Meynard, J., Doré, T., Habib, R., 2001. L'évaluation et la conception de systèmes de culture pour une agriculture durable (Evaluation and design of sustainable cropping systems Compte-rendus de l'Académie d'agriculture de France, 223 :236

Mghirbi, Le Grusse et al, 2017. OptiPhy, a technical-economic optimisation model for improving the management of plant protection practices in agriculture: a decision-support tool for controlling the toxicity risks related to pesticides.Environ Sci Pollut Res Int. 2017 Mar,24(8),6951:6972.

Michelat, G.,, 1975. Sur l'utilisation de l'entretien non directif en sociologie. Revue française de sociologie, 229-247.

Minette, S., 2006. L'indicateur ARTHUR in Bardy, M., Lagacherie, P., Laroche, B., Duigou, N., Girot, G., Le Gouee, P., ... & Roux, J., 2017. Connaissance des sols sur les aires d'alimentation de captages. Innovations Agronomiques, (57), 153-170.

Ministère de l'Agriculture et de la Pèche, (2008) – Plan Ecophyto 2008-2018

Miralles, A., 2006. Ingéniérie des modèles pour les applications environnementales.Doctorat informatique, Université de Montpellier.

Miralles, A., Vernier, F., Carluer, N., Pinet, F., Faidix, K., Lauvernet, C., Molla, G., Petit, K., Bernard, S., Gouy, V., Bimonte, S., De Sousa, G., Chanet, J., 2010. Un Système d'information Pesticides pour la réduction de l'impact des produits phytosanitaires sur l'environnement : rapport pour l'ANR Carnot. p. 18.

Miralles, A., 2014. Chaîne de conception des entrepôts de données : vers des structures informatiques malléables. Géomatique et cartographie, une vision prospective des territoires, Université d'Orléans, 2-3 Juillet 2014, France

Miralles, A., 2016. Contribution à une conception rationnelle et malléable des systèmes d'information environnementaux. HDR, Ecole doctorale I2S.Université de Montpellier.

Molla, G., 2009.Implémentation d'un entrepôt de données pour un SIE pesticides. Mémoire de master informatique, Université de Montpellier II.

Moine, A., 2006. Le territoire comme un système complexe : un concept opératoire pour l'aménagement et la géographie, L'Espace géographique, tome 35, no. 2, 115:132.

Moine A.,2008. Analyser les territoires . Historiens & Géographes, no 403, 81:91.

Moine, A., Faivre, E., 2013. Le territoire comme un système complexe : de la représentation`à l'action. 1ere Conference Intercontinentale d'Intelligence Territoriale "Interdisciplinarite dans l'amenagement et le developpement des territoires", Oct 2011, Gatineau, Canada. P 8.

Mongruel, R., Prou, J., Ballé Béganton, J., Lample, M., Vanhoutte Brunier, A., Réthoret, H., Bacher, C., Pérez Agúndez, J.A., Vernier, F., Bordenave, P., 2011. Soft institutional changes towards improved freshwater governance in the coastal zone. Ecology and Society 16, 17.

Morel, V., Körfer, A., et Deboudt, P., 2008. « Réseaux et gestion intégrée des zones côtières : un regard de géographes », VertigO - la revue électronique en sciences de l'environnement [En ligne], Volume 8 Numéro 1 l2008,

Morin, S., Gómez, N., Tornes, E., Licursi, M., Rosebery, J., 2016. Benthic diatom monitoring and assessment of freshwater environments: Standard methods and future challenges. Aquatic Biofilms: Ecology, Water Quality and Wastewater Treatment, Romaní, A.M., Guasch, H., Balaguer, M.D. (ed.), Caister Academic Press, Norfolk, U.K., 111:124.

Mottes et al, 2014. Pesticide transfer models in crop and watershed systems: a review. Agron. Sustain. Dev. DOI 10.1007/s13593-013-0176-3

Munaron, D., Dubernet, J., Delmas, F., Stanisière, J., & Scribe, P., 2006."Assessment of the quantities of herbicides and nutrients brought down by the river Charente to the coast and modelling of the dispersion of atrazine in the Marennes-Oléron bay", Cahiers de Biologie Marine, vol. 47, no. 1, 85:92

Munaron, D., Tapie, N., Budzinski, H., Andral, B., & Gonzalez, J. L., 2012. Pharmaceuticals, alkylphenols and pesticides in Mediterranean coastal waters: results from a pilot survey using passive samplers. Estuarine, Coastal and Shelf Science, 114, 82:92

Murgue, C., Therond, O., & Leenhardt, D., 2016. Hybridizing local and generic information to model cropping system spatial distribution in an agricultural landscape. Land Use Policy, 54, 339-354.Newell, A., 1990. Unified theories of cognition Cambridge MA éd. - Harvard University Press. P. 530.

Murray-Rust, D., et al.,2014. An open framework for agent based modelling of agricultural land use change." Environmental Modelling & Software 61(0), 19: 38.

Nakaya T., 2000. An information statistical approach to the modifiable areal unit problem in incidence rate maps. Environment and Planning A, 32, 91:109.

Nakicenovic N, Swart R (eds.), 2000. Emissions Scenarios: A Special Report of Working Group III of the Intergovernmental Panel on Climate Change. Cambridge University Press, Cambridge.

Nilakanta S., Scheibe K., Rai A., 2008.Dimensional issues in agricultural data warehouse designs. Computers and Electronics in Agriculture, 60 (2), 263:278.

Novak, J. D., 1991 in Novak, J.D. & Cañas, A. J., 2008. The theory underlying concept maps and how to construct and use them.

Novotny, V., 1999. Diffuse pollution from agriculture - a worldwide outlook. Water Science and Technology 39, 1:13.

ObjecteeringSoftware, Objecteering 6: the UML MDA tool for model driven development, Electronic Source: http://www.objecteering.com

Observatoire régional de l'environnement Poitou-Charentes, 2014. La gestion des prélèvements d'eau en Poitou-Charentes."

Odum, 1971. Environment, Power and Society., New York.

Odum, H.T., 1983. Systems ecology, an introduction, New York.

Odum, H. T., 2002. Explanations of ecological relationships with energy systems concepts Ecological Modelling 158, 201:211

Olesen, J. E. and M. Bindi, 2002. "Consequences of climate change for European agricultural productivity, and land use and policy " Eur. J. Agron 16 (4), 239:262.

Olesen, J. E., et al., 2011. "Impacts and adaptation of European crop production systems to climate change." European Journal of Agronomy 34(2), 96:112.

Olivier, A. et al., 2006. Quels indicateurs mobiliser pour les politiques environnementales locales ? Une approche à partir des services environnementaux et des conflits d'usage, Géographie, économie, société 2006/3 (Vol. 8,), 369 :384.

OMG., 2002, 2003. Unified Modeling Language - Specification - Version 1.5 http://www.omg.org/cgi-bin/apps/doc?formal/03-03-01.pdf.

ONEMA, 2011. « Captages d'eau potable et pollutions diffuses : quelles réponses opérationnelles à l'heure des aires d'alimentation de captages Grenelle" ?, Rencontres No 10, Juin 2011.

ONEMA, 2015. "Protection des captages destinés à l'alimentation en eau potable vis-à-vis des pollutions diffuses." [en ligne] disponible sur http://captages.onema.fr/.

Ortega, R. A., & Santibáñez, O. A., 2007. Determination of management zones in corn (Zea mays L.) based on soil fertility. Computers and Electronics in agriculture, 58(1), 49:59.

Pahl-Wostl, C. 2002. Participative and stakeholder based policy design, evaluation and modelling processes. Integrated Assessment 3:3:14

Pahl-Wostl, C., Craps, M., Dewulf, A.,Mostert, E., Tabara, D., and Taillieu.,T., 2007. Social learning and water resources management. Ecology and Society **12**(2): 5.

Pahl-Wostl, C, 2007. The implications of complexity for integrated resources management Environmental Modeling and Software 22:561–569

Papy F et Torre A, 2002. Quelles organisations territoriales pour concilier production agricole et gestion des ressources naturelles? (Études et Recherches sur les systèmes agraires et le développement, n° 33, 151 :169.

Parent, C., Spaccapietra, S., Zimanyi, E., Donini, P., Plazanet, C., Vangenot, C., Rognon, N., J, P. & Crausaz, P., 1997. MADS: un modèle conceptuel pour des applications spatio-temporelles. Revue Internationale de Géomatique, Vol. 7, n°3-4, 317:352.

Parker, P., Letcher, R., Jakeman, A., Beck, M.B., Harris, G., Argent, R.M., Hare, M., Pahl-Wostl, C., Voinov, A., Janssen, M., Sullivan, P., Scoccimarro, M., Friend, A., Sonnenshein, M., Barker, D., Matejicek, L., Odulaja, D., Deadman, P., Lim, K., Larocque, G., Tarikhi, P., Fletcher, C., Put, A., Maxwell, T., Charles, A., Breeze, H., Nakatani, N., Mudgal, S., Naito, W., Osidele, O., Eriksson, I., Kautsky, U., Kautsky, E., Naeslund, B., Kumblad, L., Park, R., Maltagliati, S., Girardin, P., Rizzoli, A., Mauriello, D., Hoch, R., Pelletier, D., Reilly, J., Olafsdottir, R., Bin, S., 2002. Progress in integrated assessment and modelling1A Summary of a workshop on Integrated Assessment and Modelling, held at EcoSummit 2000: Integrating the Sciences, Halifax, June 18–22, 2000. See Costanza and Jorgensen (2001) for a further report on Ecosummit.1. Environmental Modelling & Software 17, 209-217.

Patel, M., Kok, K., Rothman, D.S., 2007. Participatory scenario construction in land use analysis: An insight into the experiences created by stakeholder involvement in the Northern Mediterranean. Land Use Policy 24, 546:561.

Peguiron F, Thiery., O., 2005. Modélisation des acteurs et des ressources : application au contexte d'un SIS universitaire. Organisation des connaissances dans les systèmes d'informations orientés utilisation. ISKO-France, Apr 2005, Nancy.

Peters T., Waterman R, 1983. « Le prix de l'excellence » Paris, Intereditions.

Petit, M.S., Reau, R., Deytieux, V., Schaub, A., Cerf, M., et al, 2012. Systèmes de culture innovants : une nouvelle génération de réseau expérimental et de réseau de compétences. Innovations Agronomiques, INRA, 25, 99:123

Perrin, C., Soulard, C.T., et Chia, E., 2016. La gouvernance du foncier agricole périurbain : entre planification urbaine et projets de développement, Revue d'Économie Régionale & Urbaine, vol. octobre, no. 4, 713 :736

Peyrard, C., Ferchaud, F., Mary, B., Gréhan, E., Léonard, J., 2016. Management practices of Miscanthusx giganteus strongly influence soil properties and N2O emissions over the long term. Bioenergy Research, DOI 10.1007/s12155-016-9796-1.

Pflieger, M. 2009. Etude de la dégradation photochimique des pesticides adsorbées `à la surface de particules atmosphériques, Thèse Universite de Provence - Aix-Marseille I.

Philips M., Mighall, T., 2014. Society and Exploitation through Nature.

Pinet, F., Miralles, A., Bimonte, S., Vernier, F., Carluer, N., Gouy, V. & Bernard, S., 2010. The use of UML to design agricultural data warehouses, AgEng 2010, Clermont.Ferrand.

Pinet, F.,Miralles, A., Bimonte, S., 2011. Systèmes d'information pour l'environnement. Environmental Information Systems

Plumejeaud, C., Cristofoli, P., Motte, C., 2015. De l'étude des nomenclatures territoriales à la modélisation des dynamiques des territoires administratifs en France. Rev. Int. Geomat. 25, 355 :392.

Plumejeaud-Perreau, C., 2013. Modèles et méthodes pour l'information spatio-temporelle évolutive. Cartes & géomatique, Comité français de cartographie, 33:38.

Popov, V.H., Cornish, P.S., Sun, H., 2006. Vegetated biofilters: the relative importance of infiltration and adsorption in reducing loads of water-soluble herbicides in agricultural runoff. Agriculture, Ecosystems & Environment 114 (2 :4), 351 :359

Potier D., 2014. Pesticides et agro-écologie, les champs du possible. Rapport au Premier ministre, Novembre 2014.

Prou, J., Mongruel, R., Perez Agundez, J. A., Bacher, C., Vernier, F.,Bordenave, P., Candau, J., Delmas, F., Laplana, R., 2009. Pertuis Charentais SPICOSA Study Site Activity Documentation Report for Formulation Step. p.16.EU report, Public website of the Spicosa Project www.spicosa.eu

Proulx, M. J., Larrivée, S., & Bédard, Y.,2002. Représentation multiple et généralisation avec UML et l'outil Perceptory. Généralisation et représentation multiple, 113 :130.

Pumain, D., Saint-julien T., 1997, L'analyse spatiale : localisations dans l'espace, Coll. Cursus, Ed. Armand Colin, p. 167

Pumain, D., 2006. Systèmes de villes et niveaux d'organisation, in: P. Bourgine, A.L. (Ed.), Morphogenèse. L'origine des formes. Belin, 239 :263.

Raffestin, C.,1986. Territorialité : concept ou paradigme de la géographie sociale ? Geographica helvetica, n° 2, 91 :96.

Ravat F., Teste O., Tournier R., 2007. Analyse multidimensionnelle de documents via des dimensions OLAP, Document numérique, 2/2007 (Vol. 10), 85 :104.

Reed M. S., 2008. « Stakeholder participation for environmental management: A literature review », Biological Conservation (141), 2417:243

Reus J et al, 2002. Comparison and evaluation of eight pesticide environmental risk indicators developed in Europe and recommendations for future use. Agriculture, Ecosystems and Environment 90: 177:187.

Rey-Valette Hélène et al., 2006. « Les usages des indicateurs de développement durable » Compte rendu de colloque (Montpellier, 3-4 avril 2006), Natures Sciences Sociétés, 2008/1 Vol. 16, 73 :75.

Richer de Forges A.C., Baffet M., Berger C., Coste S., Courbe C., Jalabert S., Lacassin J.-C., Maillant S., Michel F., Moulin J., Party J.-P., Renouard C., Sauter J., Scheurer O., Verbèque B., Desbourdes S., Héliès F., Lehmann S., Saby N.P.A., Tientcheu E., Jamagne M., Laroche B., Bardy M., Voltz M., 2014 La cartographie des sols à moyennes échelles en France métropolitaine. Etude et Gestion des sols 21(1). 25 :36

Riley, J., 2001. Multidisciplinary indicators of impact and change: Key issues for identification and summary.", Agriculture, Ecosystems & Environment, 87(2), 245:259

Ripoll, F. et Veschambre, V., 2005. Introduction », Norois, 195, 7 :15.

Robbez-Masson J., Wassenaar T., Andrieux P., Baret F., 2001, Reconnaissance par télédétection rapprochée des vignes et analyse de leur structure spatiale à l'aide d'une analyse fréquentielle intra-parcellaire. Application au suivi des effets des pratiques culturales. Ingénieries, 27, 59:67.

Rocha, L. V., Edelweiss, N., & Iochpe, C., 2001 (November). GeoFrame-T: A temporal conceptual framework for data modeling. In Proceedings of the 9th ACM international symposium on Advances in geographic information systems (pp. 124-129). ACM.

Rogers, E. M., 2003. Diffusion of innovations (5th ed.). New York, NY: Simon and Schuster

Roussary A., Salles D. et Akermann G:, 2010. ACT'EAU. Acteurs des aires d'alimentation des captages et territoires de l'eau, Programme CERTOPUTM, 2010. P. 106

Roussary, A., Busca, D., Carpy Goulard, F., Dumont, A., Salles, D, 2013. Pratiques phytosanitaires en agriculture et environnement : des tensions irréductibles ?Economie Rurale, n° 333, 67:80

Roussary, A. et Barbier, R.,2016. Les territoires de l'eau potable: Chronique d'une transformation silencieuse (1970-2015), Editions Quae.

Royce, W. W.,1970, (August). Managing The Development of Large Software Systems. IEEE Westcon, Monterey, California, United States, 1:9.

Salles, D., Barraqu´e, B Busca, D., et Garin, P., 2006 Eau des villes, eau des champs. Négociation territoriale et génie de l'environnement. Rapport au programme CNRS PIDUD. Rapport technique, CERTOP-UTM, p. 277

Schäfer, R.B., Caquet, T., Siimes, K., Mueller, R., Lagadic, L., Liess, M., 2007. Effects of pesticides on community structure and ecosystem functions in agricultural streams of three biogeographical regions in Europe. Science of The Total Environment 382, 272 :285.

Schulze C., Spilke J., Lehner W., 2007. Data modeling for Precision Dairy Farming within the competitive field of operational and analytical tasks. Computers and Electronics in Agriculture vol. 59 (1), 39:55.

Schneider, M, 2008. A general model for the design of data warehouses. International Journal of Production Economics vol. 112(1): 309:

Sebillotte, M., Meynard, J., 1990. Systèmes de culture, systèmes d'élevage et pollutions azotées, Nitrates AGRICULTURE Eau, Paris, 289:313.

Selin, S. W., Schuett, M. A., et Carr, D., 2000. Modeling stakeholder perceptions of collaborative initiative effectiveness. Society & natural resources, 2000, vol. 13, no 8, 735 :745.

Sénat, 2012. Pesticides : vers le risque zéro. r. n. (2012-2013), p 346

Sénat, 2013.Rapport d'information de MM. Jacques MÉZARD et Rémy POINTEREAU, fait au nom de la délégation aux collectivités territoriales n° 617 (2012-2013) - 30 mai 2013

Serra, A.-A., Alberto, D., Sulmon, C., Gouesbet, G., Couée, I., 2016. Implications des communautés végétales péri-agricoles dans la dynamique environnementale des pollutions par les pesticides.

Simonet, G., Salles, D., 2014. Eau et changement climatique en Garonne moyenne :l'adaptation en négociation, in Adaptations aux changements environnementaux et territoires, Sud-Ouest Européen, 37, 53:62

Singh, N., & Gupta, N., 2016. ICT based decision support systems for Integrated Pest Management (IPM) in India: A review. Agricultural Reviews, 37(4)

Sohier, C., & Degre, A., 2010. Modelling the effects of the current policy measures in agriculture: an unique model from field to regional scale in Walloon region of Belgium. Environmental Science & Policy.

Soulard, T.C., 2005. Les agriculteurs et la pollution des eaux. Proposition d'une géographie des pratiques. Nature Sciences Sociétés 13, 154:164.

Sterman John D., 2000. Business Dynamics: Systems Thinking and Modeling for a Complex World, McGraw Hill.

Stocker, G., 1998. Cinq propositions pour une théorie de la gouvernance. Revue internationale des sciences sociales, 155 (March), 19:29

Stringer, L., Dougill, A., Fraser, E., Hubacek, K., Prell, C., & Reed, M., 2006. Unpacking "participation" in the adaptive management of social–ecological systems: a critical review. Ecology and Society, 11(2).

Thenail C., Baudry J., Le Coeur D., 2004. La gestion technique du territoire par les exploitations agricoles : évaluer la diversité ds contraintes et des modes d'organisation. Actes du colloque : Savoit et Savoir faire dans les bassins versants, CRA Bretagne, Rennes, 249 :250

Thevenot, G.,2014 De la prévention des risques au changement des pratiques agricoles : les limites du droit de la protection phytosanitaire. Thèse de Droit. Universite Nice Sophia Antipolis.

Thiéry O., Ducreau A., Bouaka N., David A., 2004. Piloter une organisation : de l'information stratégique à la modélisation de l'utilisateur. GREFIGE.

Tonneau, J.-P., Lemoisson, P., Jannoyer, M., Maurel, P., Cattan, P., Le Bail, M., 2017. Les observatoires territoriaux : un outil de développement ? In : Des territoires vivants pour transformer le monde. Caron Patrick (ed.), Valette Elodie (ed.), Wassenaar Tom (ed.), Coppens D'Eeckenbrugge Géo (ed.), Papazian Vatché (ed.). Versailles : Ed. Quae, 231-238. (Agricultures et défis du monde) ISBN 978-2-7592-2654-2

Uddin, M.H., Shahjahan, M., Ruhul Amin, A.K.M., Haque, M.M., Islam, M.A., Azim, M.E., 2016. Impacts of organophosphate pesticide, sumithion on water quality and benthic invertebrates in aquaculture ponds. Aquaculture Reports 3, 88:92.

Vallée, R., 2015. Efficacité de zones tampons humides à réduire les teneurs en pesticides des eaux de drainage. Thèse de doctorat Géosciences Université de Lorraine.

Van Ittersum MK et al, 2008. Integrated assessment of agricultural systems - A component-based framework for the European Union (SEAMLESS). Agricultural Systems 96(1-3),150:165.

Vanderlinden, J-P., Stojanovic, T., Schmuëli, D., Bremer, S., Kostrzewa, C., McFadden, L. et al, 2011. The SPICOSA Stakeholder-Policy Mapping Users' Manual, Spicosa Project Report, Guyancourt: Paris, Université de Versailles-Saint-Quentin-en-Yvelines.

Vangenot, C., 2001. Concepts pour la description de bases de données multi-représentation. Quatrièmes rencontres de Théo Quant: Besançon, 11 et 12 février 1999, 53.

Vernier, F., Bordenave, P et al, 2008. Freshwater management on the Charente river basin and its coastal zone. Spicosa EU project, scientific report.

Vernier, F., Bordenave, P., Leccia, O., Petit, K., 2009. SSA 10 (Pertuis sea and Charente river basin) Agriculture-Irrigation box: Definition and impact of scenarios Links with SSA10 extend model, Spicosa meeting, 13/10/2009 - 14/10/2009, Copenhagen, DNK, p. 8.

Vernier, F., Zahm, F., Saudubray, F., Petit, K., Bousquet, G.,2009. Une méthode de spatialisation des activités agricoles au service des politiques agri-environnementales (RA-SPACE) : application au calcul d'un indicateur pesticide spatialisé sur le bassin Adour-Garonne dans le cadre de la mise en oeuvre de la Directive cadre sur l'eau Ingénieries - E A T, n° 59-60, 39:54

Vernier, F., Bordenave, P., Delmas, F., Laplana, R., 2010. Agriculture in coastal areas: environmental issues, impacts and regulation tools, Spicosa EU project (www.spicosa.eu). Coastal wiki. P.18.

Vernier et al, 2010. Une méthode (RA-SPACE) de spatialisation des activités agricoles au service des politiques agro-environnementales. Application au calcul d'un indicateur pesticide (EAT, 2010)

Vernier F., Leccia O., Galichet, B., 2013. Rapport final de l'étude exploratoire Modchar . Mise en place d'une méthode d évaluation de scénarios agricoles par indicateurs et le modèle hydrologique SWAT.p.50

Vernier, F., Miralles, A., Pinet, F., Carluer, N., Gouy, V., Molla, G., Petit, K., 2013. EIS Pesticides: An environmental information system to characterize agricultural activities and calculate agro-environmental indicators at embedded watershed scales. Agricultural Systems 122, 11:21.

Vernier, F., Rousset, S., 2014. ECCOTER : Evaluation environnementale et économique de l'impact de modifications de pratiques agricoles (MAET) par modélisation intégrée, Angers, FRA, p. 15.

Vernier, F., Rousset, S., Leccia, O., Lescot, J.M., Minette, S., Kuentz, V., Scordia, C., Tinland, K., Rousset, S., Guichard, L., 2014. ECCOTER : Les mesures agroenvironnementales à enjeu «eau/pesticides» : évaluation environnementale et économique de l'impact de modifications des pratiques agricoles. Programme évaluation et réduction des risques liés à l'utilisation des pesticides APR 2009 : Rapport final p. 50.

Vernier, F., Miralles, A., Molla, G., Minette, S., Tonneau, J.P., 2015. Analyser l'impact des pratiques agricoles sur un territoire pour la reconquête de la qualité des eaux : vers un observatoire en agro-environnement ? Quelques réflexions à partir de travaux réalisés dans le bassin de la Charente (SO France), Congrès INFORSID 2015, 26- 29/05/2015, Biarritz, FRA, 19:32.

Vernier F., Leccia L., Lescot J.M., Miralles A., Minette S., Pryet A., Barberis D., Molla G. Santos L., Scordia C., Tinland K., Juin 2016. Rapport final du projet MODCHAR2 – Modélisation intégrée de scénarios agricoles dans le bassin de la Charente. p 279.

Vernier, F., Leccia-Phelpin, O., Lescot, J. M., Minette, S., Miralles, A., Barberis, D. & Tonneau, J. P., 2017. Integrated modeling of agricultural scenarios (IMAS) to support pesticide action plans: the case of the Coulonge drinking water catchment area (SW France). Environmental Science and Pollution Research, 1-28.

Vernier, F., Miralles, A., Tonneau, J.P., 2017. Vers un observatoire des milieux et des pratiques agricoles : Un système d'information multi-échelles fondé sur l'expérience du bassin versant de la Charente. Revue internationale de la géomatique 4, Sept 2017.(en cours de publication)

Vernoux J.F, Wuilleumier A., Dörfliger N., 2007. Délimitation des bassins d'alimentation des captages et de leur vulnérabilité vis-à-vis des pollutions diffuses - Guide méthodologique. Rapport BRGM/RP-55874-FR, p.75.

Vernoux. J.F., Wuilleumier. A., Perrin. J., 2014. Délimitation des aires d'alimentation des captages d'eau souterraine et de leur vulnérabilité vis-à-vis des pollutions diffuses. Version révisée du guide méthodologique. Rapport BRGM/RP-63311-FR, p. 145

Voinov, A., Kolagani, N., Mc Call, M.,Glynn, P.D., Kragt, M.E., Ostermann, F.O.,…&Ramu, P, 2016. Modelling with stakeholders-Next generation. Environmental modelling and software, 77, 196:220.

Volk, M., Hirschfeld, J., Dehnhardt, A., Schmidt, G., Bohn, C., Liersch, S., & Gassman, P. W.,2008. Integrated ecological-economic modelling of water pollution abatement management options in the Upper Ems River Basin. Ecological Economics, 66(1), 66:76.

Volk, M., Liersch, S., & Schmidt, G., 2009. Towards the implementation of the European Water Framework Directive?: Lessons learned from water quality simulations in an agricultural watershed. Land use policy, 26(3), 580:588.

Volk, M., Ewert, F., 2011. Scaling methods in integrated assessment of agricultural systems—State-of-the-art and future directions. Agriculture, Ecosystems & Environment 142, 1:5.

Voltz, M., Louchart, X., 2001. Les facteurs-clés de transfert des produits phytosanitaires vers les eaux de surface. Ingénieries (sp.), 45:51. http://prodinra.inra.fr/record/61066

Voltz, M., et al, 2005. Pesticides, agriculture et environnment. Réduire l'utilisation des pesticides et en limiter les impacts environnementaux - chapitre 3 - Devenir et transfert des pesticides dans l'environnement et impacts biologiques. Rapport d'expertise scientifique collective INRA et Cemagref, INRA et Cemagref, 1:219.

Wasserman, S., & Faust, K., 1994. Social network analysis: Methods and applications (Vol. 8). Cambridge university press.

Wollenberg E, Edmunds D, Buck L, 2000. Using scenarios to make decisions about the future: anticipatory learning for the adaptive co-management of community forests, Landscape and Urban Planning, 47: p. 65:77.

Wood, E.F., Sivapalan, M., Beven, K., Band, L., 1988. Effects of spatial variability and scale with implications to hydrologic modeling. Journal of Hydrology 102, 29:47.

Yost, M. Data warehousing and decision support at the National Agricultural Statistics Service, 2000. Soc. Sci. Computer Rev., 18 (4), 434:441.

Zahm, F., Gouy, V., De Fouquet, C., Kuentz Simonet, V., Leccia, O., Mazzella, N., Miralles, A., Morin, S., Petit, K., Planes, E., Pesce, S., Vernier, F., Guichard, L., 2015. Indicateurs Environnementaux Pesticides et Action Publique : le projet IEPAP. Rapport pour l'ANR, p. 112.

Zayrit, K., Desjardin E., de Runz C. et Akdag, 2011. Handling imperfect spatiotemporal information from the conceptual modeling to database structures, International Symposium on Spatial Data Quality (ISSDQ), Coimbra, Portugal.

.

Glossaire

AAC : Aire d'Alimentation et de Captage

ADES : banque nationale d'Accès aux Données sur les Eaux Souterraines

AEAG : Agence de l'eau Adour-Garonne

AFM :Analyse factorielle multiple

AMPA : Acide amino méthyl phosphonique

ANR : Agence nationale de la recherche

ANSES : Agence Nationale de Sécurité Sanitaire

ARTHUR : indicateur d'Analyse des Risques de Transferts de pHytosanitaires vers les aqUifèRes

ASP : Agence de Services et de Paiement

BAC : Bassin d'Alimentation des Captages

BIO : Biologique

BRGM : Bureau de Recherche Géologique et Minière

BV: Bassin Versant

CGAER : Conseil general de l'alimentation de l'agriculture et des espaces ruraux

CLC: Base de données Corine Land Cover

CMAP tools : logiciel de cartes conceptuelles

CoOBS : Démarche "Construire collectivement un observatoire territorial"

CORPEN : Comité d'orientation pour des pratiques agricoles respectueuses de l'environnement

DCE : Directive Cadre sur l'Eau

DDT : dichlorodiphenyltrichlorethane

DDTM : Direction départementale des Territoires et de la Mer

DEPHY : Réseau de démonstration, expérimentation et production de références sur les systèmes économes en phytosanitaires

DPSIR : Driving forces – Pressure – State – Impact - Response

DREAL : Direction régionale de l'environnement

DRAAF : Direction régionale de l'agriculture

EPTB : Etablissement Public Territorial de Bassin

FNAB : Fédération nationale de l'agriculture biologique

FRAB : Fédération régionale de l'agriculture biologique

GC : grandes cultures

HERB : Bandes Enherbées

HRU : Hydrological Response Unit (modèle SWAT)

ICE : Initiative citoyenne européenne (associations)

IGCS : Inventaire Gestion et Conservation des Sols

IFT : Indice de Fréquence des Traitements

IMAS : Integrated modeling of agricultural scenarios

INRA : Institut National de la Recherche Agronomique

IRSTEA: Institut national de recherche en sciences et technologie pour l'environnement et l'agriculture

ITK : Itinéraire technique (conduite d'une culture)

KD : coefficient de distribution

KOC : Coefficient de partage Octanol-Carbone organique

LEMA : Loi sur l'eau et les milieux aquatiques

MAET : Mesure Agro-Environnementale Territorialisée

MAEC : Mesure Agro-Environnementale Climatique

MEA : Millenium Ecosystem Assessment (Evaluation des écosystèmes pour le millénaire)

MISE : Mission inter services de l'eau

MNT : Modèle numérique de terrain

MODCHAR 1 et 2 : Projets de recherche sur la Modélisation intégrée du bassin de la Charente

NODU : Nombre de Doses Unités

NQE : Norme de qualité environnementale

OLAP : Online Analytical processing

ONEMA : Office National de l'eau des Milieux Aquatiques

OSAGE : Observatoire scientifique en appui aux gestionnaires de territoires

ORE : Observatoire régional de l'environnement

PAC : Politique Agricole Commune

PAE : plan d'action agro-environnementaux

PAEC : Projet agro-environnemental et climatique

PAT : Plan d'action territorial

PLU : Plan local d'urbanisme

POCIS : Polar Organic Chemical Integrative Samplers (échantillonneurs passifs)

PREMA : Indicateur de PREssion par Matière Active

QSA : Quantité de substance active

RDR : Règlement du développement rural

RECEMA : Réseau d'évaluation Complémentaire de l'Etat de l'eau et des milieux aquatiques

RHYD : Région hydrographique (base de données Carthage)

RMT OAAT : Réseau mixte technologique « Observatoire des activités agricoles sur les territoires »

RPG : Registre Parcellaire Graphique

RPTL : Indicateur de Risque Potentiel de Transfert Localisé (Irstea)

RRP : Référentiel Régional Pédologique

SAGE : Schéma d'Aménagement et de Gestion des Eaux

SDAGE : Schéma directeur d'aménagement et de gestion des eaux

SDCI : Système de culture innovant

SAU : Surface Agricole Utile

SBV : Sous bassin versant

SCOT : Schéma de cohérence territorial

SDAGE : Schéma Directeur d'Aménagement et de Gestion des Eaux

SHYD : Secteur hydrographique (base de données Carthage)

SDCI : Scénario de Système de Culture Innovant

SGBD : Système de gestion de bases de données

SD : Système décisionnel

SI : Système d'information

SIAH : Syndicat Intercommunal d'Aménagement Hydraulique

SID : Système d'information décisionnel

SIE : Système d'information environnemental

SIG : Système d'Informations Géographiques

SIGES : Système d'information pour la gestion des eaux souterraines

SIGPA : Système d'information en appui à la gouvernance des programmes d'action

SIM : Système d'information multi-échelle

SISE-EAUX : Système d'information des services santé environnement

SIRS : Système d'information à références spatiales

SOLAP : Spatial Online Analytical processing

SP : Substance prioritaire

SWAT : Modèle hydrologique Soil and Water Assessment Tool

SWAT-GENLU : avec le module Generator Land Use développé par Irstea

TC : Transchronoparcelle

UCS : Unité cartographique de sol

UML : Unified Modeling Language

UTS : Unité typologique de sol

ZHYD : Zone hydrographique (base de données Carthage)

ZSCE : Zones Soumises à Contraintes Environnementales (ZSCE)

ZTHA : Zones tampons humides artificielles

Annexes

Annexe I. Questionnaire d'enquête et liste des institutions enquêtées 397

Annexe II. Tableau des rotations par type de sol pour le territoire du BAC Coulonge 400

Annexe III. Carte des types de sols simplifiés et paramètres associés 403

Annexe IV. Liste des documents utilisés pour l'analyse institutionnelle 405

Annexe V. Index documentaire sur les données du BAC Coulonge intégrées dans les cubes 406

Annexe VI. Article sur les phytos dans la rivière Charente et son territoire 409

Annexe VII. Exemples de cartes CMAP réalisées pendant l'étude du réseau d'acteurs 414

Annexe VIII. Statistiques de l'analyse de réseau Gephi 417

Annexe IX. Note sur l'indicateur RPTL 419

Annexe X. : Analyse descriptive du scénario de référence modélisé sur le BAC Coulonge (SREF3) 422

Annexe XI. : Présentation du langage UML 428

Annexe XII. : Publications pendant la thèse 434

Annexe I. Questionnaire d'enquête et liste des institutions enquêtées

Cette enquête a lieu dans le cadre d'un projet de recherche « Modchar2 » financé par l'Agence de l'eau Adour Garonne sur le bassin de la Charente ; l'objectif général du projet est d'appliquer une méthode d'évaluation de scénarios agricoles par indicateurs et modélisation dans un cadre de programme d'action environnemental (BAC Coulonge) et de construire un modèle d'organisation de l'information en appui à la gouvernance de ces programmes.

Les objectifs de l'enquête sont d'analyser à partir d'entretiens avec un panel d'acteurs, sur la base de quelle information les programmes d'action « pesticides » sont élaborés et d'identifier quelles informations sont produites et mobilisées, en prenant en compte l'hétérogénéité des acteurs et des échelles d'intervention. Le système d'information à construire (entrepôt de données) serait destiné aux « gestionnaires/décideurs » autour des politiques de l'eau.

Le questionnaire (compter environ 1 heure) comprend trois parties :

1) Votre implication dans les programmes d'action pour la préservation de la qualité de
2) Les principaux Liens/échanges que vous avez avec les autres acteurs impliqués dans ces programmes
3) Votre vision de l'information (thématique ou géographique) qui serait utile à mobiliser

Les informations recueillies sont confidentielles.

Fiche de présentation

Date de l'entretien : …… / 2015

Nom et Prénom : ……

Lieu de travail :

Activité professionnelle :

Employeur : Fonction occupée :

Autres activités (élu, association…) :

Participation à des comités ou groupes de travail dans le cadre de l'AAC Coulonges :

1/ Votre implication dans les programmes d'action pour la préservation de la qualité de l'eau

1 – Pensez-vous qu'il existe un problème de qualité de ressource en eau dans votre zone de compétences? si oui, lequel est le plus préoccupant (quantitatif, azote, pesticides ?)

La problématique est surtout azote et quantitatif par rapport à l

2 – sur quelles sources d'information vous basez-vous pour cette évaluation de la qualité de la ressource (études, site web, réunions …) ?

3 -Participez-vous à des actions environnementales dans le bassin de la Charente ?

4 – Etes-vous impliqué à titre institutionnel ? Si oui, décrire quel est votre rôle dans la définition ou la mise en œuvre de cette action

5 – selon vous, quels acteurs «clés « impliqués dans ces actions ?

2/ Les principaux échanges que vous avez avec les autres acteurs institutionnels impliqués dans ces programmes

1 – dans quel cadre ont lieu les échanges « formels » ? (comité, groupe de travail…) (préciser les réunions auxquelles vous avez participé)

Comité de pilotage

Groupe de travail thématique

Autre

2 – avec quels acteurs principaux ?

3 – qui organise ces échanges ? qui fait les restitutions ?

4 – êtes-vous amenés à émettre un avis « officiel » et si oui lequel ?

5 – y a-t-il également des échanges « informels » ou bipartites ?

6 – comment qualifieriez-vous vos interactions avec les autres acteurs ?

Acteur	Lien avec acteur X	Type de lien (info, financier, regl…)

7 – selon vous, quels sont les acteurs les plus influents sur le processus de décision ?

3/ Votre vision de l'information (thématique ou géographique) qui serait utile à mobiliser dans ces programmes d'action agro-environnementaux, qu'elle le soit ou non actuellement

1 – avez-vous produit de l'information ou des références en appui à cette action ?

2 – si oui, laquelle et à quelle échelle spatiale?

3 – quel type d'information vous parait utile à mobiliser pour la mise en œuvre de ce programme ?

4 – quelles informations clé au plan environnemental ? au plan économique ? social

5 – quelles informations ne sont pas mobilisées actuellement mais devraient l'être ?

6 – importance de la « forme « de l'information : étude, cartes, tableaux de synthèse, forme papier/électronique ?

Principales Institutions enquêtées :

- *Agence de l'eau*
- *Animateurs de programmes d'action*
- *Syndicats d'eau*
- *Région Poitou Charentes*
- *Administration régionale*
- *Administration départementale*
- *Coopératives agricoles*
- *Chambre régionale d'agriculture*
- *Fédération régionale de l'agriculture biologique*
- *Institut de recherche*

Annexe II. Tableau des rotations par type de sol pour le territoire du BAC Coulonge

Source : Rapport final Modchar2, Vernier et al, 2017.

– *Rotations irriguées en agriculture conventionnelle (scénario de référence)*

sol	Rotation-type irriguée	Code	% Rotation 01/12/2014	Surface SAU (ha)
Groies superficielles	MaïsG - MaïsG - Maïs G	MGI	14	3569
	MaïsG - MaïsG - MaïsG - BléT2	MGI MGI MGI BTI	1	255
	Rotation irriguée		**15**	
Terres de Pays Bas	MaïsG - MaïsG - Maïs G	MGI	3	590
	MaïsG - MaïsG - MaïsG - BléT2	MGI MGI MGI BTI	4	786
	Rotation irriguée		**7**	
groies marneuses	Maïs G - Maïs G - Maïs G - BléT2	MGI MGI MGI BTI	2	1257
	MaïsG - MaïsG - Maïs G	MGI	7	4398
	Maïs G - Tournesol - BléT2 - BléT	MGI TI BTI BTI	1	628
	Maïs G - BléT 2- Maïs G - BléT	MGI BTI	1	628
	Rotation irriguée		**11**	
Sols battants des plateaux limoneux = "doucins hydromorphes" = "doucins argileux" ="limons argileux hydromorphes"	MaïsG - MaïsG - MaïsG	MGI	8	2225
	MaïsG - BléT2 - Maïs G - BléT	MGI BTI	3	835
	MaïsG - MaïsG - MaïsG - BléT2	MGI MGI MGI BTI	5	1391
	Rotation irriguée		16	
Champagnes superficielles	MaïsG - MaïsG - MaïsG - BléD	MGI MGI MGI BDI	1	283
	MaïsG - MaïsG - MaïsG	MGI	12	3 396
	MaïsG - BléD - MaïsG - BléD	MGI BDI	1	283
	MaïsG - MaïsG - MaïsG - OrgeP	MGI MGI MGI OPI	1	283
	Rotation irriguée		**15**	
Vallées et marais Terrasses Collines et plateaux des massifs anciens	MaïsG - MaïsG - MaïsG	MGI	9	1354
	MaïsG - BléT - Maïs G - BléT2	MGI BTI	4	602
	Rotation irriguée		**13**	
doucins sableux sols lessivés	MaïsG - MaïsG - Maïs G	MGI	15	233
	MaïsG - MaïsG - MaïsG - BléT2	MGI MGI MGI BTI	8	124
	Rotation irriguée		23	
	Surface totale			23120

– *Rotations non irriguées en agriculture conventionnelle (scénario de référence)*

sol	Rotation-type non irriguée	Code	% Rotation 01/12/2014	Surface SAU (ha)
Groies superficielles	Colza - BléT - BléT	C BT BT	9	2295
	Colza - BléT - Tournesol - BléT	T BT C BT	9	2295
	Tournesol - BléT- Orge Hiver	T BT OH	30	7649
	Tournesol - BléT2 - Tournesol - BléT	T BT	10	2550
	Prairies temporaires (3 ans) - BléT2	PT PT PT BT	7	1785
	Prairies permanentes	PP	4	1020
	Vigne	V	16	4079
	Rotation non irriguée		**85**	
Terres de Pays Bas	Tournesol - BléT2- Tournesol - MaïsG	T BT T MG	16	3 144
	Tournesol - BléT 2- Tournesol - OrgeH	T BT T OH	10	1 965
	Tournesol - BléT - OrgeH	T BT OH	10	1 965
	MaïsG -MaïsG-MaïsG-T	MG MG MG T	4	786
	prairieP	PP	7	1 376
	Prairies temporaires (3 ans) - Blé T2	PT PT PT BT	4	786
	Colza - BléT - Tournesol - BléT	T BT C BT	10	1 965
	Vigne	V	32	6 288
	Rotation non irriguée		**93**	
groies marneuses	Tournesol - BléT2 - Tournesol - BléT	T BT	21	13194
	Colza - BléT - OrgeH - Tournesol - BléT - OrgeH	C BT OH T BT OH	17	10680
	Tournesol-BléT-BléT	T BT BT	4	2513
	Tournesol-BléT-OrgeH	T BT OH	11	6911
	Colza - BléT - Tournesol - BléT	T BT C BT	8	5026
	Vigne	V	22	13822
	Prairies temporaires (3 ans) - Blé T2	PT PT PT BT	6	3770
	Rotation non irriguée		**89**	55915
Sols battants des plateaux limoneux = "doucins hydromorphes" = "doucins argileux" ="limons argileux hydromorphes"	Prairie perm.	PP	9	2504
	Tournesol - BléT2 - Tournesol - BléTendre	T BT	3	835
	Tournesol - BléT2 - Tournesol - OrgeH	T BT T OH	20	5563
	Prairie temp. (4 ans) - maisf	PT PT PT PT MF	13	3616
	Tournesol - BléT - Colza - BléT	T BT C BT	14	3894
	Maïs G - Maïs G - Tournesol - BléT2	MG MG T BT	3	835
	Vigne	V	22	6120
	Rotation non irriguée		**84**	
Champagnes superficielles	Tournesol - BléT2 - Tournesol - BléT	T BT	18	5 094
	Vigne	V	21	5 943
	Tournesol - BléT - Orge P	T BT OP	23	6 509
	Tournesol-BléD-BléT	T BD BT	1	283
	Tournesol-BléT-BléT	T BT BT	5	1 415
	Colza - BléT - BléT	C BT BT	1	283
	Tournesol - BléT - Colza - BléT	T BT C BT	6	1 698
	Prairie perm.	PP	3	849
	MaïsG - MaïsG - BléT2 - Tournesol	MG MG BT T	7	1 981
	Rotation non irriguée		**85**	

2nde étape : Mise en place de rotation type bio par type de sol

Exemple pour 3 rotations type en groies superficielles	Rotations types bio	% rotation bio / SAU bio totale	SAU en rotation bio (ha)
Groies superficielles	BléT bio - BléT bio -Tournesol bio	20	102
Groies superficielles	Orge hiv bio - BléT bio -Tournesol bio	30	153
Groies superficielles	Luzerne bio (3ans) - Maïs grain bio	50	255
Bilan : Groies superficielles	**SAU bio totale**	100,00	**509**
Exemple pour 3 rotations type en groies marneuses	Rotations types bio	% rotation bio / SAU bio totale	SAU en rotation bio (ha)
Groies marneuses	BléT bio - BléT bio -Tournesol bio	20	251
Groies marneuses	Orge hiv bio - BléT bio -Tournesol bio	30	377
Groies marneuses	Luzerne bio (3ans) - Maïs grain bio	50	628
Bilan : Groies marneuses	**SAU bio totale**	100,00	**1 256**
Exemple pour 3 rotations type en terres de Pays-Bas	Rotations types bio	% rotation bio / SAU bio totale	SAU en rotation bio (ha)
Terres de Pays-bas	BléT bio - BléT bio -Tournesol bio	20	79
Terres de Pays-bas	Orge hiv bio - BléT bio -Tournesol bio	30	118
Terres de Pays-bas	Luzerne bio (3ans) - Maïs grain bio	50	196
Bilan : Terres de Pays-bas	**SAU bio totale**	100,00	**393**
Exemple pour 3 rotations type en terres de champagne superficielles	Rotations types bio	% rotation bio / SAU bio totale	SAU en rotation bio (ha)
Champagne superficielles	BléT bio - BléT bio -Tournesol bio	20	113
Champagne superficielles	Orge hiv bio - BléT bio -Tournesol bio	30	170
Champagne superficielles	Luzerne bio (3ans) - Maïs grain bio	50	283
Bilan : terres de champagne superficielles	**SAU bio totale**	100,00	**566**
Exemple pour 3 rotations type en terres de champagne moy. à profondes	Rotations types bio	% rotation bio / SAU bio totale	SAU en rotation bio (ha)
Champagne moy. à profondes	BléT bio - BléT bio -Tournesol bio	20	283
Champagne moy. à profondes	Orge hiv bio - BléT bio -Tournesol bio	30	424
Champagne moy. à profondes	Luzerne bio (3ans) - Maïs grain bio	50	707
Bilan : terres de champagne moy. à profondes	**SAU bio totale**	100,00	**1 415**
Exemple pour 3 rotations type en doucins limoneux hydromorphes	Rotations types bio	% rotation bio / SAU bio totale	SAU en rotation bio (ha)
Doucins limoneux hydromorphes	BléT bio - BléT bio -Tournesol bio	20	111
Doucins limoneux hydromorphes	Orge hiv bio - BléT bio -Tournesol bio	30	167
Doucins limoneux hydromorphes	Luzerne bio (3ans) - Maïs grain bio	50	278
Bilan : Doucins limoneux hydromorphes	**SAU bio totale**	100,00	**556**
Exemple pour 3 rotations type en doucins sableux	Rotations types bio	% rotation bio / SAU bio totale	SAU en rotation bio (ha)
Doucins sableux	BléT bio - BléT bio -Tournesol bio	20	6
Doucins sableux	Orge hiv bio - BléT bio -Tournesol bio	30	9
Doucins sableux	Luzerne bio (3ans) - Maïs grain bio	50	16
Bilan : Doucins sableux	**SAU bio totale**	100,00	**31**
Exemple pour 3 rotations type en terres de vallées et marais	Rotations types bio	% rotation bio / SAU bio totale	SAU en rotation bio (ha)
Terres de vallées et marais	BléT bio - BléT bio -Tournesol bio	20	60
Terres de vallées et marais	Orge hiv bio - BléT bio -Tournesol bio	30	90
Terres de vallées et marais	Luzerne bio (3ans) - Maïs grain bio	50	150
Bilan en terres de vallées et marais	**SAU bio totale**	100,00	**301**

Annexe III. Carte des types de sols simplifiés et paramètres associés

Source : Rapport final Modchar2, Vernier et al, 2017.

Une carte des sols simplifiés a été réalisée et validée par les experts locaux (Figure 146). Elle a ensuite été utilisée tout au long de l'étude que ce soit pour le calcul des indicateurs en fonction des rotations et des pratiques déterminées par type de sol ou par les modèles.

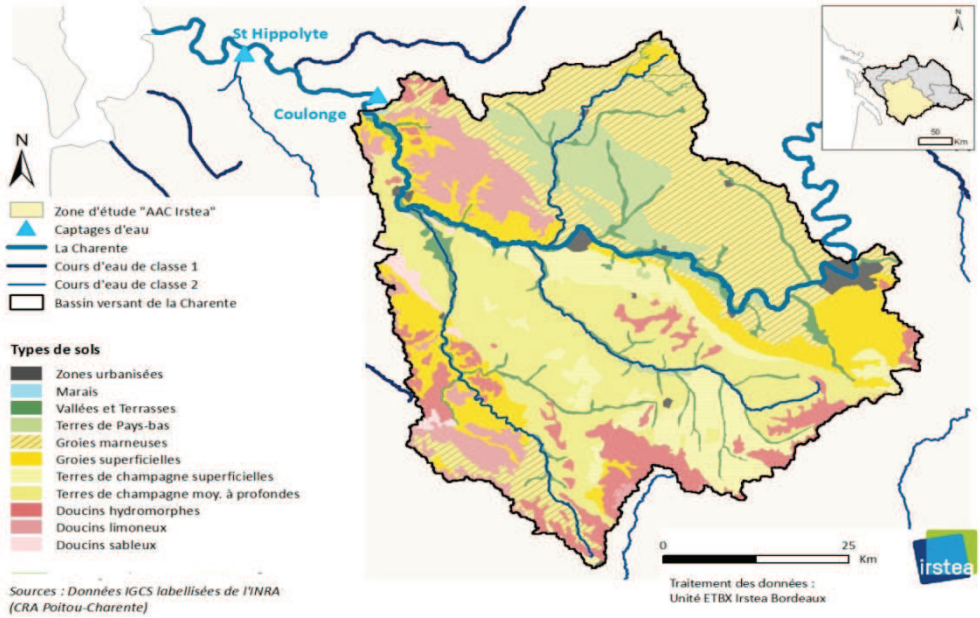


Figure 1 Carte des types de sols simplifiés sur le BAC Coulonge

Le Tableau 20 présente la répartition des surfaces selon ces types de sols avec le nombre d'UCS correspondantes. La zone est majoritairement composée de terres de champagnes et de groies avec 26.5% de terres de champagne moyennes à profondes, 11.4% de terres de champagne superficielles, 17.1% de groies marneuses, 13.4% de groies superficielles et 2.1% de groies moyennes à profondes. Les zones urbaines représentent 1.6% de la surface de la zone d'étude. Les Terres de Pays Bas ont été distinguées comme une unité à part entière en raison de leur signification importante en termes de systèmes et de pratiques pour les acteurs locaux, par exemple.

La modélisation agro-hydrologique (SWAT) a nécessité de définir, pour chaque type de sol, un certain nombre de paramètres qui sont nécessaires au calcul de transferts et de production de flux. Lors du calage du modèle, une optimisation est réalisée dans la limite d'un intervalle de confiance ainsi précisé pour s'ajuster aux flux observés. Le Tableau 21 présente ces différents paramètres des sols simplifiés qui ont été définis et utilisés tout au long de l'étude

Tableau 1 : Répartition des types de sols simplifiés

Types de sols simplifiés	Surface (m²)	Surface (ha)	Surface (%)	Nombre d'unités cartographiques de sol (UCS) par type de sols simplifiés
Urbain	50 248 105	5 025	1,4%	1
Marais	998 072	100	0,0%	1
Vallées et Terrasses	272 850 692	27 285	7,5%	8
Terres de Pays-Bas	249 109 468	24 911	6,8%	4
Groies marneuses	831 857 336	83 186	22,8%	12
Groies superficielles	458 553 017	45 855	12,6%	6
Terres de champagne superficielles	364 481 850	36 448	10,0%	5
Terres de champagne profondes	824 432 404	82 443	22,6%	3
Doucins hydromorphes	288 871 600	28 887	7,9%	7
Doucins limoneux	267 345 105	26 735	7,3%	5
Doucins sableux	34 121 101	3 412	0,9%	3
Total général	3 642 868 750	364 287	100,0%	55

Tableau 2 : Caractéristiques des types de sols simplifiés (groupe pratiques, octobre 2013)

Critères des types de sols simplifiés	% MO	%Limons	% Argile	nature argile	% Sable	pH	Réserve Utile (mm d'eau/m² de sol)	Indice de battance	hydromorphie
Groies marneuses	3 à 5	20-35%	30-50%	illite	5-15%		RU > 80 mm	A à C	G à H
Groies moyennes à profondes	3 à 7	15-30%	20-45%	illite	20%	7 à 8	RU > 80 (80 à 125 mm)	A	F
Groies superficielles	3 à 7	20-35%	20-45%	illite	5-15%	7.5-8.5	RU < 80 mm	A	F
Terres de champagnes moyennes à profondes	2.5 à 5	25%	25-40%	montmorillonite/illite	35%	7 à 8	RU > 100 mm	A à B	F (à G)
Terres de Champagnes superficielles	2.5 à 5	25%	25-40%	montmorillonite/illite	35%	7 à 8	RU < 100 mm	A à B	F
Doucins limoneux	1.5 à 2.5	30 à 60 %	10-15%	kaolinite/illite	15 à 50%	5.5 à 7	RU > 100 mm	C à E	F à G
Sol de fond de vallées	4 à 10	5 à 25%	5-50%	/	5 à 50%	7 à 8.5	RU > 100 mm	A à C	G à I
Sol sableux	< 2 %	10 à 25 %	<10%	/	> 70%	5 à 6	RU < 80 - 100 mm	A à B	G à I

Classes d'indice de battance	note
Très battant	E
Battant	D
Assez battant	C
Peu battant	B
Non battant	A

Classes hydromorphie	note
hydromorphe	I
moyennement hydromorphe (temporaire)	H
faiblement hydromophe	G
non hydromorphe	F

Annexe IV. Liste des documents utilisés pour l'analyse institutionnelle

- *Contrat territorial du BAC de coulonge et saint hippolyte (2015– 2019) (projets et document final)*
- *Captages "Grenelle" Alimentation en eau potable de Coulonge et de Saint Hippolyte (17) Diagnostic territorial des pressions et définition d'un programme d'actions pour la reconquête de la qualité de l'eau (In Vivo)*
- *Etude de Bassin d'Alimentation des Captages de Coulonge et Saint Hippolyte – GT agricole et GT non agricole (présentations, comptes-rendus)*
- *Etude de Bassin d'Alimentation des Captages de Coulonge et Saint Hippolyte Compte-rendus des comités de pilotage*
- *Rapports d'activité de l'EPTB Charente*
- *Base de données Donesol et cahiers départementaux*
- *Cahier des types de sols pour les Pays Bas fournis par la chambre départementale*
- *Convention du programme Resources 2015 2020*
- *Annexe technique du programme Resources*
- *Evaluation du programme re-sources : convention de mise a disposition de donnees brutes agricoles*
- *Evaluation des AAC Poitou Charentes*
- *Site web de l'Observatoire de l'environnement Poitou Charentes*
- *Site web du BRGM Poitou Charentes*
- *Site web de l'agence de l'eau Adour Garonne et base de donnée Carthage*
- *Site web de la chambre régionale d'agriculture et sites associés*
- *Sites web des syndicats d'eau (SDE17, SIAH, SYMBO) et de l'EPTB Charente*

Annexe V. Index documentaire sur les données du BAC Coulonge intégrées dans les cubes

- Scénarios

TYPE SCENARIO	CODE SCENARIO	LIBELLE SCENARIO
SCENARIO REFERENCE	SREF-3	pratiques actuelles avec bioet cultures intermédiaires
SCENARIO BIO	bio1	Doublement de la SAU en bio
SCENARIO BIO	bio2	Multiplication par 5 de la SAU bio
SCENARIO BIO	bio3	Multiplication par 10 de la SAU bio
SCENARIO BIO	bio6	Implantation du bio sur les sols a plus faible potentiel agronomique
SCENARIO BIO	bio7	Implantation du bio sur tous les types de sols excepté ceux à plus fort potentiel agronomique
SCENARIO IMPLANTATION PRAIRIES	herb1	implantation de prairies à 20m autour des cours d'eau +SREF2
SCENARIO IMPLANTATION PRAIRIES	HERB-2-20	implantation de prairies à 20m autour des cours d'eau +SDCI2
SCENARIO IMPLANTATION PRAIRIES	HERB-3-5	implantation de prairies à 5 m autour des cours d'eau +SDCI1
SCENARIO SYSTEMES INNOVANTS	sdci1	Implantation des systèmes innovants sur toute l'AAC
SCENARIO SYSTEMES INNOVANTS	sdci2	Implantation des systèmes innovants sur les zones prioritaires
SCENARIO SYSTEMES INNOVANTS	sdci3	Implantation des grandes cultures économes en intrants sur toute l'AAC
SCENARIO SYSTEMES INNOVANTS	sdci4	Implantation des vignes économes en intrants sur toute l'AAC
SCENARIO SYSTEMES INNOVANTS	sdci5	Implantation des systèmes innovants dans une partie des zones prioritaires
SCENARIO SYSTEMES INNOVANTS	sdci6	Association de 20 % de systèmes innovants sur la SAU totale et 15 % de bio
SCENARIO INTENSIFICATION	depp	Retournement des prairies et implantation de monocultures de maïs

- Données spatiales

Nature	Thème	Format	Sources	Traitement effectué
Contours et surface totale de l'AAC institutionnel	Contours institutionnels	.shp	EPTB Poitou-Charentes	/
Contours et surface totale	Contours institutionnels	.shp		/
Contours et surface totale	Contours institutionnels	.shp		/
Contours et surface totale	Contours institutionnels	.shp		/
Contours et surface totale	Contours institutionnels	.shp		/
Contours et surface totale	Contours institutionnels	.shp		/
Contours et surface totale	Zone_detude_Contours_&_SBV	.shp	BD Carthage	Modélisation SWAT
id_SBV, Area, Slo1, Len1, Sll, CSl, Wid1, Dep1, Lat, Long, Elev, ElevMin, EleveMax, Bname, HydroID, OutletID, Shape_leng, Shape_Area	Zone_detude_Contours_&_SBV	.shp	BD Carthage	Modélisation SWAT
Nom_communes, Insee, surface	Communes	.shp	Geofla	exportation des communes appartement aux départements 16 et 17 ==> Elimination des champs non nécessaire (département, region, coordonnées centroides, etc...)
Nom_communes, Insee, surface	Communes	.shp	Geofla	exportation des communes appartement aux départements 16 et 17 ==> Elimination des champs non nécessaire (département, region, coordonnées centroides, etc...) ==> decoupage de la couche 1617 avec le contours AAC_swat_106_sbv
id-ilot, occupation, ilots_agri, surface	Occupation	.shp	CLC 2006 & RPG 2012 (data.gouv.fr)	Nettoyage des couches sources 16 et 17 ==> croisement CLC2006 & RPG 2012 ==> elimination des polygones non significatifs ==> classification simplifiée de l'occupation ==>
id-ilot, occupation, ilots_agri, surface ilot	Occupation	.shp	CLC 2006 & RPG 2012 (data.gouv.fr)	Nettoyage des couches sources 16 et 17 ==> croisement CLC2006 & RPG 2012 ==> elimination des polygones non significatifs ==> classification simplifiée de l'occupation ==> Decoupage de la couche (1617) sur le contours de l'AAC_111_sbv
id-ilot, occupation, ilots_agri, surface ilot	Occupation	.shp	CLC 2006 & RPG 2012 (data.gouv.fr)	Nettoyage des couches sources 16 et 17 ==> croisement CLC2006 & RPG 2012 ==> elimination des polygones non significatifs ==> classification simplifiée de l'occupation ==> Decoupage de la couche (1617) sur le contours de l'AAC_111_sbv
Occupation simplifiée, correspondance indicateur, correpondance SWAT	Occupation	.xls	Irstea	/
No_UCS (dep * 100000 + Num_ucs), Typo_Sols (typologie sols validée)	Sols	.shp	IGCS (CRA Poitou-Charentes) et Irstea	Création d'une typologie de sol en concertation avec les acteurs du territoire (CRA Poitou-Charentes)
Num_UCS, Typo_Sols (typologie sols validée), Sols_ITK (Sols regroupés en fonction des regroupements des types de sols dans le tableau des rotations	Sols	.shp	IGCS (CRA Poitou-Charentes) et Irstea	Création d'une typologie de sol en concertation avec les acteurs du territoire (CRA Poitou-Charentes) ==> decouper la couche 1617 avec le contours AAC_106_sbv
Code_hydro, Classe, Toponyme (nom du cours d'eau)	Cours_deau_&_captages	.shp	Agence de l'eau Adour-Garonne	/
Code_hydro, Classe, Toponyme (nom du cours d'eau)	Cours_deau_&_captages	.shp	Agence de l'eau Adour-Garonne	Selection du cours d'eau charente et exportation
Captages (nom)	Cours_deau_&_captages	.shp	Agence de l'eau Adour-Garonne	Selection et exportation des deux captages de Coulonge et de St Hippolyte
Code_ZH, Lib_ZH, Lib_ss_secteur, lib_secteur	Secteurs hydro institutionnels	.shp	Agence de l'eau Adour-Garonne	Decoupage des zones hydrographiques avec la couche des départements 1617
Code_ZH, Lib_ZH, Lib_ss_secteur, lib_secteur	Secteurs hydro institutionnels	.shp	Agence de l'eau Adour-Garonne	Decoupage des zones hydrographiques avec le contours AAC_swat_106_sbv
Code_secteur, libelle	Secteurs hydro institutionnels	.shp	Agence de l'eau Adour-Garonne	Decoupage des secteurs hydrographiques avec la couche des départements 1617
Code_secteur, libelle	Secteurs hydro institutionnels	.shp	Agence de l'eau Adour-Garonne	Decoupage des secteurs hydrographiques avec le contours AAC_swat_106_sbv
Code_secteur, libelle	Secteurs hydro institutionnels	.shp	Agence de l'eau Adour-Garonne	Decoupage des sous secteurs hydrographiques avec la couche des départements 1617
Code_secteur, libelle	Secteurs hydro institutionnels	.shp	Agence de l'eau Adour-Garonne	Decoupage des sous secteurs hydrographiques avec le contours AAC_swat_106_sbv
ZH_SRPV, ZH_SRPV_ID, SRPV, ZH, ZH2_Nom_ZH2, ZH3, ZH4	Secteurs hydro institutionnels	.shp	EPTB	Decoupage des secteurs EPTB avec la couche des départements 1617
ZH_SRPV, ZH_SRPV_ID, SRPV, ZH, ZH2_Nom_ZH2, ZH3, ZH5	Secteurs hydro institutionnels	.shp	EPTB	Decoupage des secteurs EPTB avec le contours AAC_swat_106_sbv
SUB_BASIN, LU_CODE, SLOPE_CODE, MEAN_SLOPE, AREA, UNIQUECOMB, HRUGIS	Occupation	.shp	BD Carthage	Simulation SWAT

- Données non spatiales

Nom de la donnée	Nature	Theme	Format	Sources
Communes_AAC_swat_106_sbv	Nom de la communes, code INSEE, Surface (m²)	Communes	Excel	Geofla
2014_10_30_Effet_precedent_S0	Cultures précedentes, devenir des résidus, Azote à ajouter ou à enlever, Document validé le 12/01/2015	Effet précedent	Excel	CRA Poitou-Charentes
2014_02_03_Confrontation_ITK_eccoter_avec_ITK_Invivo	Comparaison avec les molécules les plus utilisées et Comparaison avec les dates d'application des produits phytosanitaires	Itinéraires techniques	Word	Irstea/CRA Poitou-Charentes/ Invivo
Base_substances_actives_actualisee_01_2015	Produit commercial, DH par culture, Substances actives présentes et leurs quantités	Substance active	Excel	Irstea/CRA Poitou-Charentes
2015_01_15_ITK_ferti_gestion_residus_S0	1 onglet : variabilité des culture, 1 onglet : Cultures intermédiaires, 1 onglet gestion des résidus,1 onglet par culture : Opération culturale par date, rendement, irrigation, DH, calcul IFT hors sol, détermination des PREMA par culture hors sol. 1 onglet produits commerciaux interdits, 1 onglet base de données Substances actives mis à jour (janvier 2015)	Itinéraires techniques	Excel	Irstea/CRA Poitou-Charentes
2014_10_02_Successions_2012_2006_AAC_swat_111	Id_ilot, agricole_nonagri, Occupation pour chaque année par ilot, Surface par ilot	Occupation	Excel	RPG 2006-2012 et CLC 2006
Stat_Occupation_2012_AAC_swat_106_sbv	Proportion surfacique pour chaque culture en fonction de la surface totale (366 863 ha) et en fonction de la SAU (251 419ha)	Occupation	Excel	RPG 2006-2012 et CLC 2006
2014_10_29_Calcul_&_comparaison_pourcentage_SAU_bio	Données à la commune : Nom de la commune, SAU bio, SAU AAC Agrobio, SAU AAC RA2010, SAU AAC RPG2012==> Pourcentage de bio / aux différentes sources, Classification en fonction des pourcentages en bio	Occupation	Word	Agrobio Poitou-Charentes / RA 2010/ RPG 2012
2014_10_29_Calcul_pourcentage_SAU_bio	Données à la commune : Nom de la commune, SAU bio, SAU AAC Agrobio, SAU AAC RA2010, SAU AAC RPG2012==> Pourcentage de bio / aux différentes sources, Classification en fonction des pourcentages en bio	Occupation	Pdf	Agrobio Poitou-Charentes / RA 2010/ RPG 2012
2014_10_29_Comparaison_SAU_Agrobio_SAU_RA_&_RPG	Données à la commune : Nom de la commune, SAU bio, SAU AAC Agrobio, SAU AAC RA2010, SAU AAC RPG2012==> Pourcentage de bio / aux différentes sources, Classification en fonction des pourcentages en bio	Occupation	Excel	Agrobio Poitou-Charentes / RA 2010/ RPG 2012
Comparaison_Rdmt_ajustes_CRA_30_10_2014_avec_Agreste_&_Enquetes	Comparaison des rendements ajustés avec les rendements moyens de l'Agreste et des rendements moyens des enquêtes	Rendements	Excel	Agreste/ CRA Poitou-Charentes / Irstea
Rendements_Agreste2006_2013	Moyennes des rendements Agreste (dep 16 et 17) par année et par culture, Moyenne par culture (2008-2013), ecart type par culture (2008-2013)	Rendements	Excel	Agreste 2008-2013
2015_01_12_Rendements_S0	Rendements par culture et par type de sol	Rendements	Excel	CRA Poitou-Charentes
2014_08_11_texture_1617	No_UCS, No_Ucs concaténé, Propriétés et fiabilté	Sols	Excel	IGCS
Correspondance_No_ucs_type_sols	No_UCS, No_Ucs concaténé, type sol, surface	Sols	Excel	IGCS
2015_01_13_Explications_Sols	Explication de la métodologie	Sols	Word	IGCS
Allongement_rotations_scénario	Schéma allongement des rotations	Scénarios	Excel	Irstea
Coupe_S0	Coupe illustrative du scénario de référence	Scénarios	Jpeg	Irstea
Coupe_S4	Coupe illustrative du scénarioS4 ==> remplacement des ilot proche des cours d'eau par des PP	Scénarios	Jpeg	Irstea
2014_12_15_Tableau_Rotations_S0	Tableau de rotation par type de sol avec onglet Moyennes RPG rotations, tableau pour pdf	Rotations	Excel	Irstea/CRA Poitou-Charentes

Annexe VI. Article sur les phytos dans la rivière Charente et son territoire

MARDI 3 JUIN 2014

Pollution du fleuve Charente : pesticides, au cœur des données

Le 30 avril dernier, le journal local Charente Libre débusquait l'information issue d'un rapport du ministère de l'écologie : "Les pesticides dans les eaux douces" : La Charente serait le fleuve le plus polluée de France, concernant les pesticides, sur la section allant de Angoulême à Saintes.

En effet le rapport indique clairement notre zone géographique comme ayant le maximum de pollution aux pesticides en France : 6,2 µg/litre dans les eaux de surface !

A partir de 0,5 µg/L l'eau est impropre à la consommation et à partir de 5 µg/L l'eau est réglementairement impropre a produire de l'eau potable (c'est à dire que l'on ne peut pas la dépolluer).

Situation très critique

Le même rapport accuse explicitement le secteur agricole qui fait grand usage de pesticides, herbicides et autres intrants ; notamment en viticulture et notamment dans le Cognaçais ou le rendement prime sur la qualité du raisin...

Suite au début de polémique le rapport a été amendé et précise désormais que "les données de ce secteur (le notre) sont fortement influencées par une contamination isolée et non nécessairement représentative du secteur dans sa globalité" (sic). J'ai contacter les services du ministère et les auteurs de l'étude pour avoir des détails.

Ce rapport a été établi avec les données récoltées par les réseaux de stations de mesure des cours d'eau et des eaux profondes (nappes phréatiques) en 2011. Pour chaque secteur une moyenne a été effectuée pour les stations qui ont fait au moins 4 mesures dans l'année.

Sur notre secteur cela concerne 12 stations de mesures des eaux de surface (avec leur concentration totale de pesticides en 2011, le lien renvoi vers le résumé des mesures de la station, les données brutes sont disponibles tout en bas de chaque page) :

- Javrezac (l'Antenne) 0,18 µg/L
- Mons (l'Antenne) 0,09 µg/L
- Migron (le Dandelot) 0,08 µg/L
- Thors (le Briou) 0,32 µg/L
- Nercillac (la Soloire) 2,67 µg/L
- Reparsac (le Tourtat) 72,92 µg/L
- Bréville (la Soloire) 0,94 µg/L
- Nersac (la Boème) 0,54 µg/L
- Trois-Palis (la Charente) 0,21 µg/L
- Saint-Michel (les Eaux Claires) 0,13 µg/L
- Saint-Simeux (la Charente) 0,07 µg/L
- Merpins (la Charente) 0,05 µg/L

Le Tourtat

Le Tourtat est un petit ruisseau qui se jette dans la Soloire vers Réparsac et qui elle-même se jette dans la Charente (voir carte).

La station du Tourtat est en effet atypique (73 µg/L en moyenne en 2011) et explique en grande partie la forte moyenne de 6,2 µg/L du secteur, on notera bien sur que la station proche de Nercillac présente aussi une valeur forte, ainsi qu'a Bréville : c'est donc toute la Soloire qui est touchée et probablement à partir du Tourtat.

Ensuite viennent Nersac sur la Boème, puis Thors sur le Brioux et Trois-Palis aux Eaux Claires...

Tout ceci sont des moyennes annuelles, au Tourtat la valeur maximale a été d'environ 120 µg/L le 6 juin 2011.

En 2012 les concentrations ont été moitié moindre environ.

Glyphosate

Lorsque l'on consulte les données par polluants de cette station, c'est la Glyphosate et l'AMPA (un sous-produit du Glyphosate) qui représente très largement ce pic de pollution.

Le glyphosate est un désherbant total foliaire systémique, c'est-à-dire un herbicide non sélectif absorbé par les feuilles et ayant une action généralisée, autrefois produit sous brevet, exclusivement par Monsanto à partir de 1974, sous la marque Roundup. Le brevet est tombé dans le domaine public en 2000, d'autres sociétés produisent désormais du glyphosate.

C'est donc un désherbant très utilisé car il n'attaque que les feuilles (défoliant) et peu donc être pulvérisé au sol sur les mauvaises herbes, sans avoir "trop" d'effets sur la pousse de la vigne...

Le glyphosate se dégrade dans l'eau, mais pas son principal sous-produit l'Acide Aminométhylphosphonique (AMPA). C'est donc le Glyphosate et l'AMPA que l'on retrouve dans les sols et l'eau.

Les mesures brutes de la station du Tourtat à Réparsac :

- Glyphosate
- AMPA

Un cas isolé ?

Le message officiel est a ce stade, "un cas isolé" mais on voit bien que le rapport prend tout de même des pincettes en précisant "[...] contamination isolée et non nécessairement représentative du secteur dans sa globalité.î C'est donc peut être un cas isolé... ou pas...

En consultant les autres stations ont constate surtout que très peu mesure le Glyphosate ou l'AMPA, difficile donc d'en déduire si ce polluant particulier se retrouve plus en aval... ou pas.

Les eaux souterraines

Toutefois un autre indicateur du rapport d'origine est peu commenté : la carte de la pollution des eaux souterraines. Celles-ci sont le reflet de la pollution de long terme qui finit par s'infiltrer au plus profond dans les nappes phréatiques. Or là encore notre secteur est en rouge écarlate sur la carte (comme d'autre) avec les valeurs moindre (a cause de la durée d'infiltration et de la dilution). Notre secteur est quand même indiqué à 0,5 µg/L ce qui rend l'eau non potable... Dommage c'étaient nos futures réserves d'eau.

Certes la Charente n'est peut être pas "le fleuve le plus pollués de France", mais notre secteur est clairement dans le peloton de tête. Les effets des pesticides sur la santé commence juste a être sérieusement étudiés et leur usage massif en agriculture et notamment en viticulture aggravent considérablement nos ressources en eau.

Pour terminer des photos de 4 vignes réalisées le 21 mai 2009 qui montre 4 pratiques viticoles différentes, dont 2 qui usent clairement d'herbicides foliaires (type Glyphosate donc).

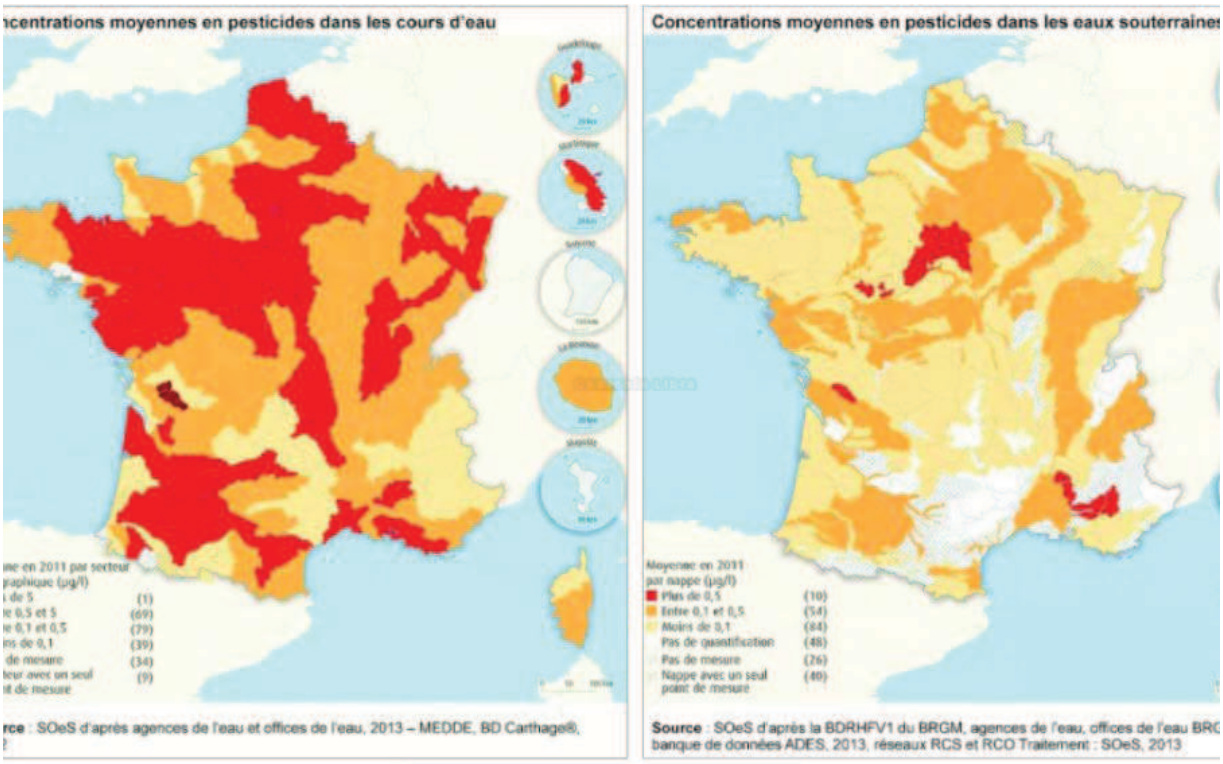
Aucun traitement, à par une tonte

Labouré (1 rang sur 2)

Désherbé au défoliant, admirez la camaïeu de beige

Là je sais pas comment c'est fait, y'a rien qui pousse sauf la vigne
l'usage de défoliant massif est probable...

POLLUTION EN CHARENTE: LES VITICULTEURS ACCUSÉS ET SURTOUT VICTIMES



Par **Ismaël KARROUM**, publié le 30 avril 2014 à 7h32, modifié à17h18.

Le fleuve Charente est le plus pollué de France par les pesticides. Et de très loin. Entre Angoulême et Saintes, les relevés sont catastrophiques. Le constat est alarmant et le vignoble montré du doigt.

«Ces données alarmantes font partie du problème global de l'utilisation des pesticides dans le vignoble.» Membre actif de Phyto-victimes, amoureux de la vigne et du cognac, Jacky Ferrand a fait carrière au bureau national de l'interprofession de la vigne.

Il a surtout eu la douleur de perdre fin 2011 son fils, Frédéric, viticulteur de Gondeville emporté par un cancer de la vessie. Depuis, il se bat contre les pesticides et leur utilisation irraisonnée. Pas question pour lui de montrer du doigt les viticulteurs. «Ils en sont les premières victimes. Notre combat, à Phyto-victimes, c'est avant tout pour eux», pointe-t-il. Mais il voit les champs jaunis parles herbicides, les eaux qui se dégradent, les viticulteurs malades. Il se heurte aussi à l'omerta du milieu, ce vignoble où l'on souffre en silence.

Pourtant, dans le vignoble du cognac, les pesticides font des ravages. «On connaît une famille où les deux frères sont malades et où le père l'est aussi», décrit Jacky Ferrand. Dans certains villages, comme à Javrezac, le nombre de cancers est étonnamment élevé. Et une étude menée en2011 par le CHU de

Poitiers avait montré une surmortalité de la population habitant dans le vignoble charentais. Les scientifiques avaient constaté une surreprésentation des maladies de Parkinson (+29%) et des cancers du sang de type lymphomes (+19%).Des découvertes alarmantes qui pourraient se confirmer si les concentrations en pesticides dans l'air et l'eau ne faiblissent pas.

Des pesticides jusqu'en dans l'eau du robinet

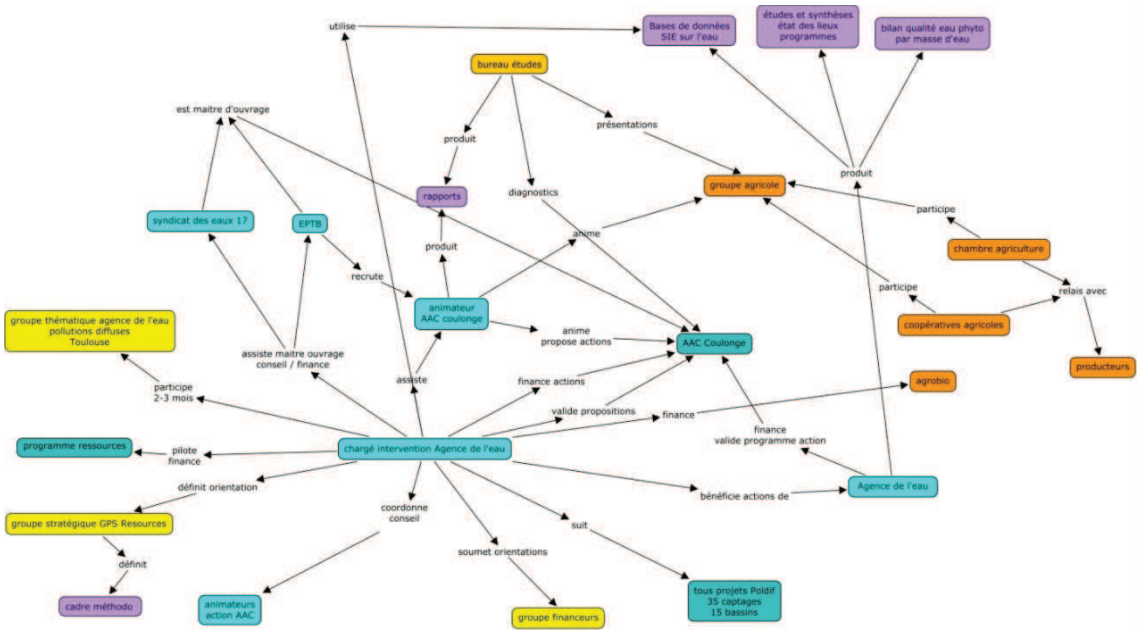
Les rivières ne sont pas les seules à être touchées par la pollution aux pesticides. Les nappes souterraines sont aussi marquées en rouge sur la carte de France. «Les nappes les plus dégradées vis-à-vis des pesticides sont les parties libres du crétacé supérieur. Le secteur de Cognac est le plus touché, notamment du fait de l'utilisation de désherbants sur la vigne, atrazine et atrazine déséthyl», indique-t-on à l'Observatoire régional de l'environnement. C'est pourtant dans le canton de Barbezieux et dans celui de Saint-Amant-de-Boixe –et pas dans le Cognaçais– que l'Agence régionale de santé (ARS) a retrouvé en 2012 des traces de pesticides à des doses non conformes dans l'eau du robinet. À Barbezieux, l'ARS avait même alerté le conseil municipal sur ces traces anormales. Pas de quoi remettre en cause la consommation d'eau du robinet, mais assez pour tirer la sonnette d'alarme. Et s'inquiéter pour l'avenir. Jean-François Dauré interpelle: «Il est temps que tout le monde, Département, chambre d'agriculture, Scot [schéma de cohérence territoriale, NDLR], travaille sur ce dossier. C'est un enjeu majeur pour notre territoire et la santé des habitants.»

La Charente, le fleuve le plus pollué de France par les pesticides

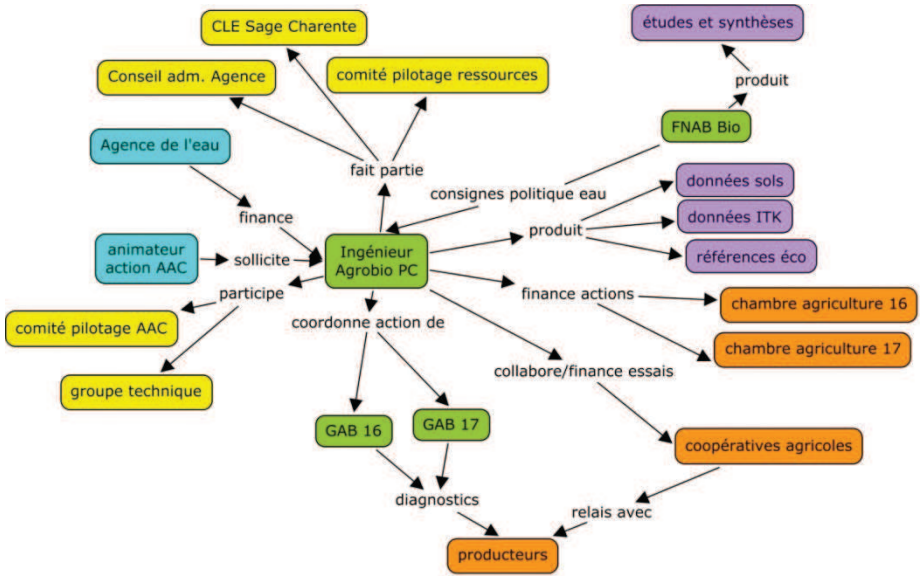
Une petite tache rouge écarlate qui ne fait pas franchement rougir de plaisir. Selon le ministère du Développement durable, la Charente est un véritable "Pesticideland". Bienvenue dans le département numéro un en matière de pollution aux pesticides, celui dont le cours d'eau principal est un vrai bouillon de produits chimiques. Atrazine, glyphosate, etc. On retrouve de tout dans les eaux de la Charente. Dans des proportions plus qu'inquiétantes. Chiffre effarant, fourni par l'agence de l'eau Adour-Garonne: en moyenne, en 2011, entre Angoulême et Cognac, au cœur du cognac roi, la teneur en pesticides était de 6,52 microgrammes par litre. De quoi en faire une eau réglementairement impropre à la "fabrication" d'eau potable. C'est-à-dire qu'elle est si viciée que l'on ne peut même pas la traiter pour la rendre utilisable. À titre de comparaison, la Sèvre nantaise, deuxième bassin le plus touché dans le pays, affiche un taux moyen de 2,86 microgrammes par litre. Autant dire que le bonnet d'âne charentais est décroché haut la main.

Diffusée hier par Le Parisien, la carte effare Jean-François Dauré, le président de Grand Angoulême. "Tout le monde doit prendre conscience qu'il y a sur ce dossier un caractère d'urgence sanitaire. C'est un truc de fou", dit celui qui titre la sonnette d'alarme depuis des années en compagnie de son adjoint à La Couronne, Jacky Bonnet. Son diagnostic est sans appel: "L'état de nos rivières est très mauvais.

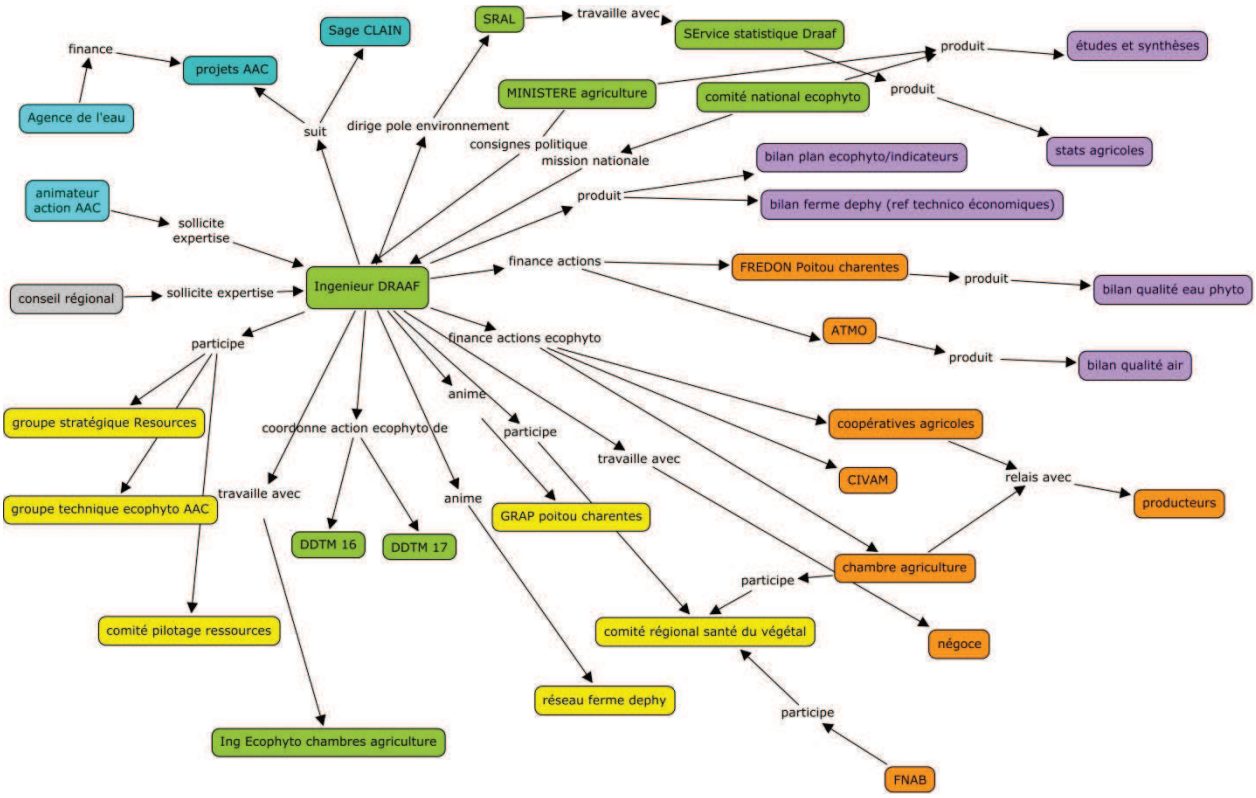
Annexe VII. Exemples de cartes CMAP réalisées pendant l'étude du réseau d'acteurs



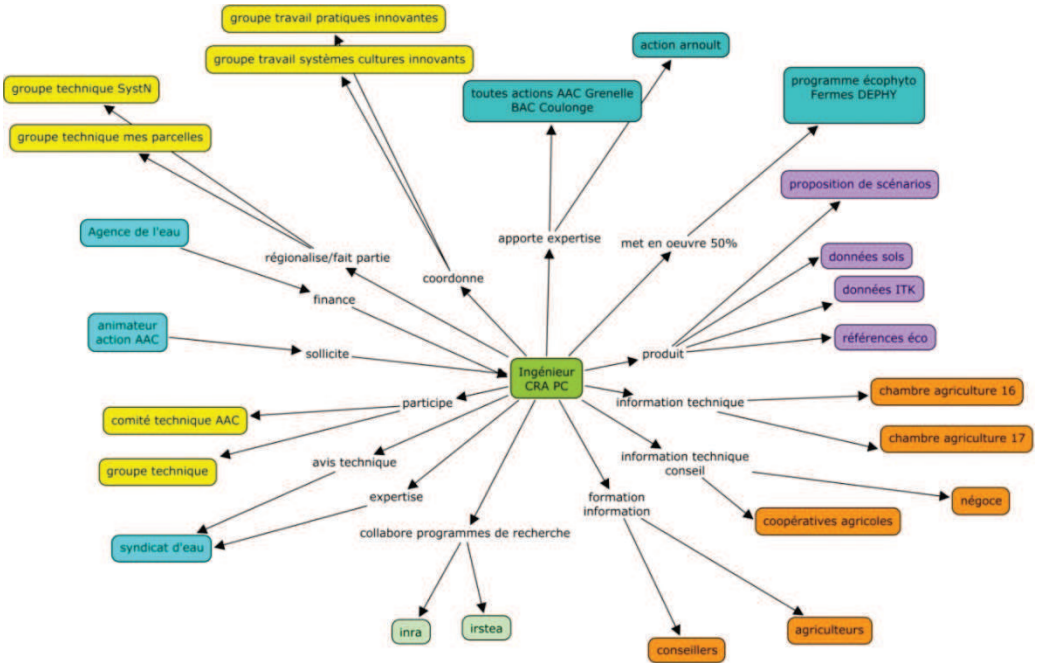
Institution : Agence de l'eau



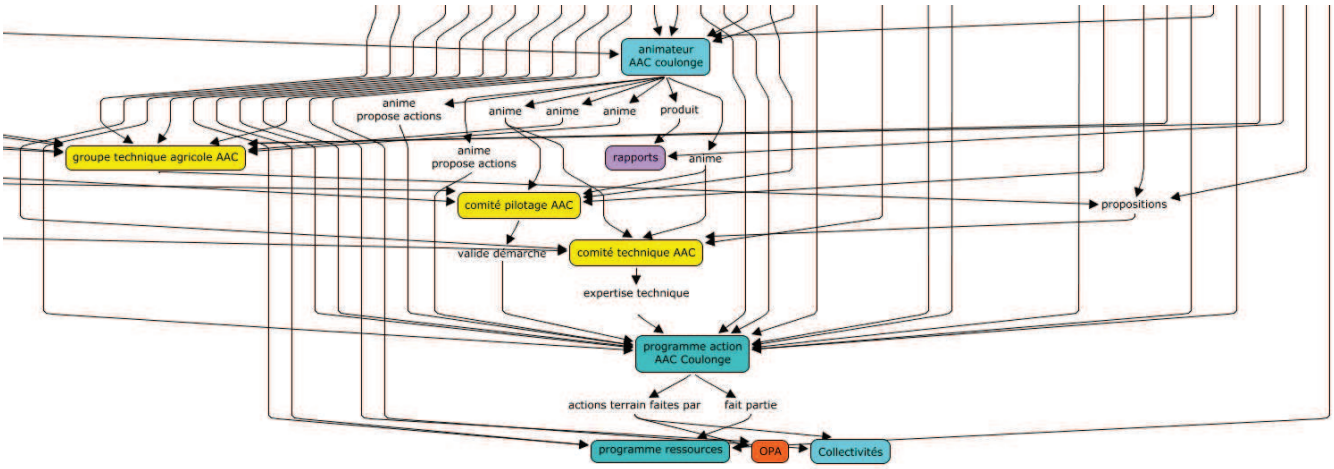
Institution : FNAB



Institution : DRAAF



Institution : Chambre régionale

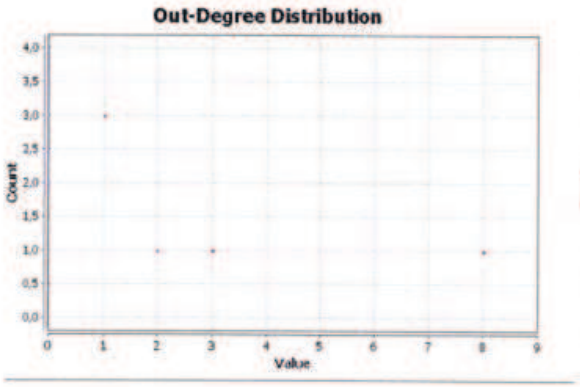


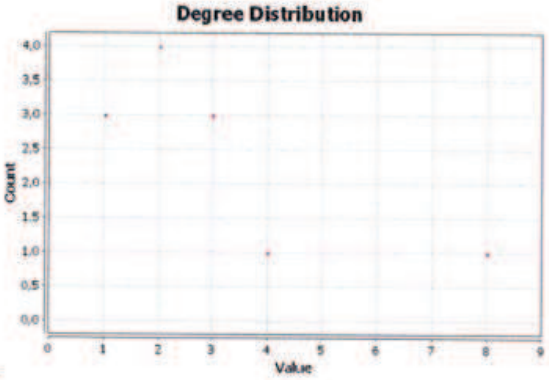
Institution : Animateur BAC Coulonge

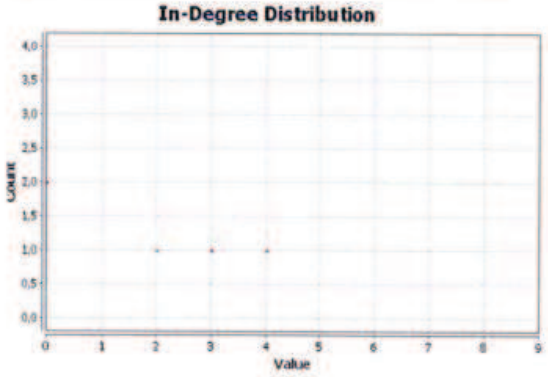
Annexe VIII. Statistiques de l'analyse de réseau Gephi

- Flux « financier »

label	clustering	weighted indegree	weighted outdegree	weighted degree	indegree	outdegree	degree	modularity_class
AGENCE	0.053	0.0	8.0	8.0	0	8	8	0
AGROBIO	0.33	1.0	2.0	3.0	1	2	3	0
EPTB	0.0	1.0	1.0	2.0	1	1	2	2
COOPERATIVES	0.16	3.0	0.0	3.0	3	0	3	1
CHAMBRE DEPT	0.16	4.0	0.0	4.0	4	0	4	0
CHAMBRE REGION	0.5	1.0	1.0	2.0	1	1	2	0
CONSEILREG RESOU	0.0	1.0	0.0	1.0	1	0	1	0
SYND EAUX	0.0	1.0	1.0	2.0	1	1	2	2
DRAAF	0.0	0.0	3.0	3.0	0	3	3	1
FREDON PC	0.0	1.0	0.0	1.0	1	0	1	1
RECHERCHE	0.0	1.0	0.0	1.0	1	0	1	0
BUREAU ETUDE	0.0	2.0	0.0	2.0	2	0	2	2

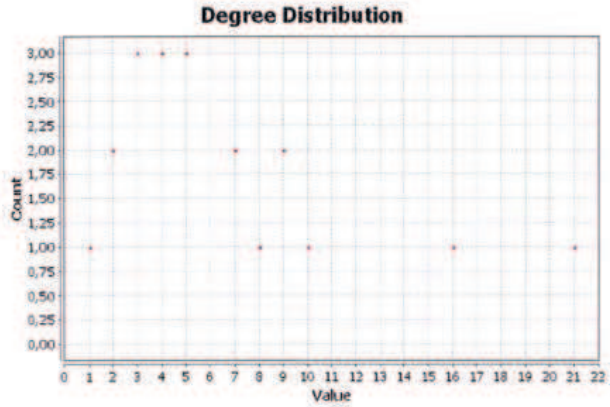


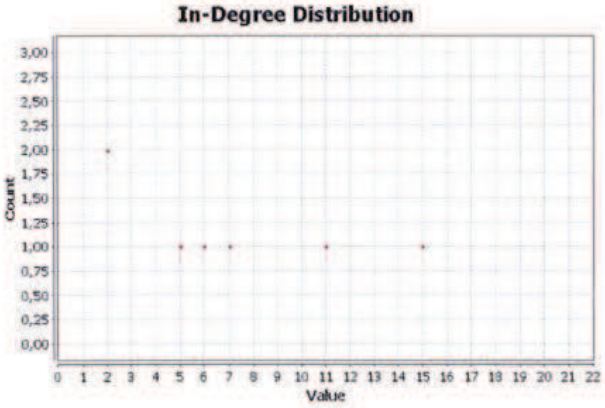


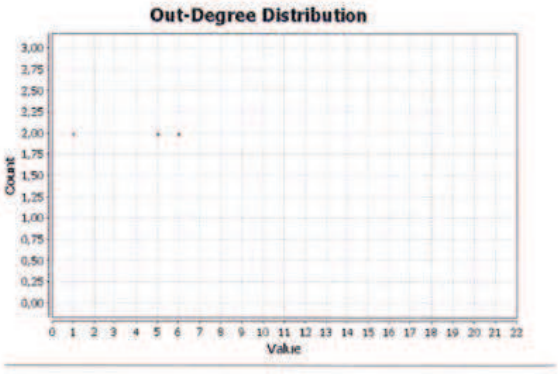


- Flux « information »

source	indegree	%entrant	outdegree	%sortant	weighted indegree	weighted outdegree	strongcompnum	type
AGENCE	11	17%	5	8%	11.0	5.0	0	gestionnaire eau
AGROBIO PC	3	5%	6	9%	3.0	5.0	1	acteur agricole
ARS	0	0%	1	2%	0.0	1.0	4	admin
burETUDES	1	2%	2	3%	1.0	2.0	0	et&rech
CGReg RES	7	11%	3	5%	7.0	3.0	0	gestionnaire eau
CHAMBRE DEPT	0	0%	5	8%	0.0	5.0	3	acteur agricole
CHAMBRE REGION	3	5%	4	6%	3.0	4.0	0	acteur agricole
COOPERATIVES	0	0%	4	6%	0.0	4.0	2	acteur agricole
DRAAF	3	5%	4	6%	3.0	4.0	0	admin
DREAL	0	0%	2	3%	0.0	2.0	6	admin
ECOPHYTO	1	2%	2	3%	1.0	2.0	0	admin
EPTB	15	23%	6	9%	15.0	6.0	0	gestionnaire eau
FNAB	1	2%	2	3%	1.0	2.0	1	acteur agricole
FREDON PC	2	3%	3	5%	2.0	3.0	0	et&rech
GAB	3	5%	1	2%	2.0	1.0	1	acteur agricole
NEGOCE	0	0%	2	3%	0.0	2.0	5	acteur agricole
RECHERCHE	6	9%	3	5%	6.0	3.0	0	et&rech
SDE17	2	3%	2	3%	2.0	2.0	0	gestionnaire eau
SIAH	1	2%	4	6%	1.0	4.0	0	gestionnaire eau
SYND EAUX	5	8%	3	5%	5.0	3.0	0	gestionnaire eau







Annexe IX. Note sur l'indicateur RPTL

Source : Vernier F., Kuentz V. et Scordia C., 2014.

La première étape a consisté à réaliser une Analyse Factorielle Multiple (AFM) avec l'hypothèse que la première composante correspondrait à l'indicateur composite. Dans cette AFM, trois groupes de variables ont été pris en compte :

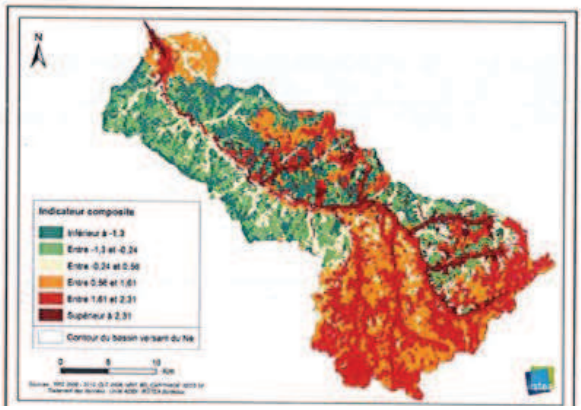
1. Les pratiques agricoles avec l'IFT Herbicide et l'IFT Hors Herbicide
2. La sensibilité au ruissellement avec l'indice de battance, la pente moyenne et la distance au cours d'eau
3. La sensibilité à l'infiltration avec l'hydromophie et la teneur en MO

Dans une seconde étape, une Classification Ascendante Hiérarchique (CAH) sur seulement la première composante de l'AFM pour découper l'indicateur composite en x groupes homogènes d'îlots. La meilleure partition de l'indicateur est 6 classes (maximisation de la variance inter-classes et minimisation de la variance intra-classes).

- Répartition des îlots et de la surface, en hectares, du bassin versant du Né, dans chacune des 6 classes de l'indicateur composite

	Effectif	Pourcentage (%)	Surface (en ha)	Pourcentage (%)
Inférieur à -1,30	10022	28,96	11223,21	16,06
Entre -1,30 et -0,24	9234	26,68	12721,80	18,21
Entre -0,24 et 0,56	3692	10,67	9462,65	13,54
Entre 0,56 et 1,61	6326	18,28	13912,08	19,91
Entre 1,61 et 2,31	3190	9,22	17389,37	24,89
Supérieur à 2,31	2142	6,19	5156,15	7,38
Ensemble	34606	100,00	69865,26	100,00

- Représentation spatialisée de l'indicateur composite, sur le bassin versant du Né, mis en 6 classes



Description de l'IFT Herbicide dans chacune des 6 classes de l'indicateur composite

	Effectif	Moyenne	Ecart-type	Minimum	1er quartile	Médiane	3ème quartile	Maximum
Inférieur à -1,30	10022	0,83	0,00	0,83	0,83	0,83	0,83	0,83
Entre -1,30 et -0,24	9234	1,08	0,90	0,00	0,00	1,75	1,94	2,15
Entre -0,24 et 0,56	3692	1,08	0,67	0,00	0,83	0,83	1,76	2,15
Entre 0,56 et 1,61	6326	0,92	0,85	0,00	0,00	0,73	1,76	2,15
Entre 1,61 et 2,31	3190	1,02	0,93	0,00	0,00	1,75	1,91	2,15
Supérieur à 2,31	2142	0,95	0,99	0,00	0,00	0,00	2,07	2,15

Description de l'IFT Hors Herbicide dans chacune des 6 classes de l'indicateur composite

	Effectif	Moyenne	Ecart-type	Minimum	1er quartile	Médiane	3ème quartile	Maximum
Inférieur à -1,30	10022	15,37	0,00	15,37	15,37	15,37	15,37	15,37
Entre -1,30 et -0,24	9234	2,26	3,57	0,00	0,00	2,30	2,55	15,37
Entre -0,24 et 0,56	3692	8,19	6,95	0,00	1,97	2,64	15,37	15,37
Entre 0,56 et 1,61	6326	3,80	5,62	0,00	0,00	1,98	2,64	15,37
Entre 1,61 et 2,31	3190	1,70	2,86	0,00	0,00	1,63	2,30	15,37
Supérieur à 2,31	2142	0,97	1,06	0,00	0,00	0,00	1,98	2,93

Répartition, dans chacune des 6 classes de l'indicateur composite, des îlots, en fonction des 3 classes de pente

	Inférieure à 2%		Entre 2 et 5%		Supérieure à 5%		Ensemble	
	Effectif	Pourcentage (%)	Effectif	Pourcentage (%)	Effectif	Pourcentage (%)	Effectif	Pourcentage (%)
Inférieur à -1,30	1033	10,31	5421	54,09	3568	35,60	10022	100,00
Entre -1,30 et -0,24	1334	14,45	4746	51,40	3154	34,16	9234	100,00
Entre -0,24 et 0,56	709	19,20	1691	45,80	1292	34,99	3692	100,00
Entre 0,56 et 1,61	674	10,65	2424	38,32	3228	51,03	6326	100,00
Entre 1,61 et 2,31	239	7,49	1262	39,56	1689	52,95	3190	100,00
Supérieur à 2,31	541	25,26	1132	52,85	469	21,90	2142	100,00

Répartition, dans chacune des 6 classes de l'indicateur composite, des îlots, en fonction des 4 classes de distances

	Inférieure à 20 mètres		Entre 20 et 50 mètres		Entre 50 et 100 mètres		Supérieure à 100 mètres		Ensemble	
	Effectif	Pourcentage (%)	Effectif	Pourcentage (%)	Effectif	Pourcentage (%)	Effectif	Pourcentage (%)	Effectif	Pourcentage (%)
Inférieur à -1,30	0	0,00	0	0,00	0	0,00	10022	100,00	10022	100,00
Entre -1,30 et -0,24	93	1,01	60	0,65	351	3,80	8730	94,54	9234	100,00
Entre -0,24 et 0,56	1131	30,63	341	9,24	338	9,15	1882	50,98	3692	100,00
Entre 0,56 et 1,61	74	1,17	47	0,74	117	1,85	6088	96,24	6326	100,00
Entre 1,61 et 2,31	1445	45,30	391	12,26	502	15,74	852	26,71	3190	100,00
Supérieur à 2,31	1491	69,61	327	15,27	324	15,13	0	0,00	2142	100,00

Répartition, dans chacune des 6 classes de l'indicateur composite, des îlots, en fonction des 5 classes de battance

	Non Battant		Peu battant		Assez battant		Battant		Très battant		Ensemble	
	Effectif	Pourcentage (%)	Effectif	Pourcentage (%)	Effectif	Pourcentage (%)	Effectif	Pourcentage (%)	Effectif	Pourcentage (%)	Effectif	Pourcentage (%)
Inférieur à -1,30	0	0,00	10022	100,00	0	0,00	0	0,00	0	0,00	10022	100,00
Entre -1,30 et -0,24	0	0,00	9234	100,00	0	0,00	0	0,00	0	0,00	9234	100,00
Entre -0,24 et 0,56	1391	37,68	1917	51,92	179	4,85	57	1,54	148	4,01	3692	100,00
Entre 0,56 et 1,61	3972	62,79	5	0,08	436	6,89	396	6,26	1517	23,98	6326	100,00
Entre 1,61 et 2,31	2139	67,05	0	0,00	84	2,63	448	14,04	519	16,27	3190	100,00
Supérieur à 2,31	2094	97,76	0	0,00	0	0,00	35	1,63	13	0,61	2142	100,00

Répartition, dans chacune des 6 classes de l'indicateur composite, des îlots, en fonction des 3 classes d'hydromorphie

	Non hydromorphe		Faiblement hydromorphe		Hydromorphe		Ensemble	
	Effectif	Pourcentage (%)	Effectif	Pourcentage (%)	Effectif	Pourcentage (%)	Effectif	Pourcentage (%)
Inférieur à -1,30	10022	100,00	0	0,00	0	0,00	10022	100,00
Entre -1,30 et -0,24	9226	99,91	0	0,00	8	0,09	9234	100,00
Entre -0,24 et 0,56	3451	93,47	0	0,00	241	6,53	3692	100,00
Entre 0,56 et 1,61	4348	68,73	129	2,04	1849	29,23	6326	100,00
Entre 1,61 et 2,31	1840	57,68	290	9,09	1060	33,23	3190	100,00
Supérieur à 2,31	0	0,00	35	1,63	2107	98,37	2142	100,00

Répartition, dans chacune des 6 classes de l'indicateur composite, des îlots, en fonction des 2 classes de teneur en Matières Organiques

	Très faible		Faible		Ensemble	
	Effectif	Pourcentage (%)	Effectif	Pourcentage (%)	Effectif	Pourcentage (%)
Inférieur à -1,30	10022	100,00	0	0,00	10022	100,00
Entre -1,30 et -0,24	9006	97,53	228	2,47	9234	100,00
Entre -0,24 et 0,56	2051	55,55	1641	44,45	3692	100,00
Entre 0,56 et 1,61	946	14,95	5380	85,05	6326	100,00
Entre 1,61 et 2,31	384	12,04	2806	87,96	3190	100,00
Supérieur à 2,31	0	0,00	2142	100,00	2142	100,00

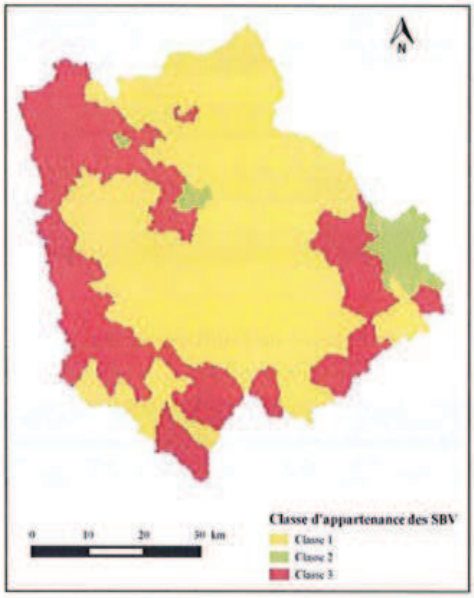
Annexe X. : Analyse descriptive du scénario de référence modélisé sur le BAC Coulonge (SREF3)

Source : Rapport final du projet Modchar2, Vernier et al, 2016.

- **Espace agricole et non agricole**

Répartition de la surface de la zone d'étude en fonction des espaces agricoles et non agricoles

	Surface (en ha)	Pourcentage (%)
Espace agricole	251476,80	68,55
Espace non agricole	115387,10	31,45
Ensemble	366863,90	100,00



Représentation des 106 sous-bassins versants de la zone d'étude en fonction de leur classe d'appartenance issue d'une CAH réalisée à partir de l'analyse croisée entre les SBV et la variable résumant les espaces agricoles et non agricoles.

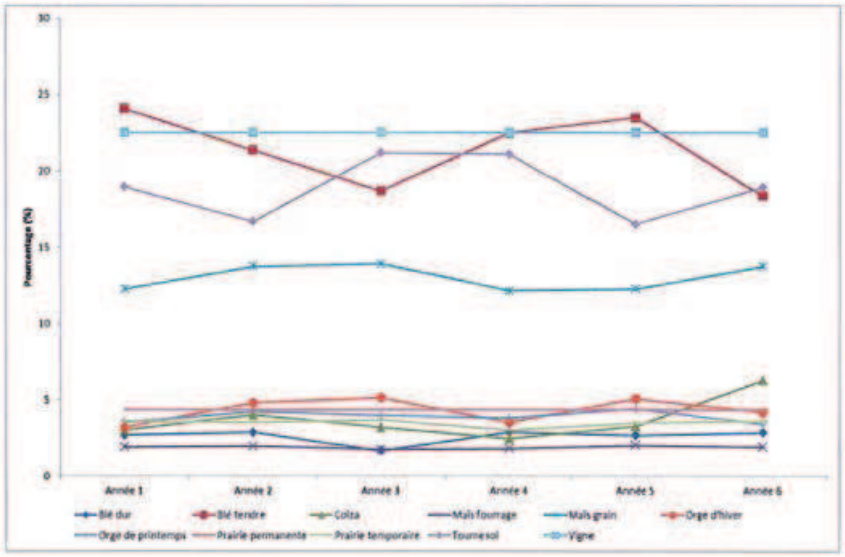
- La classe 1 correspond à des sous-bassins versants se localisant principalement en espaces agricoles (78% de la surface en espace agricole)
- La classe 2 correspond aux sous-bassins les moins agricoles (76% de la surface en espace non agricoles

- La classe 3 correspond à des sous-bassins versants à occupation du sol plus équilibrée (57% d'espaces non agricoles et 43% en espace non agricole)

	Agricole		Non agricole		Ensemble	
	Surface (en ha)	Pourcentage (%)	Surface (en ha)	Pourcentage (%)	Surface (en ha)	Pourcentage (%)
Doucins sableux	1555,91	44,99	1902,40	55,01	3458,31	100,00
Groies marneuses	62826,27	75,99	19854,04	24,01	82680,31	100,00
Groies superficielles	25495,24	58,45	18120,82	41,55	43616,07	100,00
Sols battants des plateaux limoneux	27817,40	47,30	30987,23	52,70	58804,63	100,00
Terres de champagne profondes	70729,41	83,68	13793,75	16,32	84523,16	100,00
Terres de champagne superficielles	28298,07	76,57	8658,08	23,43	36956,15	100,00
Terres de Pays Bas	19650,64	77,88	5581,91	22,12	25232,55	100,00
Vallées, marais et terrasses	15046,23	59,45	10264,47	40,55	25310,70	100,00
Urbain	0,00	0,00	6281,93	100,00	6281,93	100,00
Ensemble	251419,18	68,53	115444,64	31,47	366863,81	100,00

Répartition, pour chaque type de sol, de la surface agricole et non agricole

- **Analyse des successions culturales résultant de la typologie rotation/type de sol et de la spatialisation à l'échelle des ilots**

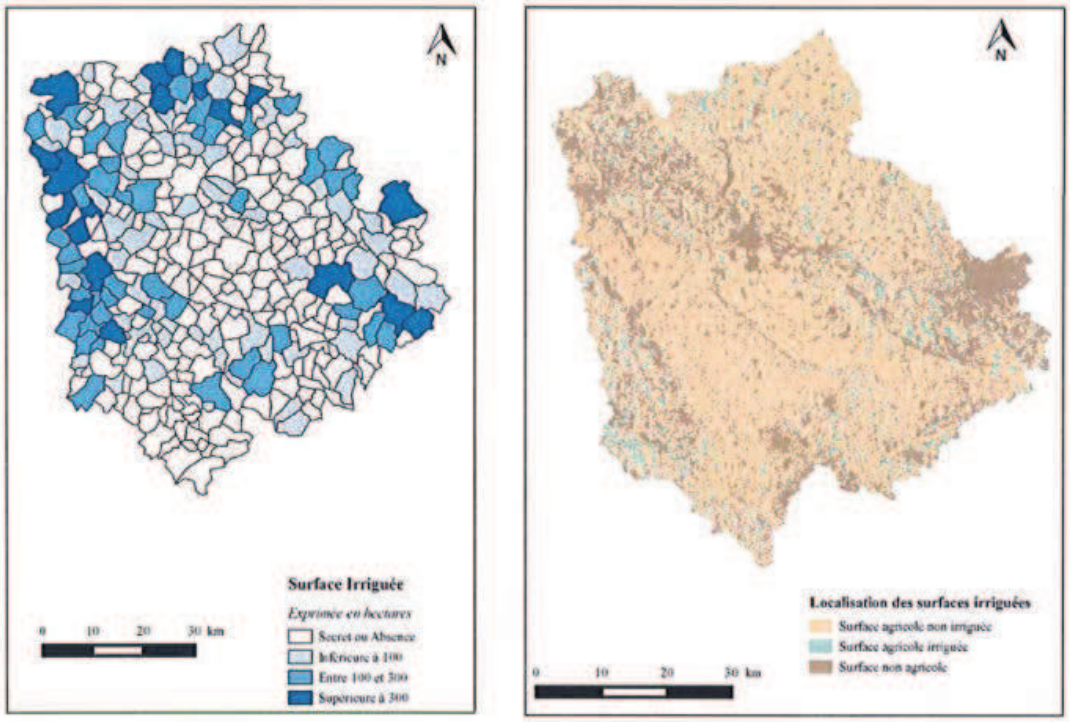


Evolution de la répartition de la Surface Agricole Utile (SAU) sur les 6 années de modélisation pour les grandes catégories de cultures en fonction de l'attribution des rotations aux ilots.

Répartition de la surface de la zone d'étude en fonction des différentes rotations-types

	Rotation	Ensemble de la zone		SAU	
		Surface (en ha)	Pourcentage (%)	Surface (en ha)	Pourcentage (%)
Espace non agricole	Zone forestière	45685,12	12,45		
	Zone végétalisée	4343,52	1,18		
	Zone en friche	49096,31	13,38		
	Zone en eau	140,60	0,04		
	Zone humide	144,44	0,04		
	Zone urbaine	15573,82	4,25		
	Zone en espace vert	403,24	0,11		
Espace agricole	MF	3462,85	0,94	3462,85	1,38
	MG MG BT T	1997,76	0,54	1997,76	0,79
	MG MG MG BT	1053,27	0,29	1053,27	0,42
	MG MG MG T	787,91	0,21	787,91	0,31
	MG MG T BD	17652,06	4,81	17652,06	7,02
	MG MG T BT	838,90	0,23	838,90	0,33
	MGI	15680,00	4,27	15680,00	6,24
	MGI BDI	294,07	0,08	294,07	0,12
	MGI BTI	2032,20	0,55	2032,20	0,81
	MGI MGI MGI BDI	283,25	0,08	283,25	0,11
	MGI MGI MGI BTI	3814,45	1,04	3814,45	1,52
	MGI MGI MGI OPI	289,08	0,08	289,08	0,11
	MGI TI BTI BTI	629,77	0,17	629,77	0,25
	PP	10954,16	2,99	10954,16	4,36
	PT PT PT BT	6343,63	1,73	6343,63	2,52
	PT PT PT MF MF	1355,44	0,37	1355,44	0,54
	PT PT PT PT BT	167,66	0,05	167,66	0,07
	PT PT PT PT MF	3617,58	0,99	3617,58	1,44
	T BD BT	285,99	0,08	285,99	0,11
	T BD T OP	6365,70	1,74	6365,70	2,53
	T BT	23363,94	6,37	23363,94	9,29
	T BT BT	4647,80	1,27	4647,80	1,85
	T BT C BT	20951,17	5,71	20951,17	8,33
	T BT OH	17049,76	4,65	17049,76	6,78
	T BT OP	24911,25	6,79	24911,25	9,91
	T BT T MG	3146,89	0,86	3146,89	1,25
	T BT T OH	7530,67	2,05	7530,67	2,99
	C BT BT	4706,89	1,28	4706,89	1,87
	C BT OH T BT OH	10681,31	2,91	10681,31	4,25

En confrontant la carte des surfaces irriguées du RA 2010 au niveau communale à la carte de localisation des îlots avec des cultures irriguées, nous trouvons une spatialisation proche. En effet, nous retrouvons bien les mêmes zones avec de l'irrigation (Ouest, Sud-Est de la zone). Cependant, quelques différences apparaissent dans le Nord de la zone. Une hypothèse qui peut être avancée est le fait que le Recensement Agricole se base sur le siège de l'exploitation et que l'irrigation pour ces exploitations se fait hors de notre zone d'étude.



Représentation des surfaces irriguées, issues du RA 2010, par communes, à gauche, et localisation des surfaces irriguées issues de la modélisation, à droite

Répartition de la surface agricole (SAU) en fonction des grands types de rotations dites agricoles et en distinguant les cultures irriguées des non irriguées

Rotation	Surface (en ha)	Pourcentage (%)	Rotation	Surface (en ha)	Pourcentage (%)
Rotation à base de maïs	48815,57	19,41	Rotation à base de maïs non irrigué	25792,76	10,26
			Rotation à base de maïs irrigué	23022,81	9,16
Rotation à base de blé et de tournesol	123641,38	49,17	Rotation à base de blé et de tournesol	123641,38	49,17
Vigne	56581,32	22,50	Vigne	56581,32	22,50
Rotation à base de prairie temporaire	11484,31	4,57	Rotation à base de prairie temporaire	11484,31	4,57
Prairie Permanente	10954,16	4,36	Prairie Permanente	10954,16	4,36
Ensemble	251476,76	100,00	Ensemble	251476,76	100,00

		IFT TOTAL				IFT HERBICIDE				IFT HORS HERBICIDE		
	Rotations ...	Moyenne	Ecart-type	Max	Min	Moyenne	Ecart-type	Max	Min	Moyenne	Ecart-type	Max
... à base de colza	C BT BT	5,07	0,00	2,22	0,00	2,22	2,22	2,85	0,00	2,85	2,85	1,41
	C BT OH PO BD T BT	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00
	C BT OH PO BT T BT	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00
	C BT OH T BT OH	2,16	3,05	1,11	1,56	2,21	0,00	1,05	1,49	2,10	0,00	0,53
	C BT T BT OP	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00
... à base de prairies	PP	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00
	PT PT PT BT	0,84	0,00	0,39	0,00	0,39	0,39	0,45	0,00	0,45	0,45	0,34
	PT PT PT MF MF	1,09	0,00	0,72	0,00	0,72	0,72	0,38	0,00	0,38	0,38	0,00
	PT PT PT PT BT	0,35	0,49	0,16	0,23	0,32	0,00	0,19	0,27	0,38	0,00	0,14
	PT PT PT PT MF	0,25	0,36	0,16	0,23	0,33	0,00	0,09	0,12	0,17	0,00	0,00
... à base de tournesol	T BD BT	3,45	0,00	2,08	0,00	2,08	2,08	1,37	0,00	1,37	1,37	1,00
	T BD BT T BT OP	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00
	T BD T OP	2,87	0,00	2,04	0,00	2,04	2,04	0,83	0,00	0,83	0,83	0,56
	T BT BT	3,62	0,00	2,21	0,00	2,21	2,21	1,41	0,00	1,41	1,41	1,00
	T BT C BT	4,54	0,00	2,21	0,00	2,21	2,21	2,33	0,00	2,33	2,33	1,10
	T BT OH	3,59	0,00	2,21	0,00	2,21	2,21	1,38	0,00	1,38	1,38	0,85
	T BT OH MG BT	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00
	T BT OP	3,08	0,00	2,04	0,00	2,04	2,04	1,04	0,00	1,04	1,04	0,72
	T BT OP MG BT	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00
	T BT PO TR	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00
	T BT T BT	3,20	0,00	2,09	0,00	2,09	2,09	1,11	0,00	1,11	1,11	0,75
	T BT T MG	2,98	0,00	2,15	0,00	2,15	2,15	0,83	0,00	0,83	0,83	0,45
	T BT T OH	3,19	0,00	2,09	0,00	2,09	2,09	1,09	0,00	1,09	1,09	0,65
... à base de maïs	MF	2,60	0,00	1,70	0,00	1,70	1,70	0,90	0,00	0,90	0,90	0,00
	MF ME BT	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00
	MG MG BT T	3,16	0,00	2,34	0,00	2,34	2,34	0,81	0,00	0,81	0,81	0,36
	MG MG MG BT	1,69	2,39	1,23	1,74	2,46	0,00	0,46	0,65	0,92	0,00	0,19
	MG MG MG T	3,04	0,00	2,56	0,00	2,56	2,56	0,48	0,00	0,48	0,48	0,00
	MG MG T BD	1,57	2,22	1,17	1,65	2,33	0,00	0,41	0,58	0,81	0,00	0,19
	MG MG T BT	1,60	2,26	1,16	1,65	2,33	0,00	0,43	0,61	0,87	0,00	0,19
	MG T TR MG SO BT	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00
	MGI	2,61	0,00	2,04	0,00	2,04	2,04	0,57	0,00	0,57	0,57	0,00
	MGI BDI	3,97	0,00	2,50	0,00	2,50	2,50	1,47	0,00	1,47	1,47	1,00
	MGI BTI MGI BTI	3,82	0,00	2,22	0,00	2,22	2,22	1,60	0,00	1,60	1,60	0,97
	MGI MGI MGI BDI	3,28	0,00	2,31	0,00	2,31	2,31	0,97	0,00	0,97	0,97	0,45
	MGI MGI MGI BTI	3,12	0,00	2,12	0,00	2,12	2,12	1,00	0,00	1,00	1,00	0,45
	MGI MGI MGI OPI	2,84	0,00	2,19	0,00	2,19	2,19	0,65	0,00	0,65	0,65	0,16
	MGI MGI OHI POI BDI	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00
	MGI MGI OHI POI BDI BTI	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00
	MGI MGI OHI POI BTI	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00
	MGI MGI OHI TI BDI	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00
	MGI MGI OHI TI BTI	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00
	MGI MGI SOI BDI TI BTI	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00
	MGI TI BTI BTI	3,68	0,00	2,05	0,00	2,05	2,05	1,63	0,00	1,63	1,63	1,06
... à base de luzerne	LU LU LU BT C BT OH T	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00
	LU LU LU BT TR T PO BT	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00
	LU LU LU BT MG PO OH	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00
	LU LU LU BT MG TR T OH	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00
... à base de triticale	BT MG TR T OH PO	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00
	BT MGI TR T OH SOI	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00
	BT TR PO BT T	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00
	BT TR T OH PO	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00
	BT TR T TR PO	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00
	TF BT TR T TR PO BT	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00
	V	9,13	9,32	0,42	0,73	1,26	0,00	8,71	8,68	17,37	0,00	6,75

Valeurs moyennes des indicateurs IFT calculés à l'échelle de l'ilot pour les différents types de rotations

			Unité	Moyenne	Ecart-type	Minimum	1er quartile	Médiane	3ème quartile	Maximum
SUR LA SAU DES GRANDES CULTURES	IFT	Total vert	Sans Unité	3,00	0,38	1,01	2,81	3,03	3,22	3,84
		Total		3,00	0,38	1,01	2,81	3,03	3,22	3,84
		Herbicide		1,86	0,23	0,59	1,78	1,92	2,00	2,15
		Hors Herbicide		1,14	0,22	0,42	0,99	1,12	1,28	1,76
		Fongicide		0,60	0,12	0,26	0,52	0,59	0,68	0,91
		Insecticide		0,38	0,08	0,11	0,32	0,37	0,42	0,65
		Vert		0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00
	PREMA	Glyphosate	g/ha	307,06	92,48	94,05	245,79	292,92	366,77	498,58
		S-metolachlore		432,91	99,57	151,33	377,58	424,39	497,15	716,86
		Isoproturon		165,81	68,86	20,04	119,80	155,15	213,18	319,90
		Mancozebe		0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00
		2-4-MCPA		61,57	46,78	0,00	26,91	44,64	95,86	175,79
		Diflufenicanil		12,52	3,73	2,62	10,07	12,75	15,14	19,84
		Metaldehyde		23,52	4,32	4,85	20,93	22,73	25,83	44,76
		Aclonifen		421,02	77,17	55,13	398,46	430,13	467,53	541,62
		Clorpyriphos-ethyl		2,29	1,43	0,00	1,31	2,16	3,15	7,26
		Tebuconazole		6,30	10,35	0,00	0,00	0,01	8,86	47,44
	AZOTE		unité d'azote/ha	142,72	7,73	123,67	137,66	143,65	147,62	170,67

Valeurs moyennes des indicateurs agrégés à l'échelle du sous-bassin (SAU grandes cultures) pour le scénario de référence

			Unité	Moyenne	Ecart-type	Minimum	1er quartile	Médiane	3ème quartile	Maximum
SUR LA SAU VIGNES	IFT	Total vert	Sans Unité	18,91	0,92	11,58	19,06	19,11	19,11	19,11
		Total		18,37	1,21	8,75	18,56	18,63	18,63	18,63
		Herbicide		1,23	0,15	0,00	1,25	1,26	1,26	1,26
		Hors Herbicide		17,15	1,05	8,75	17,31	17,37	17,37	17,37
		Fongicide		13,77	0,94	6,28	13,92	13,97	13,97	13,97
		Insecticide		3,38	0,11	2,47	3,39	3,40	3,40	3,40
		Vert		0,54	0,29	0,48	0,48	0,48	0,50	2,84
	PREMA	Glyphosate	g/ha	1136,46	142,68	0,00	1158,79	1166,40	1166,40	1166,40
		S-metolachlore		0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00
		Isoproturon		0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00
		Mancozebe		3157,81	396,45	0,00	3219,87	3241,00	3241,00	3241,00
		2-4-MCPA		0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00
		Diflufenicanil		0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00
		Metaldehyde		0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00
		Aclonifen		0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00
		Clorpyriphos-ethyl		292,30	36,70	0,00	298,04	300,00	300,00	300,00
		Tebuconazole		97,43	12,23	0,00	99,35	100,00	100,00	100,00
	AZOTE		unité d'azote/ha	48,72	6,12	0,00	49,67	50,00	50,00	50,00

Valeurs moyennes des indicateurs agrégés à l'échelle du sous-bassin (SAU vignes) pour le scénario de référence

Annexe XI. : Présentation du langage UML

I Diagramme des Cas d'utilisation

Au cours de la conception d'un système, le Diagramme des Cas d'Utilisation est l'un des premiers à établir car il permet en premier lieu de délimiter le système et donc sa portée. C'est aussi un outil de recensement et de description des cas d'utilisation du système qui va concrétiser le comportement du système du point de vue de l'utilisateur. Il permet d'inventorier et de montrer les acteurs interférant avec le système ainsi que leurs relations avec les cas d'utilisation du système. Dans l'exemple de la Figure 1, le système à modéliser est celui d'une Montre. La conception de cette montre devra se concentrer sur deux cas d'utilisation : affichage de l'heure et le réglage de la montre. Pour réaliser ce dernier cas, il faut selon ce modèle effectuer deux autres cas : le réglage des heures et celui des minutes. Dans ce système, l'utilisateur est externe au système Montre.

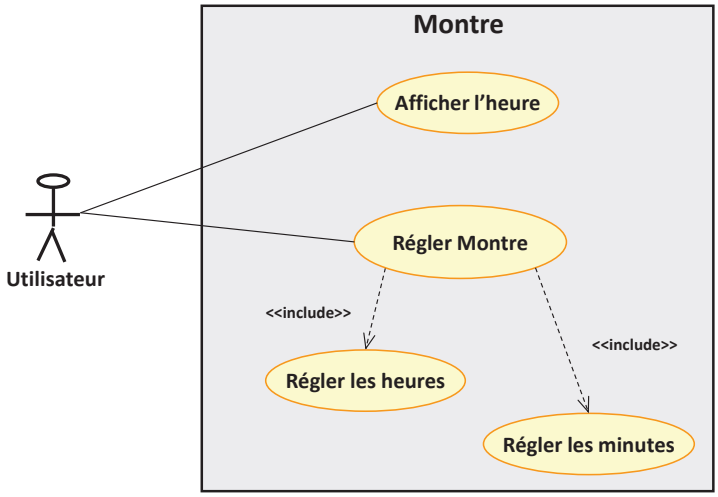


Figure 1 : Exemple de Diagramme de Cas d'Utilisation (source : documentation Objecteering)

Le cas d'utilisation concerne plus les interactions entre acteurs et système, dans mon cas je souhaitais surtout modéliser les flux d'information entre acteurs. C'est pourquoi j'ai choisi une autre solution.

II Diagramme de Classes

Le Diagramme de Classes est le plus utilisé des diagrammes car il permet de décrire la structure statique du système en capturant tous les concepts composant le système et en particulier les concepts

métiers. Il saisit aussi les correspondances entre concepts métiers au travers de relations. Il met en œuvre principalement le concept UML de Classe mais il permet d'expliciter les relations existant entre ces classes. La description inclut non seulement les propriétés et les comportements des objets modélisés. C'est un diagramme très complet qui est exploité par les générateurs de code pour générer à partir d'un même modèle le code Java, C ou C++, SQL, etc. de l'application. La Figure 2 montre un exemple simple de diagramme de classe.

Figure 2 : Exemple de Diagramme de Classe (source : documentation Objecteering)

III DIAGRAMME D'OBJETS

Un Diagramme d'Objets représente une instance particulière d'un diagramme de classe Ainsi, un diagramme de classe peut donner lieu à plusieurs diagrammes d'objets. Un diagramme d'objet modélise les instances des objets participant à l'organisation structurelle d'un concept et montre les relations existant entre ces instances. Il *donne* une vue statique du système à un instant donné. Effectivement, certains objets sont créés au cours du fonctionnement de l'application afin de permettre la réalisation d'une fonctionnalité et peuvent ensuite disparaître. Parfois, il est utilisé pour montrer l'état d'un système avant ou après une interaction. Dans l'exemple de la Figure 3, l'instance VS de la classe Utilisateur représente un individu dont le nom est « Vincent » alors que l'instance Rolex de la classe Montre indique le modèle de montre « Explorer II » et le numéro de fabrication « 74 581 ». Ces deux instances sont des objets uniques.

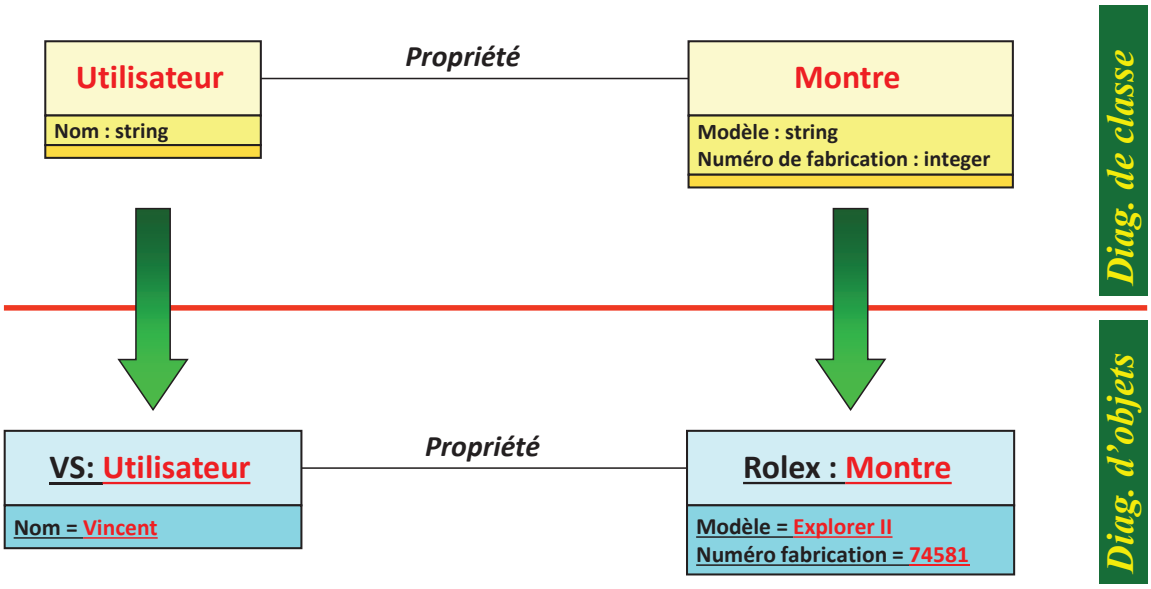


Figure 3 : Exemple de Diagramme d'Objets (source : documentation Objecteering)

IV CONCEPTS UML DE CLASSE, D'ATTRIBUT ET D'OPERATION[1]

Une **classe** représente une collection d'objets qui a des propriétés et des comportements communs. Les propriétés sont réifiées par le concept UML d'**attribut** et les comportements par le concept UML d'**opération**. Toute classe possède un nom (par exemple, matière active, cf. Figure 4). L'ensemble des matières actives est représenté par cette classe. Les attributs ont un type : entier, réel, chaîne de caractères, etc. Dans l'exemple de la Figure 84, la classe Matière Active a comme attributs la famille chimique de celle-ci, sa solubilité, etc. Par exemple, le glyphosate, herbicide connu, serait une instance de la classe matière active. Cette classe modélise donc autant d'instances que de matière active existant sur le marché.

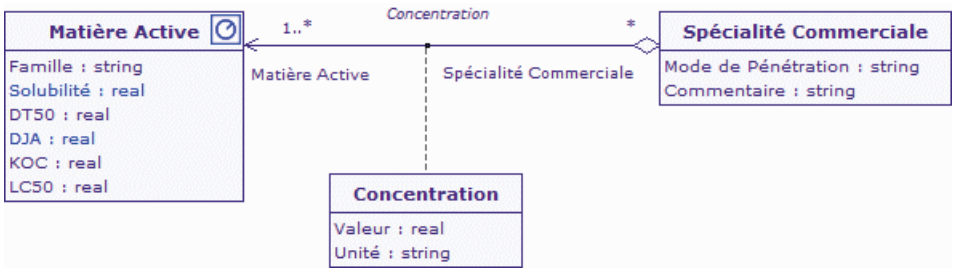


Figure 4 : Modèle de classes en UML (modèle SIE pesticides, module pratiques agricoles)

[1] Le concept UML d'Opération n'a pas été utilisé dans les modèles.

4.1.1.1 Relations d'Association, Agrégation et Composition

Pour décrire les relations entre collections d'objets (classes), le langage UML propose quatre types de relation de nature différente : les relations d'association, d'agrégation et de composition qui sont proches et la relation de spécialisation/généralisation. Les trois premières permettent de décrire le lien thématique existant entre les deux collections d'objets. Dans la Figure 84, le lien thématique représenté par la relation entre les deux classes Matière Active et Spécialité Commerciale est la Concentration. La relation d'association (sans losange aux extrémités) est la relation la plus simple. Elle porte un nom, Concentration sur cette figure. En plus, UML permet d'une part, de préciser aux extrémités le rôle joué par chacune des classes par rapport à la relation et, d'autre part, la cardinalité du nombre d'objet dans chacune des collections. La classe Matière Active joue le rôle de Matière Active pour la relation Concentration et la cardinalité 1..* indique qu'il y a au moins une matière active dans une spécialité commerciale. La cardinalité * (sous-entendu 0..*) pour le rôle Spécialité Commerciale signifie qu'une matière active peut être un composant à plusieurs spécialités commerciales. Entre outre, une matière active pourrait exister sans être un composant d'une Spécialité Commerciale.

Les relations d'agrégation et de composition (respectivement losange évidé ou losange plein) ajoutent une information supplémentaire qui est l'existence d'une composition entre les deux collections d'objets. En Figure 84, la relation d'agrégation (losange évidé) indique que la Spécialité Commerciale (élément composite) est composée de matières actives (élément composant), ce qui correspond bien à la réalité. La différence entre relations d'agrégation et de composition est que, pour une relation de composition, la destruction informatique d'un composite entraîne la destruction de tous ses composants. Ce mécanisme n'est pas approprié pour l'exemple de la Figure 84 d'où l'utilisation de la relation d'agrégation qui elle n'entraîne pas la destruction des objets. La relation d'agrégation est une relation de composition dite « faible » alors que celle de composition est dite « forte ».

Le langage UML dispose du concept de **classe association** pour préciser des propriétés qui n'appartiennent à aucune des collections d'objets mais à la relation elle-même. En Figure 84, la concentration n'est pas une caractéristique ni d'une spécialité commerciale ni d'une matière active. Par exemple, le glyphosate n'a pas une concentration unique dans les différentes spécialités commerciales. La concentration est bien une propriété de la relation Concentration. De ce fait, la classe « Concentration » est portée par la relation entre spécialité commerciale et matière active, car c'est la connaissance des deux qui permet de déterminer une concentration de la matière active dans le produit.

4.1.1.2 Relation de Spécialisation / Généralisation

La relation de Spécialisation permet d'exprimer le fait qu'une collection d'objets est un sous-ensemble d'une autre collection d'objets ayant un niveau supérieur d'abstraction. La première est souvent qualifiée de fille et la seconde de mère. La classe fille possède souvent des propriétés supplémentaires et hérite de celles de ses classes mères (multi-héritage). La relation de Généralisation décrit le mécanisme inverse. Dans l'exemple Figure 5, la mise en place de la culture, l'irrigation, l'épandage de fertilisants, la protection phytosanitaire et la récolte sont des types particuliers d'intervention.

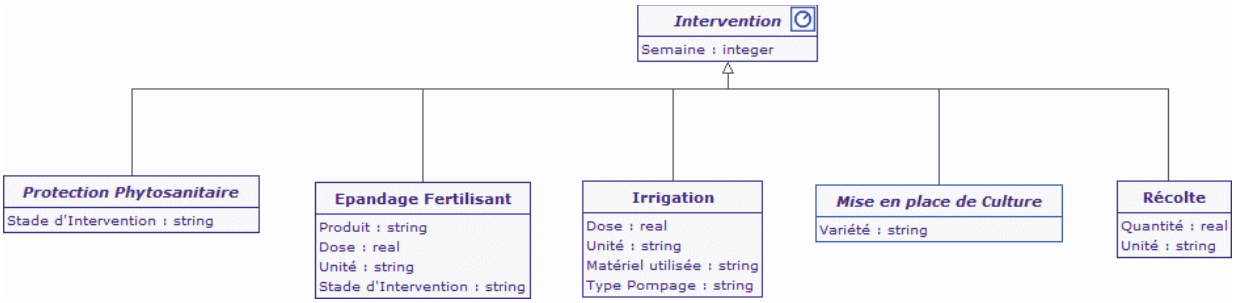


Figure 5 : Exemple de relation d'héritage (modèle SIE pesticides, module pratiques agricoles)

4.1.1.3 Langage pictogrammique : le concept UML de Stéréotype

Dans les Figures 84 et 85 un langage pictogrammique a été utilisé pour insister sur l'importance des propriétés temporelles (date où l'intervention est réalisée par exemple). Ces pictogrammes sont ajoutés aux classes via un Stéréotype qui est le concept UML dédié. En sus de l'aspect « communication » introduit par le langage pictogrammique, l'avantage est que cette information supplémentaire peut être exploitée par des profils UML pour enrichir le modèle (Miralles, 2006, 2016) ou effectuer des transformations majeures. Le langage pictogrammique introduit d'une part, les primitives temporelles *Instant* et *Période* et, d'autre part, les primitives spatiales, *Point, Ligne et Polygone*. En outre, ce langage propose des combinaisons entre ces primitives pour affiner l'analyse.

Le langage pictogrammique proposé par Bédard et al (1996, 2008, 2013) a été enrichi afin d'accroître sa capacité d'expression aux composantes spatiales et temporelles floues. Des travaux ont été réalisés au sein de l'atelier de génie logiciel Objecteering par l'UMR Tetis (Miralles, 2006, 2016; Miralles et al, 2010) pour implémenter ce langage pictogrammique et rendre accessibles de nouvelles fonctionnalités aux utilisateurs de l'atelier. Ces informations spatiales et temporelles sont exploitées pour enrichir le modèle de patrons de conception SIG réifiant les concepts spatiaux *Point*, *Ligne* et *Polygone* et les concepts temporels *Instant* et *Période*.

Le profil UML ainsi rendu disponible est doté d'une transformation de modèle créant des relations d'association entre le concept thématique et les concepts spatiaux et temporels correspondant aux pictogrammes. Enfin, une dernière transformation de modèle génère le modèle d'implémentation SQL, modèle qui est exploité par le générateur de code SQLDesigner d'Objecteering pour produire le code SQL de création de la base de données spatiales.

Ce profil UML a été mis en œuvre dans plusieurs projets de recherche auxquels j'ai contribué (SIE pesticides, IEPAP) ou que j'ai coordonnés (Eccoter, Modchar).

Pour donner un exemple concret, doté de ce profil, un pictogramme *Polygone* permettra à l'îlot agricole d'hériter automatiquement des opérations *Périmètre()* et *Surface()*, qui sont propres aux polygones dans un système d'information géographique.

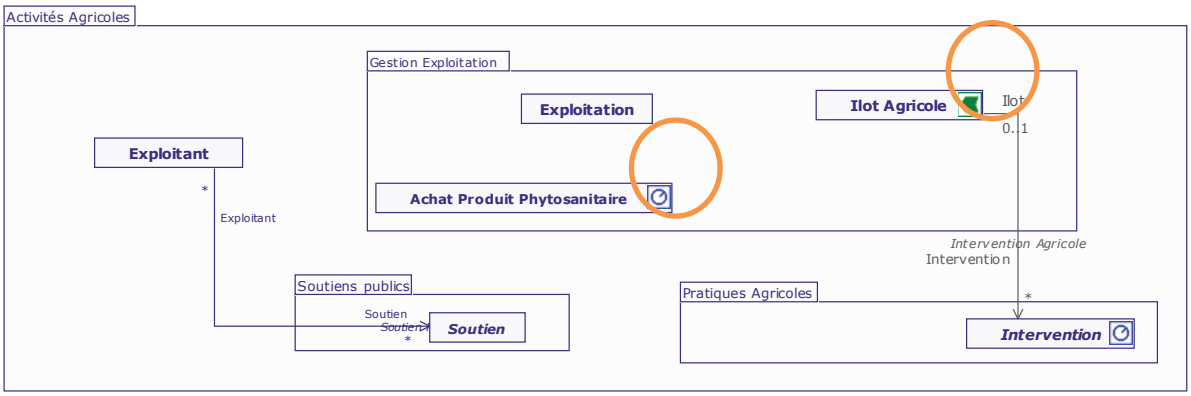


Figure 6 : Formalisme utilisé pour les composantes temporelles et spatiales dans le modèle SIE Pesticides

Le langage pictogramme facilite la communication entre le concepteur et les acteurs car il indique au lecteur du modèle la nature de l'information spatiale et temporelle. Dans l'exemple présenté en figure (Figure 6) qui est tiré du modèle SIE pesticides, l'îlot agricole est de nature *Polygone* (pictogramme vert) et l'achat de produit phytosanitaire est effectué à un *Instant* (pictogramme bleu) donné.

Annexe XII. : Publications pendant la thèse

Trois articles sur les travaux de thèse :

1 - *Vernier, F., Miralles, A., Pinet, F., Carluer, N., Gouy, V., Molla, G., Petit, K., 2013. EIS Pesticides: An environmental information system to characterize agricultural activities and calculate agro-environmental indicators at embedded watershed scales. Agricultural Systems 122, 11-21.*

2 – *Vernier, F., Leccia Phelpin, O., Lescot, J.M., Minette, S., Miralles, A., Barberis, D., Scordia, C., Kuentz Simonet, V., Tonneau, J.P., 2017. Integrated modeling of agricultural scenarios (IMAS) to support pesticide action plans: the case of the Coulonge drinking water catchment area (SW France). Environmental Science and Pollution Research 24, 6923-6950.*

3 – *Vernier, F., Miralles,A., Tonneau, J.P., 2017.* Vers *un observatoire des milieux et des pratiques agricoles : Un système d'information multi-échelles fondé sur l'expérience du bassin versant de la Charente. Revue internationale de la géomatique 4 (en cours de publication)*

Autres publications :

Vernier, F., Espalieu, D., 2013. Modélisation intégrée de scénarios d'évolution de l'agriculture pour l'aide à la décision publique : aplication à des zones à enjeux "eau" dans le bassin de la Charente, Séminaire Poll'diff eau, 18/09/2013 - 19/09/2013, Paris, FRA, p. 1.

Vernier, F., Miralles, A., 2013. Un système d'information environnemental dédié "pesticides", Les "observatoires agri-environnementaux" au service des territoires, 12/12/2013 - 12/12/2013, Reims, FRA, p. 13.

Vernier, F., Galichet, B., Leccia, O. - 2013. MODCHAR : Définition de scénarios d'évolution des pratiques agricoles et modélisation des impacts des pressions agricoles (pollution diffuse) dans le bassin versant de la Charente : étude exploratoire pour l'Agence de l'Eau Adour-Garonne (2012) Rapport scientifique :. 105 p.

Vernier, F., Leccia, O., Galichet, B., Kuentz, V., Petit, K., Scordia, C., Minette, S., Papin, F., Rethoret, H., Paulet, S., Espalieu, D., 2013. Une méthode de modélisation intégrée de scénarios d'évolution de l'agriculture pour l'aide à la décision publique : application à une zone à enjeu « pesticides» dans le bassin de la Charente, 43ème congrès du groupe français des pesticides, 29/05/2013 - 31/05/2013, Albi, FRA, p. 2.

Vernier, F., Leccia, O., Lescot, J.M., Minette, S., Kuentz, V., Scordia, C., Tinland, K., Rousset, S., Guichard, L., 2014. ECCOTER : Les mesures agroenvironnementales à enjeu «eau/pesticides» : évaluation environnementale et économique de l'impact de modifications des pratiques agricoles par modélisation intégrée à partir de scénarios d'évolution. Programme évaluation et réduction des risques liés à l'utilisation des pesticides APR 2009 : rapport scientifique final 2014, in: Vernier, F., Rousset, S. (Eds.), p. 50.

Vernier, F., Rousset, S., Guichard, L., Kentz Simonet, V., Leccia, O., Lescot, J.M., Minette, S., Petit, K., Scordia, C., Tinland, K., 2014. Rapport scientifique final du volet 3 du projet MAEVEAU : Évaluation organisationnelle des Mesures agro-environnementales territorialisées à enjeu qualité des eaux pour contribuer à une démarche d'évaluation intégrée, p. 56.

Vernier, F., Rousset, S., 2014. ECCOTER : évaluation environnementale et économique de l'impact de modifications de pratiques agricoles (MAET) par modélisation intégrée ; Séminaire Angers, FRA, p. 15.

Vernier, F., Tinland, K., Minette, S., 2014. Production d'une cartographie des types de sols simplifiés dans le bassin de la Charente, p. 5.

Vernier, F., Leccia, O., Lescot, J.M., 2015. L'évaluation intégrée pour la gestion des aires de captage d'eau potable sujettes à la pollution par les pesticides, 45ème congrès du Groupe Français des Pesticides, 27/05/2015 - 29/05/2016, Versailles, FRA, p. 24.

Vernier, F., Miralles, A., Molla, G., Lescot, J.M., Leccia, O., Tonneau, J.P., 2015. Organizing the infomation for the management of protected areas at embedded scales: an approach by scenario using data warehousing, Land Use and Water Quality 2015, 21/09/2015 - 24/09/2015, Vienna, AUT, p. 16.

Vernier, F., Miralles, A., Molla, G., Minette, S., Tonneau, J.P., 2015. Analyser l'impact des pratiques agricoles sur un territoire pour la reconquête de la qualité des eaux : vers un observatoire en agro-environnement ? Quelques réflexions à partir de travaux réalisés dans le bassin de la Charente (SO France), Congrès INFORSID 2015 atelier Autour du concept d'observatoire en environnement, 26/05/2015 - 29/05/2015, Biarritz, FRA, pp. 19-32.

VERNIER F., ; MIRALLES A., ; MOLLA G., ; LESCOT J.M., ; LECCIA O., ; TONNEAU JP. 2015 Organizing information for the management of protected areas at embedded scales: an approach by scenario using data warehousing, in Volume of abstracts p 51 –Land Use and Water Quality (LUWQ) International Conference - Wien 21-24 Sept 2015.

Vernier, F., Miralles, A., Tonneau, J.P., 2015. Modélisation de réseau d'acteurs pour un appui aux actions « eau-pesticide » à l'aide d'UML, JDEV 2015, 30/06/2016 - 03/07/2016, Bordeaux, FRA, p. 1.

Vernier, F., Leccia, O., Lescot, J.M., Minette, S., Miralles, A., Gouraud, J., Petit, K., Pryet, A., 2016. Rapport de recherche du projet MODCHAR2 : « Modélisation des pressions agricoles et de leur impact » Evaluation environnementale et économique de scénarios agricoles par modélisation intégrée (IMAS) dans le bassin versant de la Charente. Irstea, p. 262.

Vernier, F., Miralles, A., Tonneau, J.P., 2016. Qualifying agriculture in areas affected by pesticide water pollution: an information system to help water managers in designing and monitoring agro-environmental action plans, ;, Toulouse, FRA, p. 17.

Vernier F, Leccia O, Lescot Jm, 2015. « L'évaluation intégrée pour la gestion des aires de captage d'eau potable sujettes à la pollution par les pesticides » Congrès Groupe français des pesticides. Mai 2015.

Vernier F, 2015."Characterising agricultural activities in areas affected by serious water pollution: What is the best information system for public action?" Journées doctorales d'ABIES, Avril 2015.

Barrault, J., Barthélémy, C., Bélis Bergouignan, M.C., Bougherara, D., Brochot, S., Guichard, L., Langlais, A., Michelin, Y., Montginoul, M., Nicourt, C., Salles, D., Sutan, A., Teil, G., Valantin Morison, M., Vernier, F., Vigouroux, R., Vindimian, E., Charbonnier, E., Ronceux, A., Carpentier, A.S., Soubelet, H., Barriuso, E. (ed.) - 2015. Accompagnement des acteurs pour réduire les risques liés aux pesticides : part. 4 . Pesticides : des impacts aux changements de pratiques; Charbonnier, E., Ronceux, A., Carpentier, A.S., Soubelet, H., Barriuso, E. (ed.), Éditions Quæ, Versailles, p. 283-380

Alencastro, L.P., Andrieux, P., Bedos, C., Benoit, P., Briand, O., Brunet, Y., Carluer, N., Cattan, P., Chevreuil, M., Coquet, Y., Delmas, F., Gouy, V., Mellouki, W., Réal, B., Vernier, F., Charbonnier, E., Ronceux, A., Carpentier, A.S., Soubelet, H., Barriuso, E. (ed.) - 2015. Transferts de pesticides et réduction de la contamination de l'environnement : part. 1 . Pesticides : des impacts aux changements de pratiques;. Charbonnier, E., Ronceux, A., Carpentier, A.S., Soubelet, H., Barriuso, E. (ed.), Éditions Quæ, Versailles, p. 11-96

Barriuso, E., Carpentier, A.S., Charbonnier, E., Soubelet, H., De Alencastro, F., Billy, C., Bouchez, A., Caquet, T., Carluer, N., Devillers, J., Domange, N., Gouy, V., Le Grusse, P., Masfaraud, J.F., Péry, A., Poulsen, V., Stachowski Haberkorn, S., Vernier, F., Vigouroux, R., Vindimian, E., Yébakima, A. - 2015. Évaluation des risques liés aux pesticides pour les écosystèmes aquatiques : recommandations issues du programme de recherche « Pesticides ». Commissariat général au développement durable, La Défense, Le point sur n°218. 6 p.

Banos V, Gassiat A, Girard S, Gueringer A, Hautdidier B, Houdart M, Le Floch S, Vernier F 2016 L'écologisation, nouveau registre de légitimation ou mise à l'épreuve de l'ordre territorial ? - 3e colloque international du CIST, Grenoble, 17-18 mars 2016

Leccia, O., Vernier, F., Bordenave, P. - 2015. « Assessing the effectiveness of Best Management Practices with the SWAT-GENLU modeling framework". International SWAT Conference 24/06/2015-26/06/2015, Pula, ITA. p. 117-

Zahm, F., Gouy, V., De Fouquet, C., Kuentz Simonet, V., Leccia, O., Miralles, A., Morin, S., Petit, K., Raymond, C., Vernier, F., Guichard, L. - 2015. Proposition d'une démarche intégrative de confrontation entre valeurs d'indicateurs pesticides, valeurs estimées par modélisation et descripteurs biologiques de la qualité de l'eau des eaux de surfaces : application à l'indicateur IFT Potentiel de transfert sur les bassins versants du Ruiné et de la Morcille. 112 p.

Zahm F., Gouy V., Morin S., Kuentz V., Leccia O., Vernier F., Miralles A., Petit K., Raymond C., Mazzella N., De Fouquet C., Le Breton M., Guichard L., 2016 Proposition d'une démarche intégrative de confrontation entre valeurs d'indicateurs pesticides, valeurs estimées par la modélisation et descripteurs écotoxicologiques dans un processus de validation d'indicateurs. Application à l'IFT Substance active potentiel de transfert. Colloque GFP Bordeaux, Mai 2016.

Zahm, F., Kephaliacos, C., Vernier, F., Del Corso, J.P., Kuentz Simonet V., Leccia, O., Lescot, J.M., Rousset, S., Scordia, C., Guichard, L., Minette, S., Nguyen, G., Fort, J.L., Petit, K., Tinland, K., Uny, D., Rousset, S., Zahm, F. (ed.) - 2016. Une évaluation intégrée des Mesures Agro-Environnementales Territorialisées à enjeu qualité des eaux sur la période 2007 à 2011 : le projet MAEVEAU. Eaux et Territoires agricoles : dépasser les contradictions ? Résultats de sept projets de recherche,, CGDD, Paris, Références, p. 61-70

Title : A collaborative information system to improve agro-environmental governance in areas suffering from pesticide water pollution.

Keywords : *Information system - Pesticide – Governance - Stakeholders network - Spatial data warehouse - Agro-environmental observatory*

Abstract :

Diffuse pollution generated by pesticides is a major problem both for aquatic ecosystems and human health. Despite years of efforts by policy-makers to limit their use and impact, the volumes of chemicals used by farmers have remained the same, and even increased in some areas, with no reduction in their presence in water. To address this situation, public policy is aiming to become more effective by using more localised, participative solutions. Local stakeholders in charge of action plans are looking for decision tools to help them assess the potential impact of agro-environmental measures, as well as applying them to the best areas. The aim of this thesis is to develop a tool suitable for this purpose, namely a multi-scale collaborative information system.

The first main contribution made by this thesis is the creation of "SIGPA" (Information System for Action Plan Governance), which models assisted governance in pesticide action programs in various contexts. The second contribution is a method for modelling exchanges of information within a network of institutional stakeholders, based on a "Grenelle" action plan in the Charente river basin. The "Stakeholder" model represents exchanges between stakeholders, as well as the production of the information available within their networks. The third contribution is the "Scenario" model, which organises information in order to aid decision making based on possible developments in agriculture in the area studied. The fourth contribution is the design of a method by which to identify agricultural systems and practices and assess future developments in agriculture. The fifth and final contribution of this thesis is the creation of a spatial data warehouse and the use of a number of multidimensional cubes to represent stakeholders' needs at various scales. The conceptual models presented provide an interactive way to discuss the most effective and least expensive ways of limiting pesticide pollution within the stakeholder network. A prototype of the spatial data warehouse has been implemented using field data collected within the BAC Coulonge action plan and the outputs discussed with stakeholders. By allowing for data and knowledge from stakeholder networks in multiple action plans to be pooled, the SIGPA approach is in keeping with the OSAGE model (Loireau et al, 2017), which provides the making process of an agro-environmental and multifunctional observatory.

Titre : Un système d'information collaboratif en appui à la gouvernance des territoires d'action agro-environnementale à enjeu eau-pesticides

Mots-clés : *Système d'information - Pesticides - Gouvernance - Réseau d'acteurs - Entrepôt de données spatial - Observatoire agro-environnemental*

Résumé :

La pollution diffuse par les pesticides est en enjeu majeur pour un bon état des hydrosystèmes et en raison de leurs impacts sur la santé humaine. Depuis des années, les politiques publiques tentent de limiter leur usage et leur impact sur l'environnement. Pourtant, les tonnages de pesticides utilisés par l'agriculture stagnent ou même augmentent, et les flux mesurés dans les cours d'eau ne diminuent pas. Face à ce constat d'échec, les politiques publiques, en quête d'une plus grande efficacité, se territorialisent et se veulent plus participatives. Les réseaux territoriaux d'acteurs institutionnels, en charge de la mise en œuvre des actions agro-environnementales sur le terrain, sont en quête d'outils d'aide à la décision afin de pouvoir évaluer l'impact potentiel des mesures agro-environnementales et de les localiser de manière la plus efficace et la moins coûteuse possible. L'objectif de la thèse est de répondre à cette demande en proposant un système d'information, collaboratif et multi-échelles. Une première contribution de la thèse est un modèle pour la conception et la mise en œuvre opérationnelle d'un Système d'Information en appui à la Gouvernance des Programmes d'Action (SIGPA). Le modèle SIGPA décrit l'ensemble de la démarche d'appui à la gouvernance des programmes d'action pesticides. Ce modèle est générique et applicable à différents contextes. La deuxième contribution est une méthode de modélisation des échanges d'information au sein du réseau d'acteurs institutionnels, réseau qui s'est constitué autour d'un programme d'action « Captage Grenelle » dans le bassin de la Charente. Le modèle conceptuel « acteurs » modélise, d'une part, les échanges entre acteurs et, d'autre part, la production par ces mêmes acteurs de l'information mobilisée dans le réseau. Une troisième contribution est un modèle « scénarios » qui organise l'information pour la prise de décision sur les actions agro-environnementales à mettre en place dans le territoire. La méthode développée pour qualifier les systèmes et les pratiques agricoles et évaluer par différents indicateurs les scénarios agricoles, co-construits avec les acteurs, constitue une quatrième contribution. La cinquième contribution est l'entrepôt de données spatial et les cubes multidimensionnels construits à partir des besoins des acteurs pour restituer les indicateurs mobilisés en accompagnement du programme d'action à différents niveaux de granularité spatiale (îlot du RPG, sous-bassin, zone prioritaire...). Les modèles conceptuels et le système d'information proposés sont des outils de communication et d'échange au sein du réseau d'acteurs. Ces outils permettent de faire émerger, de manière interactive, les solutions les plus efficaces et les moins coûteuses pour limiter la pollution diffuse par les pesticides. Plusieurs prototypes d'entrepôt ont été implémentés à partir des données du BAC Coulonge. L'intérêt et la qualité des restitutions ont été discutés avec les acteurs. En permettant la capitalisation des données et des connaissances acquises par les réseaux d'acteurs au fil des programmes d'action, la démarche mise en œuvre s'inscrit est conforme au modèle OSAGE préconisé par Loireau et al (2017), modèle qui décrit le processus de conception d'un observatoire agro-environnemental, multifonctionnel.