



Université  
de Toulouse

# THÈSE

## En vue de l'obtention du DOCTORAT DE L'UNIVERSITÉ DE TOULOUSE

**Délivré par :**

Institut National Polytechnique de Toulouse (INP Toulouse)

**Discipline ou spécialité :**

Sciences de l'Environnement  
(Hydrologie - Hydrochimie - Sol - Environnement)

---

**Présentée et soutenue par :**

Francis MACARY

le : 25 juin 2013

**Titre :**

Évaluation des risques de contamination des eaux de surface sur des bassins versants agricoles. Approches multiscalaires par modélisation spatiale et analyse multicritère pour l'aide à la décision

---

**Ecole doctorale :**

Sciences de l'Univers, de l'Environnement et de l'Espace (SDU2E)

**Unité de recherche :**

Irstea - Bordeaux, UR ADBX et UPS-CNRS, INPT-ENSAT, EcoLab, Toulouse

**Directeur(s) de Thèse :**

Dominique OMBREDANE, Professeure, AgroCampus Ouest - Rennes  
Jean-Luc PROBST, Directeur de recherche CNRS, UPS-INPT-EcoLab, Toulouse

**Rapporteurs :**

Olivier ATTEIA, Professeur des Universités, ENSEGID, Bordeaux  
Jean-Philippe WAAUB, Professeur, Université du Québec, Montréal (Canada)

**Membre(s) du jury :**

Florent JOERIN, Professeur, HEIG du Canton de Vaud, Yverdon (Suisse), Examineur  
Olivier LAVIALLE, Professeur, Bordeaux Sciences Agro, Examineur  
Martin PAEGELOW, Professeur des Universités, Toulouse le Mirail, Examineur  
Éric PINELLI, Professeur, INP Toulouse - ENSAT, Président  
Frédéric SAUDUBRAY, Ingénieur en chef PEF, Directeur UR ADBX, encadrant Irstea





**EcoLab**  
Laboratoire écologie fonctionnelle  
et environnement



## **THESE**

En vue de l'obtention du  
**Doctorat de l'Université de Toulouse**

Délivré par :  
**Institut National Polytechnique de Toulouse (INP Toulouse)**

**Spécialité : Sciences de l'Environnement**  
(Hydrologie - Hydrochimie - Sol - Environnement)

Présentée et soutenue par :  
**Francis MACARY**

le 25 juin 2013

**Évaluation des risques de contamination des eaux de surface sur des bassins versants agricoles. Approches multiscalaires par modélisation spatiale et analyse multicritère pour l'aide à la décision**

### **École doctorale :**

Sciences de l'Univers, de l'Environnement et de l'Espace (SDU2E)

### **Unités de recherche :**

Irstea-Bordeaux, UR ADBX, Département Territoires  
et UPS-INPT, CNRS, EcoLab, UMR 5245

### **Directeurs de Thèse :**

Dominique OMBREDANE, Professeure, Agrocampus Ouest-Centre de Rennes  
Jean-Luc PROBST, Directeur de recherche CNRS, UPS-CNRS-INPT-EcoLab, Toulouse

### **Rapporteurs :**

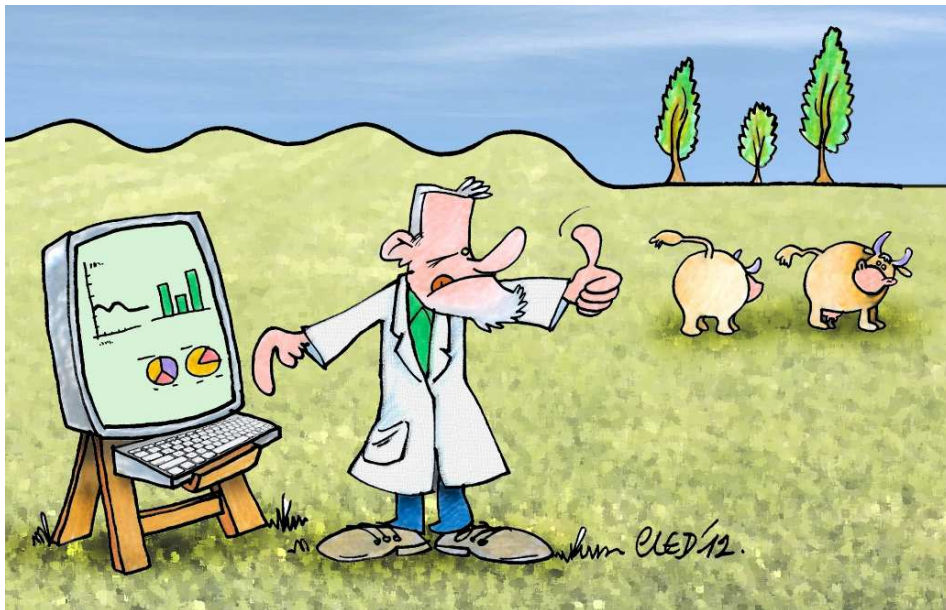
Olivier ATTEIA, Professeur des Universités, ENSEGID, Bordeaux  
Jean-Philippe WAAUB, Professeur, Université du Québec, Montréal (Canada)

### **Membres du jury :**

Florent JOERIN, Professeur, HEIG du Canton de Vaud, Yverdon (Suisse), Examineur  
Olivier LAVIALLE, Professeur, Bordeaux Sciences Agro, Examineur  
Martin PAEGELow, Professeur des Universités, Toulouse Le Mirail, Examineur  
Eric PINELLI, Professeur, INP Toulouse - ENSAT, Président  
Frédéric SAUDUBRAY, Ingénieur en chef P E F, Encadrant Irstea - UR ADBX



*A la mémoire de mon père,  
Paysan de la Gascogne Gersoise,  
pour m'avoir transmis la génétique des gens de la Terre,  
le goût et la capacité d'observer les milieux naturels et le vivant,  
la curiosité incessante et la faculté de ne capter que les vraies valeurs !*



(Illustration Jacques Sardat)

*A ma mère, dont les efforts de toute une vie de labeur auront porté leurs fruits,*

*A mes enfants Vincent et Estelle, qui m'auront beaucoup trop souvent observé la tête plongée dans les livres ou sur un écran d'ordinateur, je promets désormais que les soirées, les heures nocturnes et les week-ends seront pour la famille. A leur petit frère Sacha (Alexandre), à qui je promets aussi d'être plus disponible pour jouer,*

*A Olga, que je remercie de tous ses efforts consentis pour accepter de partager le quotidien avec un doctorant attardé et pour avoir aussi compris que le voyage auprès de la famille et des amis en Ukraine serait d'autant meilleur après cette thèse, en me donnant plus du temps pour réviser mes connaissances de cette belle langue russe.*

*Большое спасибо за всё!*



## Remerciements

A la fin de cette aventure, après tant d'énergie consommée, voici enfin venu le moment savouré d'observer le chemin parcouru et de remercier bien sincèrement toutes celles et tous ceux qui m'ont apporté leur aide précieuse à l'accomplissement de cette thèse. Celle-ci était certes inscrite depuis assez longtemps dans mes projets professionnels, mais en attente du moment opportun.

Dans la chronologie des événements, en septembre 2001, j'ai choisi d'intégrer alors le *Cemagref*, devenu récemment *Irstea*, après une dizaine d'années passées dans les services déconcentrés du ministère en charge de l'agriculture. Je remercie *Daniel Terrasson*, alors chef du département "Gestion des territoires" et *Ramon Laplana*, responsable de notre unité de recherche "*Aménités et Dynamiques des Espaces Ruraux*" (*UR ADBX*) pour m'avoir accordé leur confiance en me permettant d'intégrer cet Institut de recherche. J'avais déjà connu l'*UR ADBX*, une dizaine d'années au préalable, lors de mon stage de fin d'études pour finaliser ma formation d'ingénieur en agronomie.

J'ai eu la chance de pouvoir aussitôt participer au projet national de recherches AQUAE, coordonné par *Dominique Ombredane*, Professeur à *AgroCampus Ouest* à Rennes et *Jean-Marcel Dorioz* (*INRA Thonon les Bains*), et d'en assumer la responsabilité pour l'équipe *Cemagref*. *Dominique*, tu m'as alors encouragé à préparer une thèse, à laquelle je pensais déjà pendant mes études d'ingénieur, afin de valoriser mes approches conceptuelles d'évaluation agro-environnementale. Cela confirmait ainsi mes intentions et je t'en remercie bien sincèrement. Puis *Jean-Luc Probst*, Directeur de recherche *CNRS*, actuel directeur d'*EcoLab UMR CNRS- Université Paul Sabatié-INPT-ENSAT* à Toulouse, m'a proposé de participer au projet IMAQUE, m'accordant aussi sa confiance pour mener à bien l'approche agronomique de l'impact des activités agricoles sur la qualité des eaux des rivières de *Gascogne*. *Jean-Luc*, tu m'as aussitôt incité à valoriser mes concepts et mes applications finalisées dans le cadre d'une thèse. Je t'en suis également très reconnaissant. Il m'importait préalablement à cette aventure, de posséder une bonne expérience de terrain dans le cadre de mes recherches en agro-environnement. De multiples projets de recherche : européens, nationaux, ou interrégionaux se sont ensuite succédés avec mon souci grandissant d'aligner progressivement les briques qui devaient servir à la construction du mur permettant d'abriter le doctorant, afin de mener à bien cette thèse.

Lorsque le moment opportun arriva enfin, *Frédéric Saudubray*, Directeur de notre unité de recherche *ADBX* et *Marc Guérin*, Directeur du Département "Territoire" à *Irstea* ont examiné avec bienveillance mon projet de thèse en sciences de l'environnement. Je vous remercie bien sincèrement de m'avoir accordé votre confiance en me permettant de le mener à bien, tant dans l'intérêt de mon parcours professionnel, que pour celui d'*Irstea*. La production scientifique induite par toutes les approches contributives à la thèse, en représente je pense un bon indicateur. *Frédéric*, tu pourras désormais reconnaître s'il en était besoin, que l'opiniâtreté du Gascon aura permis d'apporter une contribution décisive à l'aboutissement de cette aventure, parallèlement à la gestion des projets de recherche. Merci *Dominique* et *Jean-Luc* d'avoir spontanément accepté de diriger mes travaux et je vous en suis reconnaissant. Merci aussi à *Hugues Ayphassorho*, directeur régional d'*Irstea*, centre de Bordeaux et à *Jean-Philippe Terreaux*, alors animateur de notre thème de recherche *Développement Territorial et Agriculture Multifonctionnelle* (DTAM), pour votre soutien.

Cette thèse a bien sûr été nourrie par des échanges au quotidien avec tous mes collègues d'*Irstea* que je remercie, en particulier : *Paul Bordenave*, lors de nos fréquentes discussions d'agronomes, malheureusement plus rares depuis ton départ en retraite bien méritée ; *Sylvain Rousset*, désormais dans l'univers de l'*OCDE*, mais heureusement que les courriels nous permettent aisément de communiquer ; *Daniel Uny*, géomaticien pour m'avoir bien aidé dans l'usage du SIG et pour m'avoir aussi régulièrement accompagné sur le terrain ; *Kévin Petit*, également géomaticien ; *Odile Leccia*, pour son appui dans le projet européen *AguaFlash* ; *Stéphanie Touvron*, sans son aide précieuse pour créer le modèle d'écriture de ce document sous Word, j'aurais galéré ! Merci aussi de l'avoir remis sur les rails à chaque fois qu'il s'en écartait, c'est-à-dire régulièrement ; enfin mes collègues du club

*ADBX agro-environnement*, dont les discussions amènent toujours des idées intéressantes pour la naissance puis la croissance de projets : *Françoise Vernier, Jean-Marie Lescot, Frédéric Zahm*, sans oublier bien sûr toutes celles et ceux qui nourrissent le débat pluridisciplinaire au sein de notre UR, et les stagiaires agronomes et géographes que j'ai eu beaucoup de plaisir à encadrer lors de leur stage de fin d'étude dans notre UR *ADBX*.

Un très grand merci à *Vanessa Kuentz-Simonnet* et encore à *Frédéric Saudubray* pour avoir relu l'intégralité de ma prose, afin de me permettre de l'améliorer dans une première phase, avant de la soumettre à mes deux directeurs de thèse qui ont également pris goût, voire un réel plaisir à rajouter une couche notable d'observations, destinées à optimiser la qualité de son écriture.

Merci à *Denis Salles* et *Soizic Morin* pour vos multiples conseils et pour la relecture de quelques extraits bien ciblés de cette œuvre tout comme *Philippe Chéry*, pédologue à *Bordeaux Sciences Agro* ; à *James Emery*, notre english coach, pour son efficacité également lors de la correction de mes publications écrites dans la langue de *Shakespeare* et enfin mon meilleur ami gersois *Alain Lasserre*, professeur des écoles, dont la mission était surtout de juger la forme de ma littérature.

Je n'oublie évidemment pas les copines documentalistes à *Irstea-Bordeaux* : *Chantal Gardes* et *Marie-Pierre Maleyran-Raymond*, pour l'appui permanent d'abord à l'usage de l'outil *Endnote*, gestionnaire de ma bibliographie, pour vos multiples conseils essentiels et la commande régulière d'ouvrages. La mise en œuvre d'une large bibliographie, performante, constitue probablement l'un des apports majeurs de cette thèse et l'un des atouts pour l'avenir. Merci aux collègues informaticiens : *Jacques Foury, Gilles Veyssière, Philippe Camoin*, pour vos interventions récurrentes et notamment pour m'avoir spontanément dépanné en situation critique, lors de la disparition de mon ordinateur dans la nature, en pleine rédaction du manuscrit, sans que je puisse le retrouver.

A l'occasion des divers projets scientifiques, j'ai apprécié de travailler avec beaucoup de collègues d'autres Instituts : notamment, *Chantal Gascuel-Odoux* et *Catherine Gimaldi* à *UMR SAS* de *l'INRA* à *Rennes* ; *Anne Probst, Sabine Sauvage, Séverine Jean, Annick Corrège, José-Miguel Sanchez-Perez, Georges Merlina* d'*EcoLab* à *Toulouse*... *Anne*, les communications avec toi sont toujours un moment de plaisir ; je te remercie d'avoir toujours été présente au moment de mes questionnements. De plus, quand tu restais au labo pendant que *Jean-Luc* parcourait le monde en mission pour le *CNRS*, merci de m'avoir à chaque fois renseigné sur sa géolocalisation afin de savoir s'il était opportun ou non de lui envoyer un courriel pour mes questions du moment. *Georges*, en qualité de grand spécialiste des produits phytosanitaires au labo de chimie à *INPT-ENSAT*, je te remercie vivement de m'avoir multiples fois renseigné sur les caractéristiques intrinsèques des molécules (si j'avais pensé qu'un jour je plongerai dans cette chimie...), et de m'avoir toujours expliqué cela avec simplicité, ce qui est d'ordinaire profondément opaque, voire incompréhensible ! *Annick*, un grand merci pour avoir toujours avec gentillesse et efficacité, assuré le relai local pour mes demandes, du fait de mon éloignement géographique ; une amicale pensée pour mes prédécesseurs doctorants à *EcoLab*, dont en particulier *Sylvain Ferrant* et *Laurie Boithias*. Merci aussi aux collègues du *CESBIO* à *Toulouse*. J'ai aussi pris un réel plaisir à partager de bons moments avec nos collègues du *CSIC* (*CNRS* espagnol) à *Saragosse*, de *l'Université* de *Bilbao* et de celle de *Lisbonne*, et bien d'autres, lors des différents projets... Que tous les agriculteurs et leurs conseillers que j'ai eu le plaisir de rencontrer reçoivent l'expression de ma reconnaissance pour m'avoir consacré du temps lors de nos discussions constructives : ceux des Bassins de l'Oir et de la Save : un clin d'œil particulier à l'Association des Agriculteurs d'Auradé, à *Alexandre Chaigneau* puis *Vincent Gobert*, qui en furent les animateurs et mes interlocuteurs, pour la qualité de nos échanges, sans oublier évidemment *Didier Métayer*, conseiller de la Chambre d'agriculture du Gers, pour nos conversations parfois animées, mais toujours très agréables.

J'en viens maintenant aux membres efficaces de mon comité de pilotage : outre *Dominique, Jean-Luc* et *Frédéric* : *Martin Paegelow*, géographe, Professeur des Universités à *Toulouse*, et *Olivier Lavialle*, Professeur dans l'enseignement supérieur agronomique et désormais directeur de *Bordeaux Sciences Agro*, où j'avais eu le plaisir d'y parfaire jadis mes compétences agronomiques. Merci à tous pour vos recommandations toujours avisées et de votre accompagnement permanent ; *Martin*, pour



ta gentillesse, tes compétences en modélisation spatiale et tes réponses précises à mes questions, en espérant que nous pourrions enfin mener à bien nos approches méthodologiques comparatives de l'évaluation environnementale spatialisée, que nous avons pour l'heure toujours en attente dans un tiroir ; *Olivier*, j'étais très content de trouver auprès de toi un correspondant régional pour parler d'analyse et de modélisation multicritère. Je suis aussi ravi d'avoir pu en quelque sorte te succéder depuis 2009, dans le Groupe européen de travail en aide multicritère à la décision (AMCD) créé en 1975 par *Bernard Roy*. Aujourd'hui Professeur émérite de l'*Université de Paris-Dauphine*, dont il avait longuement dirigé le laboratoire *Lamsade-CNRS*, *Bernard* avait été Président de ton jury de thèse, et j'ai aussi le privilège de partager son savoir exceptionnel.

Merci vivement *Bernard*, de l'intérêt que tu as exprimé en m'invitant à ce Groupe AMCD en 2009, pour y présenter mes recherches et pour l'honneur que tu m'as fait, en acceptant d'analyser mes travaux afin d'améliorer mes investigations en évaluation environnementale. J'en profite pour remercier sincèrement mon ami *Juscelino Almeida-Dias*, ancien doctorant de *Bernard Roy* et de *José Rui-Figueira*, Professeur à l'*Université de Lisbonne*. *Juss*, merci pour les apports de tes compétences en modélisation multicritère, plus largement en recherche opérationnelle et pour m'avoir permis d'utiliser le prototype du modèle ELECTRE TRI-C que tu avais développé pour ta thèse en informatique, sur mon ordinateur. *José*, merci pour nos multiples échanges constructifs, notamment lors des réunions du Groupe et de tes conseils pour l'écriture de notre papier scientifique avec *Bernard*. Mes remerciements s'adressent aussi aux collègues de ce Groupe AMCD, tant pour l'ambiance chaleureuse qui s'en dégage, que pour la qualité scientifique de nos échanges. A chaque fois, les travaux présentés et discussions me permettent d'accroître mes compétences dans ce vaste domaine de l'aide à la décision, en parfaite harmonie avec nos recherches finalisées à *Irstea*. Notamment, *Marc Pirlot*, professeur à l'Institut polytechnique de *Mons* (Belgique) dont les apports sont très constructifs; *Marc*, j'espère bien que dans le futur, nous pourrions concrétiser nos discussions autour du couplage entre un modèle multicritère, type ELECTRE TRI, avec un SIG libre, de façon à mettre cet ensemble à disposition du Groupe, notamment via la plateforme Decision Desk.

Merci aussi à *Jean-Philippe Waaub*, Professeur à l'*Université du Québec à Montréal*, Directeur du Groupe d'Études Interdisciplinaires en Géographie et Environnement Régional. J'étais ravi d'apprendre lors de ma première venue dans le Groupe AMCD, que nous étions désormais au moins deux agronomes, même si tes compétences se sont orientées vers la géographie que tu enseignes à Montréal. Ainsi, un agronome, géographe, spécialisé en modélisation spatiale et analyse multicritère pour l'aide à la décision est si rare à trouver, qu'il m'a paru essentiel de solliciter tes compétences en qualité de rapporteur de ma thèse. Je te remercie bien sincèrement d'avoir accepté, malgré tes multiples responsabilités et tes charges de travail débordantes. Merci aussi à *Florent Joérin*, Professeur au Département d'environnement, géomatique et construction, à la *Haute Ecole d'ingénierie et de gestion du canton de Vaud en Suisse*, pour nos échanges constructifs, notamment lors de la publication de l'un de mes articles dans la revue Internationale de Géomatique dont tu es rédacteur adjoint, et pour avoir accepté de participer à ce jury.

Je tiens à remercier *Olivier Atteïa*, Professeur à l'*ENSEGID à Bordeaux*, d'avoir accepté ce travail supplémentaire pour avaler mon manuscrit. En fait, lors de nos rencontres dans les jurys de soutenance des mémoires des Ingénieurs de *Bordeaux Sciences Agro*, j'avais aussitôt pensé avant d'écrire le manuscrit de ma thèse, que tu serais le rapporteur idéal pour juger des transferts de contaminants vers les eaux. Merci aussi à *Eric Pinelli*, Professeur à *INPT-ENSAT*. Quand j'avais eu le plaisir de travailler avec toi pour boucler le projet interrégional INSOLEVIE, j'avais dès lors imaginé le fait que tu serais probablement dans mon jury de thèse, un jour...; merci à toi d'avoir accepté de le présider, malgré aussi ton travail d'enseignant et de Directeur adjoint d'*EcoLab*, auprès de *Jean-Luc*.

Et bien sûr un grand merci à *Olga*, mon épouse, certes pour sa patience d'avoir dû côtoyer un doctorant attardé, mais aussi pour avoir corrigé et fortement amélioré le résumé de cet ouvrage en langue russe. Enfin, j'adresse ma profonde gratitude à toutes celles et à tous ceux dont je n'ai pu citer le nom, car la liste serait longue, mais ils se reconnaîtront dans la sincérité de ces lignes.



## Résumé

Il est désormais avéré que les pratiques intensives de production agricole mises en œuvre depuis les années 1960 en *Europe*, sont responsables de la dégradation des écosystèmes et notamment de la qualité des eaux de surface et souterraines. L'emploi excessif de fertilisants azotés et de produits phytosanitaires ont entraîné des concentrations élevées dans les cours d'eau, préjudiciables à la potabilisation des eaux brutes. L'érosion des sols liée aux rotations simplifiées, à la substitution de l'herbe par du maïs dans les régions d'élevage et à certains aménagements (suppression des talus, haies, arbres), a nettement favorisé le transfert de matières particulaires dans les eaux de surface. L'excès de turbidité a ainsi provoqué un colmatage des frayères et une dégradation de leur qualité biologique.

Les politiques publiques, tant européenne que nationale, visant à préserver la ressource n'ont pas pour le moment été suffisamment efficaces, malgré les objectifs de résultat définis par la Directive Cadre sur l'Eau à l'échéance 2015. Les gestionnaires de la ressource ont désormais ciblé prioritairement la protection des zones d'alimentation des captages. Cela nécessite une évaluation environnementale à une échelle adaptée aux mesures mises en œuvre, pour juger de leur efficacité et la démontrer auprès des agriculteurs. Ces éléments expliquent les objectifs de cette thèse, à savoir la contribution au développement de méthodes d'évaluation environnementale des activités agricoles à l'échelle des territoires, en complément de celles déjà existantes. Nous avons ainsi utilisé (i) des méthodes d'analyse et de modélisation multicritère (*ELECTRE*) combinées avec un système d'information géographique au niveau de petits bassins versants élémentaires de 2 à 5 km<sup>2</sup> (sur le bassin de l'*Oir*, en *Basse Normandie, Nord-ouest de la France* et celui d'*Auradé* sur les *Coteaux de Gascogne, Sud-ouest de la France*) (ii) une approche par modélisation spatiale (dénommée *PIXAL*) des risques agro-environnementaux en utilisant la télédétection et un SIG, au niveau d'un grand espace à enjeu environnemental de plusieurs milliers de km<sup>2</sup>, (*Coteaux de Gascogne*).

Dans les deux approches, nous avons montré que des critères choisis de façon pertinente, permettent d'évaluer les risques agro-environnementaux à différents niveaux d'organisation spatiale. L'évaluation à la parcelle agricole (niveau de la prise de décision par les acteurs de terrain) procure une représentation au niveau du bassin versant élémentaire. L'évaluation au pixel de l'image satellitale (Landsat 5-TM) permet une représentation à différents niveaux de bassins versants emboîtés par agrégation. Ces critères traduisent (1) la vulnérabilité des eaux de surface : pente des terrains agricoles, connectivité entre l'objet spatial à la base du calcul (parcelle ou maille de l'image satellitale) et le réseau hydrographique, état des berges ; (2) la pression anthropique agricole : occupation du sol par nature de culture et pratiques exercées ; (3) le rôle de régulation de certains aménagements : protection des cours d'eau (dispositifs enherbés, ripisylve) ou limitation du transfert de particules (talus en aval de parcelle). Ils sont appréciés dans les études sur les petits bassins versants. Les résultats d'évaluations des risques agro-environnementaux et des mesures de la qualité des eaux de surface en différents points (prises comme éléments de validation) montrent des gradients comparables. La prise en compte dans la modélisation spatiale, du paramétrage des modèles multicritères effectué à l'échelle de chaque parcelle, a permis d'affiner les résultats de l'évaluation faite sur un grand espace.

En perspective, un couplage entre un modèle d'analyse multicritère type *ELECTRE* avec un modèle spatial, pourrait permettre d'améliorer la performance de l'évaluation aux différents niveaux de l'action publique ou de terrain et d'apporter des éléments de réponse supplémentaires à la problématique du changement d'échelle spatiale.

---

**Mots clés** : activités agricoles ; performance environnementale ; qualité des eaux de surface ; risque ; bassin versant ; politiques agro-environnementales ; aide à la décision ; modélisation ; analyse multicritère ; spatialisation ; multiscale ; *ELECTRE* ; *PIXAL*.



# Abstract

## Assessing the risk of surface water contamination in agricultural watersheds. Multiscale approaches using spatial modelling and multi-criteria analysis for decision support

---

There is evidence that intensive farming practices applied in *Europe* since the 1960s are responsible for the degradation of certain ecosystems, and a reduction in the quality of surface and ground water. Excessive use of nitrogen-based fertilisers and pesticides have led to high concentrations of these substances being found in rivers, thus compromising raw drinking water sources. Soil erosion – caused by simplified crop rotations, feeding livestock on corn instead of grass, and the removal of elements such as embankments, trees, hedges, etc. – has been conducive to the transfer of these particles into surface water. The resulting turbidity has led to the clogging up of spawning grounds, with many negative effects on their biological quality.

European and national public policies aimed at preserving water resources have not yet had enough time to make any real impact on the current situation, despite the European Water Framework Directive calling for certain objectives to be fulfilled as early as 2015. Water managers are now concentrating their efforts primarily on the protection of water abstraction sites, an initiative which requires a number of measures to be implemented. To analyse the effectiveness of these different environmental protection instruments (and, just as importantly, to convince farmers to adopt them) there needs to be a clear system of assessment applied at the appropriate spatial scale.

Complementing existing approaches, this thesis will focus on the development of methods for carrying out territorial environmental analysis of farming activities. For our study, we used (i) a multicriteria analysis and modelling (*ELECTRE*) combined with a Geographic Information System (GIS) on a selection of small elementary watersheds (ranging in size from 2 km<sup>2</sup> to 5 km<sup>2</sup>). These were located in the *Oir basin*, in *Lower Normandy Region*, in northwest *France*, and the *Auradé basin*, in the hills of *Gascony region*, southwest. We also employed (ii) a spatial modelling approach (*PIXAL*) to represent agri-environmental risks. Applied to an environmentally-sensitive area (*hills of Gascony region*) of several thousand square kilometres, the *PIXAL* method involved evaluating agri-environmental risks through a combination of remote sensing and GIS.

In both cases, we showed that choosing the most relevant criteria allows agri-environmental risks to be assessed at different organisational scales. Analysis at farm plot level (where decisions are made by stakeholders in the field) gives a representation of the elementary watershed. Pixel-based evaluation, using satellite imaging (Landsat TM5), provides a nested multi-aggregation view of different watersheds. These criteria indicate (1) the vulnerability of surface water (slopes on farm plots, connections between spatial objects – satellite mesh and parcels of land – and the hydrographic network, state of banks, role of embankments), (2) anthropological pressure caused by farming (land occupation by crop type and practices in use, and - within small watersheds - (3) the role of regulating certain improvements (protection of waterways using grass strips and riparian zones, limiting particle transfer with embankments downstream of parcels). Water samples were taken at around sixteen different sites, with the results in areas that our study had classed as "at risk" indicating a level of particles that seemed to confirm. By applying multi-criteria plot-by-plot parameters to our spatial model, we were able to refine the results of analyses carried out over a larger area.

Placing this study in perspective, coupling *ELECTRE*-style multicriteria analysis with a spatial model could be an effective way to improve analysis at different policy-making and territorial scales, as well as providing additional support where assessment needs to switch between those varying scales.

**Keywords:** agricultural activities; environmental performance; quality of surface water; risk; watershed; agri-environmental policies; decision support; modelling; multicriteria analysis; spatialisation; multiscale; *ELECTRE*; *PIXAL*.



# Resumen

## Evaluación del riesgo de contaminación de las aguas superficiales en las cuencas agrícolas. Enfoques multiescala para el modelado espacial y multicriterio análisis para la apoyo a la decisión

---

Las prácticas agrícolas intensivas realizadas desde la década de 1960 en *Europa*, son responsables de la degradación de los ecosistemas y sobre todo la calidad de las aguas superficiales y subterráneas. El uso excesivo de fertilizantes y pesticidas de nitrógeno se han traducido en altas concentraciones en los ríos, afectando el agua potable prima. La erosión del suelo se relaciona con la alternativa simplificada a la hierba para el maíz en las zonas ganaderas y ciertos ajustes (eliminación de terraplenes, setos, árboles) rotaciones. Ella favorecía claramente la transferencia de partículas en las aguas superficiales. La turbidez excesiva ha entonces causado un bloqueo de desove y la degradación de su calidad biológica.

Las políticas públicas, europeas y nacionales para preservar el recurso no tiene tiempo suficiente para ser efectiva, a pesar de los objetivos de desempeño establecidos por la Directiva Marco del Agua en 2015. Los administradores de recursos se centran ahora principalmente a la protección de las zonas de captación de abastecimiento de agua. Esto requiere una evaluación ambiental de las medidas adecuadas adaptadas a la escala para juzgar su eficacia y mostrarla a los agricultores. Estos elementos explican los objetivos de esta tesis : la contribución al desarrollo de métodos de evaluación ambiental para las actividades agrícolas en los territorios, además de los ya existentes. Hemos utilizado métodos (i) para el análisis y multicriterio modelado (*ELECTRE*), combinados con un sistema de información geográfica en pequeñas cuencas elementales de 2 a 5 km<sup>2</sup> (la cuenca del *Oir*, *Baja Normandía*, al noroeste de *Francia* y él de *Auradé* en las colinas de *Gascuña*, al sur-oeste de *Francia*) (ii) enfoque de modelización espacial (denominado riesgo *PIXAL*) agroambiental mediante teledetección y SIG, en un gran espacio de problema ambiental de varios miles de km<sup>2</sup> (colinas de *Gascuña*).

En ambos enfoques, hemos demostrado que los criterios elegidos apropiadamente, para evaluar los riesgos agro-ambientales en los distintos niveles de organización espacial (evaluación de tierras agrícolas (nivel de toma de decisiones por parte de los agricultores), con una representación de la imagen al nivel de la cuenca ; evaluación pixel satélite (Landsat TM5), con representación en los distintos niveles de agregación de las cuencas encajadas entre ellas. Estos criterios reflejan (1) la vulnerabilidad de las aguas superficiales: pendiente conectividad entre las tierras agrícolas y el objeto espacial sobre la base del cálculo (trama o imagen de satélite de malla) y la red hidrográfica, los bancos estatales, (2) agrícola presión antropogénica: la tierra según el tipo de la cultura y las prácticas ejercidas, (3) el papel de regular ciertos ajustes: la protección de los cursos de agua (dispositivos de césped, ribera) o limitar la transferencia de partículas (pendiente descendente parcela), apreciados en los estudios de pequeñas cuencas. Los resultados de las evaluaciones de riesgos y las medidas de la calidad de las aguas superficiales en diferentes puntos (tomados como elementos de validación) agroambientales muestran gradientes comparables. Teniendo en cuenta el modelo espacial, el ajuste de los modelos multinivel realizados en cada parcela, ayudó a refinar los resultados de la evaluación en un área grande.

Perspective, un acoplamiento entre un modelo de análisis multicriterio tipo *ELECTRE* con un modelo espacial podría mejorar la evaluación del desempeño en los distintos niveles de la acción pública o de terreno, sino también para que los elementos de respuesta adicional al problema de cambio de escala espacial.

---

**Palabras clave** : actividades agrícolas; el desempeño ambiental; la calidad de la superficie del agua de cuencas; riesgo; multiescala; las políticas agroambientales; apoyo a las decisiones; modelado; análisis multicriterio; espacial; *ELECTRE*; *PIXAL*.





# Резюме

## Оценка риска загрязнения поверхностных вод сельскохозяйственных водоразделов. Многомасштабные подходы посредством пространственного моделирования и многокритерного анализа для поддержки принятия решений

---

Бесспорно, интенсивные методы сельского хозяйства, проводящиеся с 1960 года, в *Европе*, несут ответственность за деградацию экосистем, в частности, за качество поверхностных и подземных вод. Чрезмерное использование азотных удобрений и пестицидов привело к их высокой концентрации в реках, что негативно повлияло на качество сырой питьевой воды. Эрозия почв, связанная с упрощенной системой выращивания, альтернативой травы на кукурузу в животноводстве и некоторые благоустройства (удаление насыпей, изгородей, деревьев), значительно улучшил передачу твердых частиц в поверхностных водах. Чрезмерная мутность воды вызвала блокирование нереста и деградацию их биологического качества.

Общественная политика, как европейская, так и национальная в области сохранения ресурсов не является в настоящий момент достаточно эффективной, несмотря на выполнение задач, поставленных Кадровой Директивой по воде до 2015 года. Менеджеры по ресурсам, отныне, сосредоточены в первую очередь на защите районов снабжения водозаборами. Это требует экологической оценки в масштабе, адаптированном к используемым мерам, для того, чтобы можно было судить об их эффективности и продемонстрировать её земледельцам. Это объясняет цели данной диссертации, а именно, внести свой вклад в развитие методов в дополнение к уже существующим для экологической оценки сельскохозяйственной деятельности в масштабе территорий. Так, мы использовали (i), методы анализа и Multi моделирования (*ELECTRE*) в сочетании с географической информационной системой в небольших водоразделах от 2 до 5 км<sup>2</sup> (*бассейн Oir*, в *Нижней Нормандии*, на северо-западе *Франции* и *бассейн Auradé, Кото де Гасконь*, на юго-западе *Франции*) (ii), подход посредством пространственного моделирования (называемый *PIXAL*) агроэкологического риска с использованием спутникового изображения и ГИС (географическая информационная система), на уровне большой площади в несколько тысяч км<sup>2</sup> (*Кото де Гасконь*).

В обоих подходах, мы показали, что критерии, выбранные подходящим образом, позволяют оценить агро-экологические риски в различных масштабах: оценка сельскохозяйственного участка (уровень решений принимается сельскохозяйственниками), позволяет получить изображение небольшого водораздела. Оценка пиксель спутниковых изображений (*Landsat TM5*), позволяет изображение водоразделов, взятые путём вложения один в один. Эти критерии (1) показывают уязвимость поверхностных вод: покатоность сельскохозяйственных земель, связь между пространственным объектом на основе расчета (участок или пиксель изображений) и гидрографической сетью, состояние берегов; (2) сельскохозяйственная деятельность: занятие земли по типу её возделывания и осуществляемой практики, (3) роль сокращения некоторого обустройства: охрана реки (устройство прибрежной полосы травы), ряда деревьев или ограничение переноса частиц (посредством насыпи), исследуемые на небольших водоразделах. Результаты оценки агроэкологического риска и показатели качества поверхностных вод в различных местах показывают сопоставимые градиенты. Интеграция установки многоуровневых моделей, произведённая на уровне каждого участка, в пространственном моделировании, помогла уточнить результаты оценки, полученной на большой площади.

В перспективе, связь между моделью мультикритерного анализа типа *ELECTRE* с пространственной, могла бы позволить улучшение результата оценки на различных уровнях либо общественных действий в целом, либо участка. Это предоставило бы дополнительные ответы на ряд вопросов об изменении пространственного масштаба.

---

**Ключевые слова** : сельскохозяйственная деятельность ; экологические показатели; качество поверхностных вод; риск ; водораздел; агроэкологическая политика; поддержка в принятии решений; моделирование; мультикритерный анализ; пространственность; многомасштабный; *ELECTRE; PIXAL*.

# Table des matières

Remerciements .....	III
Résumés : français, anglais, espagnol, russe.....	VII
Liste des Tableaux .....	5
Liste des Figures .....	6
Liste des Abréviations.....	9
Glossaire.....	11
Avant-propos.....	13
<b>Introduction générale.....</b>	<b>15</b>
<b>Chapitre 1. Les facteurs de risques agro-environnementaux. Leurs échelles spatiales d'appréciation. Les méthodes classiques d'évaluation. Un état des connaissances .....</b>	<b>29</b>
1.1 Les risques agro-environnementaux .....	31
1.1.1 Définition générale de la notion de risque.....	31
1.1.2 Les risques agro-environnementaux pour l'enjeu de la qualité des eaux.....	31
1.1.2.1 Les risques agro-environnementaux.....	31
1.1.2.2 L'enjeu de la qualité des eaux .....	34
1.2 La pression anthropique due aux activités agricoles.....	35
1.3 Les processus hydrologiques dans les bassins versants .....	37
1.4 Les facteurs déterminants les transferts des contaminants agricoles vers les eaux de surface....	40
1.4.1 Présentation des flux des contaminants agricoles sur un bassin versant.....	40
1.4.2 Les facteurs déterminants les transferts de l'azote .....	41
1.4.2.1 Les différentes formes de l'azote.....	41
1.4.2.2 Les modes de transfert de l'azote vers les eaux .....	41
1.4.3 Les facteurs déterminants les transferts des produits phytosanitaires.....	44
1.4.3.1 Les principales familles chimiques de PPh et leurs modes d'action .....	44
1.4.3.2 Les effets des PPh sur l'environnement et conséquences pour la santé humaine.....	45
1.4.3.3 Les phénomènes de rétention, de dégradation dans le sol, et de transfert vers les eaux .....	46
1.4.3.4 Les dynamiques de variation des concentrations de PPh dans le sol et dans l'eau ...	49
1.4.3.5 Les principales voies de transfert à l'échelle parcellaire.....	50
1.4.3.6 Variation spatio-temporelle des voies de transfert à l'échelle du bassin versant.....	51
1.4.3.7 Influence des pratiques culturales sur le transfert des PPh vers les eaux.....	52
1.4.4 L'érosion hydrique et les transferts de matières particulaires .....	53
1.4.4.1 Les principaux processus de l'érosion hydrique .....	53
1.4.4.2 Rôle du milieu physique dans l'érosion et le ruissellement : topographie, nature des sols, contexte hydrologique.....	55
1.4.4.3 Influence des pratiques agricoles au niveau parcellaire.....	55
1.4.4.4 Déterminants au niveau du bassin versant.....	57
1.4.4.5 Conséquences de l'érosion, du ruissellement et transfert de particules .....	58
1.5 Des facteurs régulateurs des transferts de contaminants vers les cours d'eau.....	59
1.5.1 Des pratiques agricoles respectueuses de l'environnement .....	59
1.5.1.1 La réduction des intrants lors de l'application.....	59
1.5.1.2 Les techniques culturales simplifiées.....	60
1.5.1.3 Respect des rotations et cultures intermédiaires.....	61

1.5.2 Des aménagements environnementaux .....	61
1.5.2.1 Les zones tampons enherbées et boisées.....	62
1.5.2.2 Les périmètres de protection d'un bassin d'alimentation d'un captage d'eau potable.....	63
1.5.2.3 Talus, haies, fossés.....	65
1.5.2.4 Protection des cours d'eau dans les prairies pâturées .....	65
1.6 Les niveaux spatiaux d'appréciation des risques de transfert .....	66
1.6.1 Les problèmes d'échelle spatiale en sciences de l'environnement .....	68
1.6.2 La situation particulière de la gestion de l'eau .....	69
1.6.3 Les niveaux d'organisation spatiale en agro-environnement .....	70
1.6.3.1 Les différents niveaux d'organisation .....	70
1.6.3.2 La question des données de nature et d'échelles différentes.....	71
1.6.4 Les méthodes de changement de niveaux d'organisation.....	71
1.6.4.1 Les Objets Spatiaux de Référence en agro-environnement .....	72
1.6.4.2 Des indicateurs spécifiques à chaque niveau d'organisation .....	72
1.6.4.3 Les démarches agrégatives et désagrégatives.....	72
1.6.4.4 Des modèles intégrés.....	74
1.7 Des méthodes d'évaluation environnementale .....	76
1.7.1 Les indicateurs agro-environnementaux (IAE) .....	77
1.7.2 Les modèles .....	79
1.7.2.1 Une typologie des modèles.....	79
1.7.2.2 Les modèles agro-hydrologiques .....	79
1.7.2.3 Les modèles spatiaux .....	81
1.7.3 Les méthodes d'analyse multicritère pour l'aide la décision .....	82
Conclusion du chapitre.....	88
<b>Chapitre 2. Sites et choix des méthodes d'étude.....</b>	<b>89</b>
2.1 Introduction.....	91
2.2 Les sites d'études.....	92
2.2.1 Bassins versants en Normandie .....	92
2.2.1.1 Caractéristiques physiques .....	93
2.2.1.2 Caractéristiques climatiques.....	94
2.2.1.3 L'agriculture et l'environnement paysager .....	95
2.2.1.4 Flux de MES sur les deux cours d'eau .....	97
2.2.2 Bassins versants sur les Coteaux de Gascogne.....	99
2.2.2.1 Caractéristiques physiques .....	101
2.2.2.2 Caractéristiques climatiques.....	104
2.2.2.3 L'agriculture et l'environnement paysager .....	105
2.2.2.4 Flux de contaminants vers les cours d'eau .....	109
2.3 Choix des critères et des méthodes pour l'évaluation spatiale des risques agro- environnementaux .....	114
2.3.1 Choix des critères de l'évaluation des risques .....	114
2.3.2 Choix des méthodes et outils d'analyse .....	116
Conclusion du chapitre.....	118
<b>Chapitre 3. Évaluation des risques agro-environnementaux à l'échelle de bassins     versants élémentaires .....</b>	<b>119</b>

3.1 Risques de colmatage des frayères de salmonidés par les MES liées aux pratiques agricoles.....	121
3.1.1 Introduction.....	123
3.1.2 Background.....	125
3.1.2.1 Study area: a local context, favourable to erosion and runoff phenomena.....	125
3.1.2.2 Factors favourable to water erosion and runoff.....	126
3.1.3 Procedure for identifying plots sensitive to particle transfer by multicriteria spatial analysis for decision aiding.....	128
3.1.3.1 General structure of the GIS .....	128
3.1.3.2 Multicriteria analysis for decision aiding: principles and method .....	129
3.1.4 Results and discussion.....	134
3.1.4.1 Classification of plots according to erosion risk.....	134
3.1.4.2 Discussion.....	137
3.1.5 Conclusions - perspectives .....	138
3.2 Risque de contamination des eaux de surface par les produits phytosanitaires et effets des bonnes pratiques environnementales.....	140
3.2.1 Introduction - Background .....	143
3.2.2 Equipment and methods.....	145
3.2.2.1 Study site.....	145
3.2.2.2 An overview of the chosen sorting method.....	148
3.2.2.3 Interaction between GIS and MCDA .....	151
3.2.2.4 Modelling the set of criteria.....	152
3.2.2.5 Modelling the set of categories .....	156
3.2.2.6 Modelling data imperfections and arbitrariness .....	156
3.2.2.7 Modelling the role of the criteria.....	157
3.2.2.8 Validation of a risk level .....	158
3.2.3 Results and discussion.....	158
3.2.3.1 Assignment of agricultural parcels according to pesticide risk and the effect of BEPs .....	158
3.2.3.2 Sensitivity and robustness of the results .....	159
3.2.3.3 Discussion.....	160
3.2.4 Conclusions - perspectives .....	162
Conclusion du chapitre.....	163

**Chapitre 4. Évaluation des risques agro-environnementaux sur de grands espaces et relation avec les bassins versants élémentaires ..... 165**

4.1 Évaluation des risques de contamination des eaux de surface par les produits phytosanitaires sur un grand territoire.....	167
4.1.1 Introduction.....	170
4.1.2 Considering levels of spatial organisational in risk assessment: a review .....	172
4.1.2.1 Models and indicators used for characterizing water contamination risks.....	172
4.1.2.2 Methods for changing spatial organisational levels .....	172
4.1.3 Materials and methods .....	176
4.1.3.1 Study area and development context of the risk assessment method .....	176
4.1.3.2 Implementation of a spatial cognitive method.....	178
4.1.4 Results .....	183
4.1.4.1 A conceptual model to generalize the contamination risk assessment .....	183
4.1.4.2 Result of the classification of the picture satellite and pesticide pressure indicator.....	184
4.1.4.3 Level of pesticide contamination risk in surface water .....	185

4.1.5 Discussion .....	188
4.1.5.1 Applicability of the PHYTOPIXAL method .....	188
4.1.5.2 Comparison with other methods .....	189
4.1.5.3 Validation of the PHYTOPIXAL method .....	189
4.1.5.4 Limitations and potential improvements of the method .....	191
4.1.6 Conclusions and outlooks.....	192
4.2 Évaluation des risques de contamination des eaux de surface par les transferts d'azote sur un grand bassin versant et relation avec un petit bassin versant expérimental.....	194
4.2.1 Introduction.....	196
4.2.2 Materials and methods .....	197
4.2.2.1 Study site.....	197
4.2.2.2 General conceptual model combining two methods for varying spatial scales .....	198
4.2.2.3 Risk assessment for a small area, through the modelling of a combined multi-criteria decision aiding method and GIS. ....	199
4.2.2.4 The PIXAL multiscale risk assessment methods using remote sensing and GIS .....	204
4.2.3 Results and Discussion .....	207
4.2.3.1 Vulnerability of surface waters in the Save watershed .....	207
4.2.3.2 Land use in 2009 in the Auradé watershed and the Save.....	207
4.2.3.3 Contamination risks from nitrogen transfers to watercourses .....	210
4.2.4 Conclusion and perspectives .....	214
Conclusion du chapitre.....	216
<b>Chapitre 5. Discussion générale. Validation des méthodes d'aide à la décision.....</b>	<b>217</b>
5.1 Adéquation des méthodes d'évaluation environnementale aux échelles spatiales de la prise de décision .....	218
5.1.1 L'évaluation à l'échelle de l'acte de décision des pratiques agricoles .....	218
5.1.1.1 L'analyse et la modélisation multicritère pour l'évaluation environnementale.....	218
5.1.1.2 Les apports des méthodes multicritères ELECTRE par rapport à d'autres.....	218
5.1.2 L'évaluation à l'échelle de la prise de décision des gestionnaires publics .....	229
5.1.2.1 La modélisation spatiale face au problème posé.....	229
5.1.2.2. Disponibilité des données.....	230
5.1.2.3 Relation entre les deux approches mobilisées dans nos travaux .....	231
5.1.2.4 Comparaison avec d'autres méthodes.....	232
5.2 Sensibilité, robustesse, validation des résultats.....	233
5.2.1 Sensibilité et robustesse.....	233
5.2.1.1 Sensibilité et robustesse en AMCD : proposition méthodologique dans le cas d'un grand nombre d'actions.....	233
5.2.1.2 Sensibilité et robustesse de la méthode PIXAL.....	238
5.2.2 Problématique de la validation des résultats.....	238
5.2.2.1 A l'échelle des petits bassins versants .....	238
5.2.2.2 A l'échelle de grands espaces.....	240
5.3 Valorisation de ces méthodes par les acteurs sur le territoire .....	242
5.3.1 Appropriation des méthodes d'évaluation par les acteurs sur le territoire.....	242
5.3.2 Contribution de nos méthodes à l'action publique.....	243
Conclusion du chapitre.....	245
<b>Conclusion générale Perspectives.....</b>	<b>247</b>
<b>Références bibliographiques .....</b>	<b>253</b>
<b>Annexes.....</b>	<b>279</b>

# Liste des Tableaux

## Chapitre 1. Etat des connaissances

Tableau 1-01. Les risques environnementaux.....	32
-------------------------------------------------	----

## Chapitre 2. Sites et choix des méthodes d'étude

Tableau 2-01. Résultats moyens des 12 analyses physico-chimiques de sols sur les BV étudiés ..	94
Tableau 2-02. Comparaison des exploitations d'élevage sur les <i>Violettes</i> et le <i>Moulinet</i> n 2008 .	96
Tableau 2-03. Apports moyens en N et rendements moyens (q/ha) de l'Association des Agriculteurs d' <i>Auradé</i> (AAA) et de la région <i>Midi-Pyrénées</i> (Mi-Py).....	108
Tableau 2-04. Principaux résultats des analyses de produits phytosanitaires dans le PAT " <i>Save-Boulouze</i> ", pour 4 campagnes agricoles.....	112
Tableau 2-05. Détections des molécules par rapport aux seuils limites réglementaires dans le PAT " <i>Save-Boulouze</i> " .....	112
Tableau 2-06. Molécules présentant les concentrations les plus élevées.....	113

## Chapitre 3. Évaluation environnementale sur des petits BV

Tableau 3-01. Criteria weighting tests.....	132
Tableau 3-02. Weighting of factor adopted and coefficient values used to calculate indifference thresholds $S_q$ , preference $S_p$ and veto $S_v$ .....	133
Tableau 3-03. Final ranking of the 112 plots, aggregated into ten classes of risk .....	134
Tableau 3-04. MCDA scores for the effectiveness of VFSS.....	155
Tableau 3-05. MCDA scores for RZs.....	155
Tableau 3-06. Performances of the characteristic reference parcels, for the five categories.....	156
Tableau 3-07. Values of the thresholds of indifference (Q), preference (P) .....	157
Tableau 3-08. Weights of criteria using SRF procedure .....	157

## Chapitre 4. Évaluation environnementale sur de grands espaces

Tableau 4-01. Scores of vulnerability indicators.....	180
Tableau 4-02. Farming land use and scores of pesticide pressure indicator.....	185
Tableau 4-03. Surface corresponding to the levels of contamination risks, depending on aggregation scale: i) 2871 elementary watersheds and ii) 125 hydrologic areas..	186
Tableau 4-04. Performance of benchmark parcels, for the 5 categories .....	203
Tableau 4-05. Weighting of criteria .....	204
Tableau 4-06. Weighting relationships between MCDA and AZOTOPIXAL methods.....	207
Tableau 4-07. Comparison of MCDA differentiated-weight results, vulnerability indicators, and equally weighted results for nitrogen risks on <i>the Save</i> watershed .....	212
Tableau 4-08. Comparison between nitrogen contamination risk level in 2009, and average nitrate concentration in the six measurement stations.....	213

## Chapitre 5. Discussion générale. Validation des méthodes

Tableau 5-01. Répartition du nombre corrigé des parcelles <i>du Moulinet</i> et <i>des Violettes</i> suivant les classes les plus à risque en 2006 et 2008.....	223
Tableau 5-02. Résultats des traitements complémentaires sous ELECTRE TRI-C et ELECTRE III sur le BV <i>du Moulinet</i> en 2008 .....	226
Tableau 5-03. Typologie des 10 parcelles les plus à risque sur le BV <i>des Violettes</i> en 2008.....	235

# Liste des Figures

## Chapitre 1. Etat des connaissances

Figure 1-01. Modèle conceptuel d'évaluation des risques agro-environnementaux pour la ressource en eau .....	32
Figure 1-02. DCE : Notion de bon état des eaux de surface et des eaux souterraines.....	34
Figure 1-03. Impact des activités agricoles sur l'environnement .....	36
Figure 1-04. Processus hydrologiques dans les bassins versants .....	38
Figure 1-05. Pratiques agricoles et contamination des masses d'eau .....	40
Figure 1-06. Différents états de l'azote dans le sol et quantités moyennes par hectare de culture .....	41
Figure 1-07. Différentes formes et modes de transfert de l'azote vers les eaux .....	42
Figure 1-08. Principaux processus agissant sur les flux d'azote vers l'eau à l'échelle des territoires.....	43
Figure 1-09. Processus d'écoulements superficiels et souterrains des PPh dans un bassin versant.....	51
Figure 1-10. Stades de dégradation de la surface d'un sol limoneux sous l'action des pluies.....	54
Figure 1-11. Croûte de battance sur un sol limoneux de la région des <i>Coteaux de Gascogne</i> .....	54
Figure 1-12. Ruissellement et transport de MES vers le ruisseau en aval d'une parcelle de maïs après ensilage, en <i>Basse Normandie</i> .....	57
Figure 1-13. Zones de production et de concentration du ruissellement sur les versants .....	57
Figure 1-14. Destruction des berges et des frayères par les animaux en région d'élevage .....	59
Figure 1-15. Schéma du fonctionnement d'une zone tampon enherbée vis-à-vis de l'interception des PPh .....	63
Figure 1-16. Différentes fonctions des zones tampons .....	64
Figure 1-17. Bassin d'alimentation d'un captage d'eau brute pour la potabilisation .....	64
Figure 1-18. Circulation de l'eau et contrôle de l'érosion dans un paysage de bocage .....	66
Figure 1-19. Différents niveaux d'organisation spatiale.....	68
Figure 1-20. Évaluation environnementale : niveaux d'organisation spatiale, données, méthodes, résultats .....	76
Figure 1-21. Modèle PER de l'OCDE.....	77
Figure 1-22. Schéma général du modèle DPSIR.....	78

## Chapitre 2. Sites et choix des méthodes d'étude

Figure 2-01. Schéma de l'organisation générale de la thèse .....	91
Figure 2-02. Localisation des BV <i>des Violettes</i> et <i>du Moulinet</i> , sur la commune-canton <i>d'Isigny Le Buat</i> .....	92
Figure 2-03. Diagramme ombrothermique établi sur les valeurs mensuelles de la station de <i>St Hilaire du Harcouët</i> (50) de 1991 à 2001.....	95
Figure 2-04. Éléments paysagers sur les bassins <i>des Violettes</i> et <i>du Moulinet</i> .....	97
Figure 2-05. État des berges avant et après protection, sur les bassins de <i>l'Oir</i> .....	98
Figure 2-06. Les rivières de <i>la Gascogne</i> et le système <i>Neste</i> .....	100
Figure 2-07. Bassins versants emboîtés dans le grand bassin hydrographique de la Garonne....	101
Figure 2-08. Ensemble géomorphologique de <i>la Gascogne gersoise</i> .....	102



Figure 2-09. Illustrations d'états de sols dans le bassin de <i>la Save</i> .....	103
Figure 2-10. Diagramme ombrothermique à <i>Auch</i> : position centrale des <i>Coteaux de Gascogne</i>	105
Figure 2-11. Paysages du bassin versant de <i>la Save</i> .....	106
Figure 2-12. Comparaison des pratiques phytosanitaires (Indice de Fréquence de Traitement : IFT) dans l'AAA et sur le BVE <i>d'Auradé</i> (en 2008-2009) avec celles de la région <i>Midi-Pyrénées</i> (IFT Mi-Py 2008) .....	109
Figure 2-13. Mesures de concentrations en nitrates sur le BVE <i>d'Auradé</i> de 1985 à 2006 .....	110
Figure 2-14. Schéma synthétique des facteurs déterminants du risque de contamination des ESU et quelques variables associées .....	115

### Chapitre 3. Evaluation environnementale sur des petits BV

Figure 3-01. Location of the areas of studies .....	126
Figure 3-02. General flowchart of the methodology .....	128
Figure 3-03 General structure of the geographic information system and relations with the MCDA.....	129
Figure 3-04. General principle of the outranking method.....	133
Figure 3-05. Classification of the 100% plots at risk of particle transfers in 2008, in the watershed of <i>Violettes</i> , with sequential cropping .....	135
Figure 3-06. Classification of the 25% plots at risk of particle transfers in 2008, with sequential cropping .....	136
Figure 3-07. Simulation of a classification of the 27% plots at risk in 2008, without any sequential cropping.....	136
Figure 3-08. Location of the study site ( <i>Southwest of France</i> ) .....	146
Figure 3-09. Aggregation of soil types in <i>Auradé</i> watershed into four main categories .....	147
Figure 3-10. <i>Auradé</i> watershed: land use in 2010 .....	148
Figure 3-11. Assignment process in ELECTRE TRI-C, (a) descending rule selecting process (b) ascending rule selecting process .....	150
Figure 3-12. General diagram of the method combining GIS and MCDA.....	151
Figure 3-13. Various criteria analysed for the assessment of pesticide risks and BEPs effects ..	153
Figure 3-14. <i>Auradé</i> watershed: spatialised results of MCDA modelling for pesticides with effect of BEPs .....	158
Figure 3-15. <i>Auradé</i> watershed: agricultural parcels with a risk increase, without any BEPs effect.....	159

### Chapitre 4. Évaluation environnementale sur de grands espaces

Figure 4-01. Different spatial organisational levels, data and methods.....	174
Figure 4-02. Location of the study area in south-western France.....	177
Figure 4-03. Example of different spatial organisational levels in the " <i>Coteaux de Gascogne</i> " ..	178
Figure 4-04. Overall structure of the PHYTOPIXAL method and its different scales of results ....	179
Figure 4-05. Distance to watercourses .....	181
Figure 4-06. Conceptual model of the generic PIXAL method.....	184
Figure 4-07. Land use in the study area.....	185
Figure 4-08. Estimated risk at the scale of the elementary watersheds .....	186
Figure 4-09. Estimated risk at the scale of the intermediate watersheds.....	187

Figure 4-10. Distribution of IPS values and Shannon diversity indices in the 4 Phytotaxal categories tested.....	190
Figure 4-11. An overview of the scaling change issue and location of the study site .....	198
Figure 4-12. General conceptual model combining two methods .....	199
Figure 4-13. Different criteria used and relations between GIS and MCDA.....	201
Figure 4-14. Overall structure of the AZOTOPIXAL method and its different scales of results....	206
Figure 4-15. Surface water vulnerability, combining indicators of slopes, soils nature and hydrographic network with weighting obtained from MCDA model.....	208
Figure 4-16. Land use in 2009 in <i>the Auradé</i> watershed .....	209
Figure 4-17. Land use in 2009 in <i>the Save</i> watershed .....	209
Figure 4-18. Risks of nitrogen transfers in surface waters in 2009 in <i>the Auradé</i> watershed.....	210
Figure 4-19. Risks of nitrogen transfers in <i>the Save</i> watershed surface waters, in 2009, using differentiated weights of vulnerability indicators .....	211
Figure 4-20. Cumulated risk values in Save watercourse and measuring stations for surface water.....	214

## Chapitre 5. Discussion générale. Validation des méthodes

Figure 5-01. Évolution temporelle entre 2006 et 2008 des rangs du risque de transfert de MES pour chaque parcelle sur le <i>BV des Violettes</i> .....	222
Figure 5-02. Distribution des 185 parcelles du <i>Moulinet</i> en 4 catégories de risque par ELECTRE TRI-C.....	227
Figure 5-03. Distribution des 77 parcelles de la classe C3 définie par ELECTRE TRI-C en 2 sous catégories après classement par ELECTRE III, en 2008 .....	227
Figure 5-04. Distribution des 112 parcelles en 4 catégories à risque sur le <i>BV des Violettes</i> par <i>ELECTRE TRI-C</i> , en 2008.....	228
Figure 5-05. Travaux de protection des cours d'eau mis en œuvre par le Syndicat de rivière de <i>l'Oir</i> sur le BV du <i>Moulinet</i> en 2006-2010.....	228
Figure 5-06. Résultat de l'analyse de robustesse pour le critère Connexion sur le <i>BV des Violettes</i> en 2008.....	235
Figure 5-07. Résultat de l'analyse de robustesse pour la Pondération sur le <i>BV des Violettes</i> en 2008.....	237
Figure 5-08. Structure du modèle de spatialisation du ruissellement et du transfert des MES... 239	
Figure 5-09. Observations au microscope optique de frustules normaux et anormaux de différentes espèces de diatomées benthiques .....	241

# Liste des Abréviations

- AB** : Agriculture Biologique
- AD** : Agriculture Durable
- ADBx** : UR "Aménités et Dynamique des Espaces Ruraux, à Irstea - centre de Bordeaux-Cestas
- AE** : Agro-environnement
- AEAG** : Agence de l'Eau Adour-Garonne
- AHP** : Analytic Hierarchy Process (Analyse selon le processus hiérarchique)
- AMCD** : Analyse multicritère pour l'aide à la décision ou Aide multicritère à la décision
- ANDA** : Association Nationale de Développement Agricole
- AR** : Agriculture Raisonnée
- AEAG** : Agence de l'Eau Adour Garonne
- AESN** : Agence de l'Eau Seine Normandie
- BV** : Bassin versant
- CACG** : Compagnie d'Aménagement des Coteaux de Gascogne
- CE** : Commission Européenne
- CEE** : Communauté Economique Européenne
- CEDAPA** : Centre d'Étude pour un Développement Agricole Plus Autonome
- CGDD** : Commissariat Général au Développement Durable
- CIPAN** : Culture Intermédiaire Piège A Nitrates
- DCE** : Directive Cadre Européenne sur l'eau (n°2000/60/CE)
- EA** : Exploitation Agricole
- EcoLab** : Laboratoire d'écologie fonctionnelle et environnement (UMR Université Paul Sabatier Toulouse / CNRS / INPT-ENSAT)
- ELECTRE** : ELimination Et Choix Traduisant la REalité
- FAO** : Food and Agriculture Organisation (Organisation pour l'agriculture et l'Alimentation au sein de l'Organisation des Nations Unies)
- FEADER** : Fonds européen agricole pour le développement rural
- GP** : Méthode de Georges PERRIN de calcul des couts
- Ha** : Hectare
- IGN** : Institut Géographique National
- Km2** : Kilomètre carré (1 km<sup>2</sup> = 100 ha)
- LAMSADE** : Laboratoire d'Analyse et de modélisation de Systèmes d'Aide à la Décision (UMR Université Paris-Dauphine / CNRS).
- MAE** : Mesure Agro-Environnementale (ou Agri-Environnementale en version anglo-saxone)
- MAET** : Mesure Agro-Environnementale Territorialisée

**MAUT** : Multi-attribute Utility Theory (Théorie de l'utilité multi-attribut)

**MACBETH** : Measuring Attractiveness by a Categorical Based Evaluation Technique

**MES** : Matières En Suspension

**MNT** : Modèle Numérique de Terrain

**NQE** : Norme de Qualité Environnementale

**ORESTE** : Organisation, Rangement Et Synthèse de données relationnelles

**PAC** : Politique Agricole Commune

**PE** : Performance Environnementale

**PMPOA** : Programme de Maîtrise des Pollutions d'Origine Agricole

**PPh** : Produits phytosanitaires

**PROMETHEE** : Preference Ranking Organisation METHod for Enrichment Evaluation

**QUALIFLEX** : Flexible Qualification Multiple-Criteria Decision method

**REACH** : Registration, Evaluation, Authorisation and Restriction of Chemicals

**SAGE** : Schéma d'Aménagement et de Gestion des Eaux

**SAU** : Surface Agricole Utilisée

**SEQ eau** : Système d'Évaluation de la Qualité des eaux en France

**SIG** : Système d'Information Géographique

**SIRS** : Système d'Information à Référence Spatiale

**SMART** : Simple Multi-Attribute Rating Techniques

**SWAT** : Soil and Water Assessment Tool

**TNT2** : Topography-based Nitrogen Transfer and Transformations

**TOPSIS** : Technique for Order of Preference by Similarity to Ideal Solution

**UE** : Union Européenne

**UIPP** : Union des Industries de la Protection des Plantes

**UTA** : UTilités Additives (méthode d'agrégation multicritère)

# Glossaire

**Abiotique** : En écologie, les facteurs abiotiques représentent l'ensemble des facteurs physico-chimiques d'un écosystème influençant sur une biocénose donnée. C'est l'action du non-vivant sur le vivant. Opposables aux facteurs biotiques, ils constituent une partie des facteurs écologiques de cet écosystème

**Adventice** : En agronomie, ce terme désigne une plante herbacée ou ligneuse indésirable à l'endroit où elle se trouve, désignée dans le langage courant par l'expression de *mauvaise herbe*.

**ArcInfo** : L'un des premiers logiciels de SIG.

**ArcGIS** : Logiciel SIG de dernière génération

**Bocage** : région où les champs et les prés sont enclos par des levées de terre (talus) portant des haies ou des rangées d'arbres qui marquent les limites de parcelles de tailles inégales et de formes différentes, et où l'habitat est dispersé généralement en fermes et en hameaux.

**Bonnes Conduites Agricoles et Environnementales (BCAE)** : cette notion recouvre toutes les mesures mises en place dans l'Union Européenne, dans le cadre de la Politique Agricole Commune (PAC), en contrepartie de versements d'aides financières aux agriculteurs. Elles doivent représenter une surface agricole utilisée minimale, par exemple 3% en 2012 (sous forme par exemple de : bandes enherbées, jachères, haies, prairies en zones humides, etc.).

**Bassin versant** : ou *bassin hydrographique* est un espace géographique alimentant un cours d'eau et drainé par lui. Il a pour axe le cours d'eau principal et pour limite la ligne de partage des eaux séparant les bassins hydrographiques adjacents.

**Effet de Foehn** : phénomène météorologique créé par la rencontre de la circulation atmosphérique et du relief, quand un vent dominant est entraîné au-dessus d'une chaîne montagneuse et redescend de l'autre côté après l'assèchement de son contenu en vapeur d'eau

**Lixiviation** : processus au cours duquel l'eau s'infiltre et percole dans un sol agricole pollué par des pesticides ou nitrates en entraînant par dissolution certains sels, ions ou substances solubles et finit dans une nappe superficielle ou dans la nappe phréatique.

**Méthode de Jenks** : Méthode mathématique de discrétisation des données en classes, basée sur la maximisation des variances interclasses et sur la minimisation des variances intraclasses : les individus au sein d'une même classe sont les moins dispersés possibles (homogénéité) tandis que les classes sont les plus éloignées les unes des autres (hétérogénéité).

**Mesures agro-environnementales (MAE)** : sont des mesures incitatives à des changements de pratiques des agriculteurs par des aides financières spécifiques (Réduction de doses d'intrants, allongement des durées de rotation...), contrairement aux BCAE qui sont obligatoires en application de la PAC. Certaines d'entre elles sont territorialisées (MAET) dans le cadre de dispositifs tel que *Natura 2000*, ou des *Plans d'Action Territoriale* des Agences de l'Eau.

**Normes de Qualité Environnementale (NQE)** : une NQE représente 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 les écosystèmes. L'annexe VIII de la DCE liste 83 substances jugées prioritaires au niveau national.

**Pollution diffuse** : pollution des eaux due non pas à des rejets ponctuels et identifiables, mais à des rejets issus de toute la surface d'un territoire en provenance d'une multitude de points non dénombrables et transmis aux milieux aquatiques de façon indirecte ou à travers le sol, sous l'influence de la force d'entraînement des eaux en provenance des précipitations ou des irrigations. Elle est d'autant plus préjudiciable que le nombre de sites concernés (à l'origine des pollutions) est important.

**Pollution ponctuelle** : toute pollution dont l'origine peut être localisée géographiquement de façon précise. Elle peut être issue d'un site unique (par exemple point de rejet d'un effluent) ou de plusieurs sources géographiquement localisables proches les unes des autres, peu nombreuses et parfaitement dénombrables.

**Ruissellement** : écoulement par gravité de l'eau à la surface du sol. Il est de type hortonien lorsque la capacité d'infiltration du sol est insuffisante vis-à-vis de l'intensité de la pluie, et dit par saturation, lorsque le sol est totalement saturé, mais celui-ci est plus rare sous climat tempéré.

**Sol limoneux** : sol dont les composants minéraux sont principalement constitués de limons, formation sédimentaire dont la taille des grains est intermédiaire entre celle des argiles et des sables (environ 2 et 20 micromètres). Ces sols sont fertiles mais leur principal défaut est le risque de battance et de tassement (formation d'une semelle de labour).

**Structure d'un sol** : elle représente le mode d'organisation des différentes particules de sable, de limon et d'argile entre elles pour former des agrégats; elle est décrite en termes de degré de structure (intensité d'agrégation), de classe (taille moyenne des agrégats) et de type de structure (forme de l'agrégation), ainsi que par la nature et la distribution des pores et des canaux capillaires.

**Système d'Évaluation de la Qualité des Eaux (SEQ Eau)** : il a été développé en France depuis 1971 pour les eaux de surface et fin des années 1990 pour les eaux souterraines (version adoptée en 2002 par le Ministère en charge de l'écologie). Il repose sur les altérations des masses d'eau suivant des mesures effectuées de la qualité physico-chimique à partir des indices courants (micropolluants organiques dont pesticides, nitrates et phosphore, paramètres d'oxygénation de l'eau) et de la qualité biologique pour les cours d'eau, à partir d'un inventaire des végétaux, des invertébrés, des poissons.

**Système d'Information géographique (SIG)** : système d'information permettant de créer, d'organiser et de présenter des données alphanumériques spatialement référencées (ou géoréférencées) et de produire des plans et des cartes en 2D et 3D. Ses usages couvrent les activités géomatiques de traitement, de partage et de diffusion de l'information géographique.

**Système d'Information à Référence Spatiale (SIRS)** : terme générique qui désigne l'ensemble des procédures et des règles destinées à structurer les activités de conception et d'utilisation de l'information géographique

**Texture d'un sol** : elle correspond à la répartition dans ce sol des minéraux suivant leur granulométrie (en fait, diamètre des particules supposées sphériques) indépendamment de la nature et de la composition de ces minéraux. La texture du sol ne tient pas compte du calcaire et de la matière organique.

## Avant-propos

Cette thèse est le fruit de mon travail de recherche et d'expertise en qualité d'*Ingénieur-chercheur en agro-environnement* à l'*Irstea-Centre de Bordeaux*, depuis une dizaine d'années, sur les questions d'évaluation environnementale des activités agricoles à de multiples échelles territoriales.

L'expérience acquise repose sur la méthodologie mise en œuvre au cours de projets de recherche européens, nationaux, inter-régionaux et les travaux qui en résultent. La rédaction de ce document a été menée au cours des trois dernières années, parallèlement à la conduite de ces projets, grâce notamment à l'appui d'*Irstea*, qui m'en a offert l'opportunité.

Ainsi, le cœur de cet ouvrage de thèse est nourri par quatre publications scientifiques. Leur thématique et rédaction ont été conçues suivant les objectifs de ce travail, déclinés en questions de recherche, intégrées après un état de l'art classique autour des problématiques de risque, de transferts de contaminants vers les eaux de surface, de méthodes d'évaluation environnementale.

*Afin de faciliter la lecture de l'ouvrage, certaines abréviations\* ou mots\* sont définis dans la liste des abréviations ou dans le glossaire.*





# Introduction générale

## *Des besoins de productivité agricole et leurs conséquences écologiques*

L'agriculture a toujours eu pour mission essentielle de nourrir les populations. Après la seconde guerre mondiale, face à la pénurie alimentaire, un virage important avait été pris dans le développement de la production agricole en Europe, d'abord avec la mise en œuvre du plan Marshall, dès 1947, puis avec la signature du traité de Rome en 1957 (Baumier, 1979; Gervais et al., 1992; Jean et Périgord, 2009). En France, les lois d'Orientation Agricole de 1960 et 1962 ont véritablement donné l'élan de l'organisation économique : organisation des filières, modernisation des exploitations agricoles familiales d'une dimension économique considérée comme viable, en vue d'accroître leurs niveaux de production ; politique d'installation des jeunes agriculteurs formés aux techniques modernes de production en facilitant parallèlement le départ en retraite des agriculteurs âgés (Miquel, 2001). Les progrès de la génétique végétale et animale, de la "chimie verte", des technologies de production, de la mécanisation ont permis d'atteindre puis de dépasser les objectifs initiaux en besoins alimentaires nationaux et de faire de l'agriculture une puissance exportatrice. En trois décennies, les rendements ont été multipliés par trois à quatre pour les céréales à paille et par six pour le maïs. En 1945, un agriculteur français nourrissait une dizaine de personnes, une soixantaine en 1995, et environ une centaine en 2010 (Pujol et Dron, 1999).

L'évolution de la productivité nécessaire pour répondre aux besoins alimentaires de la croissance démographique d'après guerre s'est en fait transformée en course au productivisme. La différence de terminologie est essentielle : si l'augmentation de productivité peut se faire en tenant compte des autres piliers de la durabilité, à savoir l'environnement et le social (Perret, 2005), le productivisme n'a guère d'autre souci que celui du développement économique et du profit financier. Son essor a été lié à la puissance de groupes agro-pharmaceutiques, multinationales encourageant l'usage excessif et démesuré des fertilisants et des produits phytosanitaires, avec un relai bien structuré de préconisateurs technico-commerciaux sur le terrain, souvent émanant des instances professionnelles agricoles (coopératives notamment). Cette "modernisation" de l'agriculture s'est d'abord traduite par un exode rural massif (Baumier, 1979; Miquel, 2001), parallèlement à l'agrandissement des structures des exploitations agricoles et des parcelles de production sous l'effet notamment de restructurations foncières dont le remembrement, souvent dévastateur des éléments paysagers protecteurs de l'érosion et des cours d'eau (Michelin et Gauchet, 2000).

Ainsi, durant un demi-siècle, les paysans, à l'origine proches de leur environnement physique et biologique, ont changé de statut au sein de la société (Bonny, 2005). Ils sont devenus des agriculteurs, voire des chefs d'entreprise dans le cas d'exploitations agricoles de taille importante (Gervais et al., 1992; Miquel, 2001; Nallet, 2010). Les excès de ce productivisme engendrait parallèlement une forte dégradation de la qualité des milieux : des sols, des eaux de surface et souterraines, de la biodiversité en particulier dans les espaces concernés par les pratiques culturales intensives (Pelt, 2001; Angelliaume-Descamps et Tulet, 2005).

*Cette thèse est consacrée à l'évaluation de la performance environnementale des activités agricoles, notamment par la considération des risques de dégradation de la qualité des eaux de surface. Aussi, dans ces éléments de contexte, il nous a paru d'abord essentiel de considérer les conséquences environnementales des excès des pratiques culturales sur la qualité des eaux ; puis d'analyser l'évolution des politiques publiques mises en œuvre, afin d'orienter la production dans le sens de la préservation des écosystèmes.*

## Une dégradation de la qualité des eaux :

### ○ Par les fertilisants d'origines organique et minérale

Le rapport *Hénin (1980)* marque une prise de conscience des questions environnementales par l'agronomie, à commencer par les conséquences des excès d'azote sur les milieux aquatiques. Déjà de multiples recherches et études mettent en évidence la contamination des eaux par les excès d'azote (*Soumagnat, 1981 ; Probst, 1985 ; CFEDFR et ANPP, 1987 ; Faruggia et Simon, 1994 ; Chaussat, 1996 ; Cemagref et CACG, 1997*). Les agronomes attirent l'attention des pouvoirs publics (*Sebillotte et Meynard, 1990 ; Sebillotte, 1994*). En France, le Comité d'Orientation pour les Pratiques respectueuses de l'Environnement (CORPEN) a publié plusieurs ouvrages spécifiques en référence à la pollution azotée (*CORPEN, 1988, 1991a, 1991b, 1991c, 1993, 1999, 2001, 2006*).

Dans les régions de grandes cultures, les engrais minéraux azotés ont été épandus massivement, bien au-delà des besoins physiologiques des plantes. En effet, cette surfertilisation constituait une assurance pour garantir les meilleurs rendements, afin de compenser la stagnation, voire la diminution en monnaie constante des prix agricoles (*Angelliaume-Descamps et Tulet, 2005*), à une époque où le rapport entre le coût de l'azote et le bénéfice en rendement supplémentaire était largement en faveur de la surfertilisation. Mais les excès azotés non absorbés par les plantes ont peu à peu envahis les cours d'eau et les nappes souterraines (*CFEDFR et ANPP, 1987 ; Cheverry, 1998*).

En production animale, l'intensification des élevages liée à l'augmentation de leur taille mais surtout à leurs performances, sur des surfaces agricoles devenues insuffisantes, a conduit à une production excessive de lisiers très concentrés en matières azotées et phosphorées que les sols ne pouvaient plus absorber, compte tenu de leur saturation (*Turpin et al., 1997 ; 2000*). Cette situation contribuait ainsi au transfert des nutriments organiques vers les eaux de surface et souterraines, dont la conséquence était une augmentation importante de leur concentration dans les hydrosystèmes. Les multiples phénomènes d'eutrophisation dans des eaux stagnantes ou sur les zones côtières touristiques telles que les plages bretonnes, ainsi que la contamination des points de captage des eaux en vue de l'adduction d'eau potable sont les conséquences de ces excès, encore largement médiatisés (*Senet, 2012a*).

Ainsi, l'agriculture française contribue à près de 75 % des apports en nitrates et à 22 % des apports en phosphore dans les eaux de surface. Face à cette problématique commune aux différents États membres, l'Union Européenne (UE) avait adopté en décembre 1991, la Directive 91/676/CEE "Nitrates" concernant la protection des eaux contre la pollution par les nitrates à partir de sources agricoles (*CE, 1991*). Des scénarii de lutte contre les pollutions ponctuelles (rejets des lisiers depuis les bâtiments d'élevage) et diffuses ont alors été engagés depuis une vingtaine d'années, notamment avec le soutien d'aides publiques de l'UE, de l'État et des collectivités territoriales dans le cadre des Programmes de Maîtrise des Pollutions d'Origine Agricole (*MATE, 2001*) pour assurer la mise aux normes des élevages polluants (*PMPOA 1 en 1993 et PMPOA 2 en 2003*). Ces aides ont permis la mise aux normes des élevages de taille les plus importantes, de façon à résoudre prioritairement le problème de la pollution ponctuelle des excès de matières azotées (*Buscat, 2002*). Cependant, les élevages plus modestes, souvent nombreux sur l'ensemble des zones concernées n'ont pas toujours pu bénéficier de ces aides durant la période de programmation.

Depuis une vingtaine d'années, la contamination des eaux par les nitrates s'est "globalement" stabilisée (*CGDD, 2009 ; Annexe 1*). Néanmoins, 20% des points du réseau principal de mesure national demeurent classés en qualité médiocre ou mauvaise (*CE, 2000*). Il convient cependant de noter que même les ruisseaux secondaires, non contrôlés au cœur des bassins versants d'agriculture intensive, présentent des valeurs de concentration en NO<sub>3</sub>, assez souvent supérieures à la norme légale maximale pour la potabilisation de 50 mg/l (*Lavie, 2005 ; Ferrant, 2011*). De plus, les

conséquences écologiques (algues vertes) sont toujours d'actualité dans les régions où les excès étaient les plus marquants. C'est notamment le cas de la *Bretagne* eu égard à la forte concentration des élevages: 7% de la surface agricole française mais la moitié des élevages de porcs et de volailles et près d'un tiers des bovins (*Senet, 2012c*). La récente polémique autour de la gestion des algues vertes sur le littoral breton en témoigne. La commission de *Bruxelles* a d'ailleurs lancé un contentieux à l'égard du gouvernement français en l'assignant devant la cour de justice de l'UE pour motif d'incapacité à lutter contre la pollution des eaux par les nitrates, en d'autres termes, pour non application de la Directive Nitrates de 1991 (*Senet, 2012b ; 2012c*).

### ○ Par les produits phytosanitaires

L'augmentation des rendements agricoles tient aussi à la protection des plantes par l'usage de produits phytosanitaires eu égard à la lutte contre les cryptogames et les ravageurs et à la gestion de la concurrence des adventices pour les éléments minéraux, l'eau, l'espace de développement. Ces produits phytosanitaires sont encore dénommés produits phytopharmaceutiques, ou *pesticides*. En réalité, ce terme présente une acception plus large, car il fait référence non seulement aux substances phytosanitaires mais aussi zoosanitaires, les produits de traitements conservateurs du bois, et de nombreux produits à usage domestique.

Les produits phytosanitaires ont été utilisés à fortes doses durant au moins trois décennies, avec des molécules particulièrement toxiques pour la santé humaine (notamment cancérigènes) et les milieux biotiques. C'est notamment le cas d'insecticides tels que Parathion, Lindane, DDT (dichlorodiphényltrichloroéthane) qui ont une rémanence dans les sols d'une quinzaine d'années (*Briel et Vilain, 1999*), ainsi que des herbicides tels que Paraquat, Diuron, Simazine. Plus de 900 molécules étaient homologuées dans les années 1990 (*Pujol et Dron, 1998*). La plupart d'entre elles sont désormais interdites d'usage, dont beaucoup de molécules hydrophobes (*Cheverry, 1998 ; Miquel, 2003a ; 2003b*), compte tenu de leurs effets néfastes pour la santé humaine et l'environnement.

Actuellement, on compte 440 substances actives homologuées en France (*Couteux et Lejeune, 2010*). Certes, la France est le premier pays producteur agricole en Europe, mais elle est aussi le premier consommateur européen de produits phytosanitaires et le troisième au niveau mondial. Les ventes de ces produits représentaient 95 000 tonnes de matières actives / an, fin des années 1990, contre 62 700 tonnes en 2011 (dont près de 80% de produits de synthèse et 20% de cuivre et soufre) (*Annexe 2*), ce qui représente un chiffre d'affaires (Ch.Af.) pour l'industrie phytosanitaire de 1,9 milliards d'euros (*UIPP, 2012*). Cette diminution du tonnage utilisé s'explique notamment par celle des doses homologuées/ha pour les nouvelles molécules. L'agriculture utilise 90% de ce tonnage. Les 10% restants sont utilisés pour l'entretien des infrastructures routières et ferroviaires, des espaces verts, des trottoirs, traitement du bois et à divers usages privés (jardinage, traitement des locaux...).

Au niveau mondial, la filière phytopharmaceutique en 2011 représentait un Ch.Af. de 44 milliards de dollars, dont 27,7% en Europe, 26,4% en Asie, 22,9% en Amérique Latine, 19,1% en Amérique du Nord et 4% en Afrique (*UIPP, 2012*). Les herbicides représentent 45,2% du Ch.Af., les insecticides 26,1%, les fongicides 25,9% et divers 2,9%. Cette réussite économique des multinationales de l'industrie phytopharmaceutique trouve ses conséquences dans la contamination des hydrostèmes. Cela est d'autant plus marqué pour les herbicides, principal groupe de phytosanitaires utilisés, dont les substances actives sont épandues sur toute la surface du sol des cultures concernées. De multiples recherches et études en témoignent largement à travers le monde (*Van der Werf, 1996 ; Willett, et al., 1997 ; Arnold et al., 1998 ; Cheverry, 1998 ; Beernaerts et al., 2001 ; Miquel, 2003 ; Barriuso, 2004 ; Auberthot et al., 2005 ; Carvalho, 2006 ; Reichenberger et al., 2007 ; Soulas, 2007 ; Stenemo et Jarvis, 2007 ; Blenkinsop et al., 2008 ; Centofanti et al., 2008 ; Hildebrandt, 2008 ; OCDE, 2008 ; Wang et Keller, 2009 ; Boithias et al., 2010 ; Sieber, 2010 ; Sorgan et al., 2010 ; Taghavi et al., 2011*).

Les transferts des produits phytosanitaires d'origine agricole essentiellement depuis les parcelles d'épandage vers les cours d'eau sont connus (Brice, 1974 ; Henin, 1980 ; Van der Werf, 1996 ; Aourousseau, 1998 Carluer et Gouy, 2001 ; Gouy et Gril, 2001; Grebil et al. 2001; Voltz et Louchart, 2001; Calvet et al. 2002, 2005; Gril et Lacas, 2004). La toxicité des molécules pour les utilisateurs, les consommateurs, et les milieux biotiques est désormais avérée (Barriuso, 2004; Aubertot et al. 2005). Plusieurs ouvrages du CORPEN font également référence en matière d'usage des produits phytosanitaires (CORPEN, 1993, 1995, 1996, 1997, 1999, 2001, 2003a, 2003, 2007).

Au début des années 1990 se sont développées en France des opérations régionales volontaires Phyto-mieux, sous l'égide des organisations professionnelles agricoles, destinées à optimiser les pratiques phytosanitaires, depuis le stockage des produits à la ferme, la préparation du traitement, le remplissage du pulvérisateur, l'épandage des produits, le nettoyage du matériel, la gestion des effluents de pulvérisation, jusqu'au recyclage des bidons vides et des reliquats de produits inutilisés. Ces opérations, toujours en vigueur, sont destinées à lutter contre les pollutions ponctuelles et diffuses, afin de préserver les masses d'eau et particulièrement les points de captage en vue de l'alimentation des réseaux d'adduction d'eau potable. Des instances régionales, Groupes Régionaux d'Action contre la Pollution par les produits phytosanitaires (GRAMIP en *Midi-Pyrénées* : GRAP en *Aquitaine*) qui sont des émanations du CORPEN, et représentant tous les acteurs de la filière, tentent de définir et de coordonner des programmes d'actions visant à la préservation ou la reconquête de la qualité d'eau vis à vis des produits phytosanitaires et à la sensibilisation des utilisateurs agricoles et non agricoles. Néanmoins, malgré toutes ces actions, les constats de la pollution des milieux aquatiques régulièrement publiés suite aux synthèses des différents acteurs sur le terrain (Agences de l'eau, Agences Régionales de santé) présentent un bilan très lourd de cette situation récurrente depuis les dernières décennies (IFEN, 2007 ; CGDD, 2010). Selon ces observations, la présence des pesticides est généralisée dans les eaux de surface (91% des points de mesure en contiennent) et dans les eaux souterraines (pour 55% des points) sur l'ensemble du territoire métropolitain. Les substances les plus fréquemment rencontrées aussi bien dans les cours d'eau que dans les eaux souterraines sont, dans la quasi-totalité des cas, des herbicides et principalement dans les eaux de surface, le diuron, l'isoproturon ainsi que le glyphosate et son métabolite l'AMPA (acide aminométhyl-phosphonique). Dans les eaux souterraines, les substances majoritaires sont l'atrazine déséthyl (DEA), métabolite de l'atrazine (bien qu'interdite depuis 2003 !) ainsi que le glyphosate et l'AMPA. Le niveau de détérioration de la qualité des eaux est conséquent. Ainsi, 36% des points en eaux de surface ont une qualité moyenne à mauvaise (CE, 2000), et 25% pour les eaux souterraines présentent une qualité médiocre à mauvaise (CGDD, 2010). Les points de captage des eaux brutes en vue de leur traitement pour l'adduction d'eau potable sont menacés, ce qui impose aux agences de l'eau en France de renforcer les mesures de protection et de déterminer au préalable des zonages à risque dans les périmètres des captages.

Dès 1975, la Communauté économique européenne avait adopté la Directive 75/440/CEE concernant la qualité requise des eaux superficielles destinées à la production d'eau alimentaire dans les États membres (CEE, 1975). Ces dispositions ont ensuite été incluses dans la Directive 2000/60/CE établissant un cadre pour une politique communautaire dans le domaine de l'eau (CE, 2000). La Directive 98/83/CE, relative à la qualité des eaux destinées à la consommation humaine, présente les normes à respecter pour les divers usages de l'eau. Ainsi, les concentrations en produits phytosanitaires dans les eaux brutes destinées à la consommation humaine ne doivent pas dépasser 0,1 µg/l pour une substance active, et 0,5 µg/l pour l'ensemble des molécules en l'absence de traitement, et respectivement 2 µg/l et 5 µg/l s'il est prévu un traitement spécifique des eaux brutes (le plus souvent par filtration sur charbon actif). Plus récemment, la Directive 2009/128/CE (CE, 2009a) instaure un cadre d'action communautaire pour parvenir à une utilisation des pesticides compatible avec le développement durable et fixe notamment les conditions de vente et d'application des produits phytosanitaires. Le règlement n° 1107/2009 (CE, 2009b) du Parlement européen et du Conseil édicte les mesures à respecter pour la mise sur le marché des produits phytopharmaceutiques.

En France, les résultats de la consultation nationale sur la problématique environnementale dans le cadre du Grenelle de l'Environnement (MEDDTL, 2007a ; 2007b) ont été traduits, en ce qui concerne la protection des milieux naturels, dans la loi n° 2009-967 de programmation, avec un objectif de réduction de moitié des usages de produits phytopharmaceutiques et des biocides en dix ans (JORF, 2009 ; MEDDTL, 2010). Ces dispositions sont actuellement mises en œuvre dans le cadre du Plan Interministériel français Ecophyto 2018 (MAP, 2008). Une telle orientation politique en vue de passer d'un système global productiviste à un système plus durable nécessite de profondes mutations dans les pratiques de protection phytosanitaire et de façon plus globale, de production (Butault et al., 2010 ; MAAPRAT-MEDD, 2011). L'année 2009 a ainsi marqué une rupture dans les ventes de produits phytosanitaires, par rapport au rythme précédent, avec une diminution de 20% du tonnage (UIPP, 2011). Cependant, cet indicateur de ventes doit toutefois être analysé avec prudence, du fait que les nouvelles molécules phytosanitaires sont souvent homologuées à des doses très faibles de l'ordre de quelques dizaines de grammes par hectare. De plus, les tonnages 2010-2011 par rapport à la campagne précédente montrent une évolution de +2,7%.

### ○ Par les transferts de matières particulaires issues de l'érosion et du ruissellement

Par ailleurs, l'intensification des pratiques agricoles souvent liée à l'accroissement des surfaces d'exploitation et des parcelles culturales ont aussi fortement contribué à modifier le paysage rural : suppression des bois, bosquets, haies, talus bocagers qui permettaient de limiter l'érosion physique et bloquer les transferts de matières particulaires. (Mérot et al., 1995, 1999, 2004 ; Mérot, 2006 ; Baudry et al., 2000, 2004) auxquelles sont étroitement associés les polluants comme les métaux lourds et certains pesticides (Probst, 1985 ; Atteia, 1992 ; Probst et Suchet-Amiotte, 1992 ; Lecomte, 1999 ; Monestiez et al., 2004). Les phénomènes d'érosion des sols et de ruissellement des eaux chargées de particules et de substances hydrophobes, adsorbées, dont certaines molécules phytosanitaires (par exemple acetonifène) se sont alors accentués et ont fait l'objet de multiples études de la part des agronomes et géographes (Auzet et al., 1987 ; Boiffin et Papy, 1988 ; Gril et Duvoux, 1991 ; Papy, 1992 ; King et al., 1992 ; Delahaye, 1992 ; Souchère, 1995 ; Cros-Cayot, 1996 ; Ludwig et al., 2000 ; Martin et al., 2000 ; Le Bissonnais et al., 2002).

Parallèlement à ces phénomènes érosifs et de transfert vers les eaux de surface, l'impact des flux de matières particulaires sur les écosystèmes des milieux aquatiques, a engendré une diminution importante des populations de poissons dont les salmonidés, conséquence du colmatage des frayères (Gouraud et al., 2001 ; Baglinière et Marchand, 2002 ; Malcolm et al., 2003 ; Dorioz, Ombredane et al., 2004 ; Montuelle, Grimaldi et al., 2008). Une autre conséquence pour les eaux trop chargées de MES est l'interruption de la distribution d'eau potable. De façon moins visible, et sur le plus long terme, l'érosion entraîne une diminution durable de l'épaisseur des sols, de leur fertilité et un déclin de leur biodiversité (Thorette et Le Bissonnais, 2005).

### **Réformes de la Politique Agricole Commune (PAC), Politiques publiques environnementales et protection des écosystèmes**

En 1992, la Commission européenne a décidé la mise en œuvre d'une première réforme importante de la PAC, face aux excédents de production ainsi qu'à un coût budgétaire communautaire devenu excessif, près de 60 % (66% en 1983) du budget total de l'Union européenne à 15 États membres, soit 36 milliards d'euros (Weyerbrock, 1998). Ce budget alimentait le FEOGA (Fonds Européen d'Orientation et de Garantie Agricole) et était essentiellement destiné au soutien des prix intra-communautaires des produits agricoles à un niveau d'environ deux fois celui des cours mondiaux compte tenu des coûts de production, ainsi qu'au soutien des marchés et des filières.

Cette première réforme visait à réduire les volumes produits en réduisant les surfaces de productions végétales par la mise place de jachères subventionnées et à diminuer les prix de ces produits afin qu'ils tendent vers les cours mondiaux ; la perte résultante étant compensée par des aides directes aux agriculteurs, fixées suivant les cultures à l'hectare cultivé. Les premières mesures

*agro-environnementales* (MAE) ont également été adoptées afin de promouvoir les bonnes pratiques agricoles et environnementales nécessaires à la préservation de la qualité de l'eau, des écosystèmes et de la biodiversité. Cette réforme venait aussi de la perspective de l'élargissement aux pays d'Europe centrale, des critiques soutenues de l'Organisation Mondiale du Commerce concernant le niveau des prix agricoles en Europe (Pujol et Dron, 1998) et de la future stratégie de développement durable qui a été ensuite adoptée lors du sommet de Göteborg en juin 2001 (Conseil européen, 2001). La part du budget agricole en valeurs relatives a été portée de 60% au moment de la réforme de 1992 à 50% à la fin de la décennie 1990. Cependant, les subventions accordées pour les céréales et oléo protéagineux en compensation de la diminution annoncée de leur prix de vente ont continué à favoriser la production intensive, puisque le niveau des aides sur les prairies était nettement inférieur. Ainsi, on peut citer par exemple le cas de l'augmentation des surfaces en culture de maïs pour l'élevage bovin et ses effets bien connus sur les phénomènes érosifs en période hivernale (alors que les sols sont à nu) au détriment de prairies (Miquel, 2001).

Afin d'infléchir cette tendance, les politiques ont tenté d'encourager la mise en œuvre de bonnes pratiques agricoles et environnementales. En France, en juillet 1999 était adoptée une Loi d'Orientation Agricole qui mettait alors l'accent sur la *multifonctionnalité* de l'agriculture et instituait les premières MAE ainsi que de nouvelles aides spécifiques pour promouvoir des types d'agriculture plus respectueuses de l'environnement, dont l'agriculture biologique. Cette loi apporte également une reconnaissance au rôle joué par les agriculteurs dans l'espace rural partagé, tel que l'entretien de l'espace agricole, principal obstacle à la fermeture des paysages, notamment en zone de montagne (Rapey et al., 2005), ou tout simplement la production de formes constituant les paysages agricoles (Deffontaines, 2005). Elle tisse de nouveaux liens sociaux au territoire (Deverre, 2005).

L'Agenda 2000, pour la période 2000-2006, (CE, 1999) a introduit une politique globale de développement rural qui reconnaît au niveau européen, le caractère multifonctionnel de l'agriculture et promeut des mesures de soutien de l'économie rurale au sens large. Diverses mesures ont été réunies dans un règlement qui vise à contribuer à la régénération des zones rurales et à encourager la diversification. Il cherche à renforcer les dispositions environnementales de la PAC et à les intégrer plus systématiquement dans une plus vaste politique en faveur du développement rural. L'accord sur l'Agenda 2000 donne aux États membres la possibilité de moduler les versements directs effectués aux agriculteurs, dans le cadre de la PAC (César, 2003). Lors de la révision à mi-parcours de l'agenda 2000 en 2003, le Règlement (CE) n° 1782/2003 (CE, 2003) a renforcé le principe d'un soutien financier orienté vers un modèle agricole plus respectueux de l'environnement. Ainsi, l'éco-conditionnalité des aides communautaires pour les grandes cultures a été mise en place en exigeant un minimum d'actions environnementales pour bénéficier des aides directes du premier pilier : entretien minimum des terres, maintien d'un taux minimal de prairie permanente à l'échelle du pays, protection des ressources en eau et des écosystèmes.

Malgré toutes les *mesures agro-environnementales\** (MAE) prises, notamment depuis la dernière décennie (3,4 milliards d'euros en France, sur la période 2000-2006) (AND International, 2008), les pressions agricoles exercées sur des milieux naturels plus ou moins vulnérables, n'ont guère fléchi, ce qui induit encore des contaminations fortes des masses d'eau par les divers polluants (fertilisants, pesticides,...). L'efficacité environnementale de ces mesures, particulièrement sur la qualité des eaux, a été évaluée comme étant faible, sur la période (AND, 2008).

La faible proportion de contractualisation des MAE susceptibles d'impacter la qualité de l'eau dans les zones à enjeux, explique cette efficacité médiocre. Ainsi, les MAE ne représentaient que 10% de la *surface agricole utilisée* (SAU) dans les zones à enjeux nitrates et 7% dans les zones à enjeux phytosanitaires, toutes mesures confondues. Concernant leurs effets sur les pratiques agricoles, les résultats d'enquête ont également montré un effet limité des MAE sur les pratiques de fertilisation et de traitement phytosanitaire (AND International, 2008). Le poids des dossiers administratifs par rapport aux gains financiers pour les agriculteurs explique pour partie le faible taux de contractualisation des MAE. De plus, des études, dans le bassin *Adour-Garonne*, ont mis en évidence

le fait qu'il existe un écart entre la finalité des dispositifs agro-environnementaux de gestion de l'eau mis en œuvre et les modalités d'appropriation de l'enjeu environnemental par la profession agricole (Salles et al., 1999 ; Buscat, 2002).

Du fait de l'insuffisance de l'application de mesures agro-environnementales au niveau des territoires ruraux, la dégradation récurrente de nombreux hydrosystèmes est un constat aux niveaux national et européen. Afin d'inverser cette tendance, le Parlement et le Conseil de l'UE ont adopté la Directive Européenne sur l'Eau 2000/60/CE (DCE) dont l'objectif est de maintenir ou de restaurer le bon état écologique et chimique des hydrosystèmes à l'échéance de 2015 (CE, 2000). Parallèlement, les inquiétudes des consommateurs en matière de santé humaine et d'environnement en général, se traduisent par une pression croissante, relayée par les médias. Cette pression impose désormais aux politiques et gestionnaires publics de prendre des décisions non plus en termes de moyens, mais de résultats, eu égard à la dégradation de la qualité des milieux naturels (Salomon, 2003 ; Roussary, 2010).

En 2009, le ministère en charge de l'agriculture a intégré les décisions du Grenelle de l'Environnement, traduites en loi de programmation (JORF, 2009), sous le programme « Objectif Terres 2020 ». Ce programme présente cinq défis pour mieux protéger et valoriser les ressources naturelles (MAP, 2009), 1) en assurant une meilleure gestion quantitative de l'eau qui se raréfie, 2) en restaurant le bon état écologique et chimique des eaux par le développement d'agrosystèmes économes en intrants, 3) en contribuant à la richesse de la biodiversité et des paysages, 4) en protégeant les sols agricoles contre l'érosion et 5) en luttant contre le réchauffement climatique (maîtrise de l'énergie).

### ***Vers une intégration de la durabilité en agriculture***

La notion de développement durable a véritablement été définie pour la première fois dans le rapport *Brundtland* (1987) "Notre avenir à tous" comme étant "le mode de développement qui répond aux besoins du présent sans compromettre la capacité des générations futures à répondre aux leurs". Lors du "Sommet de la Terre" à *Rio de Janeiro* en 1992, une déclaration commune sur l'environnement et le développement a été adoptée. Elle comprend 27 principes précisant le contenu du développement durable (Chauvet et Olivier, 1993). Ce Sommet a également permis de définir un programme d'action pour le 21<sup>e</sup> siècle, appelé Action 21 (Agenda 21 en anglais). Celui-ci donne des recommandations pour la mise en œuvre concrète des principes de la déclaration dans différents domaines dont la gestion de la préservation des ressources en eau et la mise en œuvre de bonnes pratiques en agriculture ; ces sujets sont au cœur de cette thèse.

Le Sommet de Johannesburg de 2002 a permis, 10 ans après celui de *Rio*, de dresser un premier bilan et de renouveler l'engagement en faveur du développement durable. Il a abouti à l'adoption d'un plan d'actions déclinant des mesures concrètes mettant en œuvre les principes du développement durable, notamment dans les domaines de l'eau, l'agriculture, l'énergie, la biodiversité et la santé (MAF, 2012). Le gouvernement français a pris position pour le développement d'une agriculture performante (MAP, 2009), c'est-à-dire en maintenant, voire en augmentant son niveau de production face à la demande alimentaire mondiale, tout en préservant les ressources naturelles. L'enjeu consiste à adopter un mode de production qui s'apparente à une intensification écologique de l'agriculture (Griffon, 2010) et tendrait vers un mode d'agriculture durable (Papendick et al., 1986; Keeney, 1989; Francis, 1990; Becker, 1992; Hamblin, 1992; Landais, 1998; Briel et Vilain, 1999; Gafni, 2001; Van Cauwenbergh et al., 2007; Nallet, 2010).

Depuis plusieurs décennies, des agriculteurs se sont engagés dans la voie de la durabilité. Différents réseaux existent ; par exemple, le CEDAPA (Centre d'Études pour un Développement Agricole Plus Autonome) créé dans les années 1950, dans *l'Ouest de la France*, rassemble des exploitants qui pratiquent une agriculture durable sur des entités conduites généralement en polyculture-élevage, avec une alimentation axée sur la production d'herbe, de taille moyenne,

facilement transmissibles à la génération suivante (Pochon, 2006; 2008; 2009). En 1994, onze groupes fondaient le Réseau Agriculture Durable (RAD). Aujourd'hui, plus de 3000 agriculteurs (environ 2000 fermes) adhèrent au RDA, au sein de 29 groupes locaux (Laurent et Vieira Medeiros, 2010). Dans le Sud de la France, Rhabi (1996, 2002, 2008) expérimente également depuis une trentaine d'années, un mode de production durable applicable sur des terres arides. Il conduit également ses travaux dans les pays d'Afrique du nord. Ils servent désormais de référence, notamment dans les pays qui subissent un climat aride.

La définition générale du développement durable a été déclinée de façon plus précise par de multiples auteurs. Nous empruntons quelques unes des interprétations de la durabilité en agriculture, tirées de la synthèse bibliographique de Zahm (2011).

- *La durabilité considérée comme une idéologie* : "l'agriculture durable est une philosophie basée sur des objectifs humains et sur la compréhension des impacts à long terme des activités humaines, sur l'environnement et la biodiversité des espèces. C'est une agriculture écologiquement saine, économiquement viable, socialement juste et humaine" (Francis et al., 2000).

- *La durabilité comme la capacité à remplir une combinaison d'objectifs* : "L'agriculture durable correspond à des systèmes agricoles qui sont écologiques, rentables et productifs et maintiennent le tissu social de la communauté rurale" (Keeney, 1989).

"La durabilité en agriculture désigne le processus par lequel des pratiques agricoles économiquement efficaces, respectueuses de l'environnement et socialement acceptables, permettent de répondre à la demande de produits (aliments, fibres et autres productions)" (OCDE, 2000).

- *La durabilité comme la capacité à continuer* : l'agriculture est durable lorsque subsiste une utilisation des terres dans la durée avec des ressources locales qui sont susceptibles de supporter un niveau de production permettant à la fois une rentabilité économique et la subsistance des hommes (Hamblin, 1992).

Dès les années 1960, l'agronome René Dumont (1961) attirait l'attention des consciences politiques sur les besoins alimentaires et la famine grandissante à travers le monde, compte tenu de la croissance de la population de façon disproportionnée par rapport à celle de la production agricole et alimentaire. Ces prévisions ont été largement confirmées dans les décennies qui ont suivi. Face à l'explosion démographique au niveau mondial qui prévoit une population d'environ 9 milliards d'humains, voire plus en 2050 (Novotny, 2005 ; Parmentier, 2007 ; Pisani, 2007), l'agriculture est amenée plus que jamais à accroître fortement la production alimentaire, sous contraintes environnementales. Celles-ci sont devenues de plus en plus prégnantes, en référence au maintien du potentiel agronomique des sols et à la lutte contre l'érosion ; à la préservation de la ressource en eau, tant du point de vue qualitatif que quantitatif ; ainsi qu'au respect de la biodiversité des espèces végétales et animales. Les modes et structures de production dans le monde vont de l'agriculture vivrière familiale aux vastes entreprises type latifundia en Amérique Latine, voire dans les Pays de l'Est (résultant des anciens kolkhozes et sovkhoses), avec des niveaux d'équipements variant en conséquence. Dans les pays d'Europe de l'Ouest, le modèle est intermédiaire : des petites exploitations agricoles (EA), des moyennes et des grandes EA. En France, le dernier recensement agricole (MAAPRAT, 2011) indique que la surface moyenne de toutes les EA est de 55 ha. Pour celles considérées comme petites EA (36% du nombre total EA), elle est de 10 ha, et les moyennes et grandes EA : 80 ha.

Le principal défi assigné à l'agriculture, voire aux agricultures en considérant leurs profondes différences, est bien de faire face à l'accroissement des besoins alimentaires, tout en préservant les ressources naturelles. Ainsi, l'agriculture doit intégrer très directement ce que les professionnels agricoles assimilent parfois encore à des contraintes environnementales (Salles, 2006). Cette orientation induit des décisions à prendre sur les orientations des systèmes de production, par exemple développer les potentialités de l'agriculture biologique pour son marché spécifique ;



accentuer l'adaptation des exploitations conduites en mode intensif industriel vers une conduite raisonnée (Maby, 2001), voire vers un mode de production intégrée (Pujol et Dron, 1998 ; Prugue, 2008), afin de tendre vers un objectif de durabilité. Les agronomes doivent désormais prendre en compte des agro-écosystèmes.

### **Enjeux de l'évaluation environnementale des risques de contamination des eaux par des intrants d'origine agricole**

En 2010, la PAC représentait un budget de 55 milliards d'euros, soit environ 40 % du budget de l'Union européenne et 0,4 % du PNB (Produit National Brut) des 27 États membres (CGAAER, 2011). Pour la période 2010-2013, les crédits de la PAC se répartissent ainsi :

- 69 % pour les aides directes,
- 7 % pour les mesures de marché,
- 24 % pour les programmes de développement rural (le FEADER, second pilier) qui financent notamment les MAE.

L'orientation de l'après PAC 2013 en cours de discussion au niveau européen, contient des changements significatifs et relie plus systématiquement les instruments aux nouveaux objectifs relevant du développement durable (Mahé, 2012). Le verdissement de la PAC devrait s'accroître, afin d'accompagner les différentes politiques publiques précitées, pour la protection des milieux naturels. L'équilibre budgétaire devrait engendrer un transfert supplémentaire de la dotation du premier pilier des aides directes vers le second, afin de renforcer le fonds d'intervention sur l'environnement, la qualité des produits et le développement rural.

La mobilisation de crédits supplémentaires en faveur de la protection de l'environnement devrait impliquer en contrepartie une meilleure efficacité de la mise en œuvre de la coordination des politiques publiques sur les territoires. Les gestionnaires publics doivent désormais optimiser la territorialisation des MAE aux différentes échelles spatiales de la décision publique, de façon à accroître leur efficacité, tout en diminuant leur coût. Cela nécessite de bien cibler les risques agro-environnementaux dans les zones à enjeux, dont celui des captages des eaux brutes pour l'eau potable. La Loi n° 2009-967 (article 27) relative à la mise en œuvre du Grenelle de l'environnement (JORF, 2009) a ciblé prioritairement la protection des 500 captages les plus menacés par les pollutions diffuses, notamment les nitrates et les produits phytosanitaires.

La DCE impose à chaque État membre non pas simplement des obligations de moyens, mais de résultats quant à l'atteinte du bon état écologique des masses d'eau à l'horizon prochain 2015. Aussi, les gestionnaires publics doivent désormais disposer d'outils opérationnels, notamment des méthodes d'appréciation des risques spatialisés, en vue de l'aide à la décision pour le choix des zones prioritaires d'application des instruments les plus efficaces de la politique environnementale (par exemple, des MAE territorialisées, c'est-à-dire ciblées sur des zonages prioritaires), et l'évaluation des pratiques mises en œuvre sur le terrain. Mais la détermination du risque est complexe et elle nécessite la prise en compte de critères de nature quantitative et qualitative à différents niveaux d'organisation territoriale. La notion de *territoire* prend ici le sens donné par Caron (2005b) et correspond à un espace borné, aux limites plus ou moins précises et approprié par un groupe social. Compte tenu des enjeux considérés, c'est le territoire du *bassin versant*, c'est-à-dire un espace sur lequel les eaux s'écoulent toutes vers un même point appelé exutoire, qui sera l'unité étudiée, aujourd'hui reconnue par l'ensemble des communautés de gestionnaires et scientifiques. Des unités s'emboîtent sur ce territoire depuis le niveau le plus élémentaire (zone d'influence d'un ruisseau) jusqu'au grand bassin hydrographique.

Les orientations politico-économiques prises à la suite du Grenelle de l'environnement en France, dont le programme "objectif Terres 2020" du ministère en charge de l'agriculture, conduisent à remettre l'agronomie au centre de la production agricole et à repenser des pratiques mieux adaptées

aux territoires (MAP, 2009). La démarche consiste à développer des stratégies collectives prenant pleinement en compte les enjeux environnementaux dans l'acte de production et amplifier la territorialisation des politiques agro-environnementales (Boiffin, 2005). Récemment, le projet agroécologique pour la France (MAAF, 2012) lancé fin décembre 2012 par le Ministre en charge de l'agriculture vient renforcer la nécessité de mettre en œuvre une agriculture performante sur un plan économique mais aussi en respectant les équilibres écologiques. On ne saurait comprendre la prise en compte des enjeux environnementaux par les agronomes et les divers acteurs sur les territoires considérés, sans se pencher rapidement sur l'évolution contemporaine des savoirs agronomiques et sur la notion de territoires. Durant la période d'après guerre, les besoins alimentaires avaient d'abord conduit tous les acteurs à privilégier la course aux rendements agricoles, sans se soucier des impacts environnementaux au niveau des sols, des eaux et de la biodiversité.

### ***Une adaptation de l'agronomie au contexte environnemental***

L'agronomie adoptait initialement une démarche analytique en considérant alors de façon segmentée le sol, le climat, la plante, les techniques (Jouve, 2007). A partir des années 1970, les agronomes ont développé une approche synthétique des phénomènes étudiés en mettant l'accent sur les inter-relations entre les éléments explicatifs. La nécessité de synthèse a clairement été expliquée par Sebillotte (1974), qui a permis de définir l'agronomie comme "*l'étude des relations entre un couvert végétal cultivé et les conditions de son environnement résultant des états du milieu physique (sol et climat) et biologique (flore, faune, parasites) transformés par les techniques, en vue d'établir les lois de fonctionnement de ce couvert végétal*". Cette définition constitutive de l'agronomie moderne rejoint alors l'étymologie grecque du mot *agronomie* (*agro* : du champ cultivé et *nomos* : l'étude des lois). L'étude des relations entre les éléments d'un système (le champ cultivé et non plus la plante considérée isolément) constitue alors la démarche de base de l'agronomie, ce qui permet d'expliquer que l'agronomie ait pu ainsi être considérée comme "*l'écologie du champ cultivé*" (Jouve, 2007). La production scientifique correspondait alors à la mise à jour des mécanismes explicatifs du fonctionnement d'un couvert végétal cultivé et à l'établissement de schémas synthétiques permettant de comprendre l'élaboration du rendement d'une culture. Par ailleurs, face à des situations complexes, les agronomes ont adopté une démarche systémique pour considérer les différents niveaux d'organisation au sein desquels se raisonne la conduite des cultures. Le concept d'*itinéraire technique* (Sebillotte, 1978) devait être raisonné dans le cadre de systèmes de culture, eux-mêmes inclus dans des systèmes de production et des systèmes agraires.

Plus récemment, l'agronomie a été marquée par deux changements importants. Pendant longtemps, l'objectif des agronomes était l'étude et l'amélioration des techniques des agriculteurs. Cette vision du développement, où l'homme grâce au progrès des sciences et des techniques, allait pouvoir se rendre "maître de la nature" s'est trouvée infirmée par de nombreux échecs dans les projets de développement, notamment dans les pays du Sud (Jouve, 2007). Ce mode de production (productivisme déjà évoqué) crée une dépendance énergétique importante et s'adapte mal aux variations du climat, de l'importance des ravageurs et des adventices dans les conditions naturelles de production et ne se soucie pas de l'état des écosystèmes. Les premiers constats marquants des conséquences écologiques mis en exergue par Hénin (1980), avec parallèlement le renchérissement du prix de l'énergie, l'émergence de nouveaux risques sanitaires, ont entraîné la remise en cause de ce modèle de production.

Cette approche "techniciste" a alors d'abord évolué pour prendre plus en compte les objectifs, les contraintes et le point de vue des agriculteurs, véritables acteurs du développement. Elle a conduit les agronomes à modifier leur démarche pour intégrer l'acteur dans *l'étude des processus de production* : ils sont alors passés de l'étude des techniques à celle des pratiques (Sebillotte, 1990a ; 1990b ; 1992). Si les techniques correspondent à des ensembles structurés d'opérations ayant une finalité de production, les pratiques sont des manières de faire, propres aux acteurs (Landais et Deffontaines, 1988). La considération des acteurs dans le champ d'étude des agronomes a eu comme

autre conséquence de rapprocher les sciences agronomiques des sciences sociales. En effet, la compréhension des choix faits par les agriculteurs et la mise en évidence de la rationalité de ces choix, nécessite une approche pluridisciplinaire. Des méthodes d'analyse telle que l'approche globale de l'exploitation agricole ont alors été développées (*Bonneviale et al., 1989*) et des approches spatiales de diagnostic des territoires en étudiant particulièrement le rôle de l'agriculture dans le développement des territoires ruraux (*Lardon et al., 2005 ; Soulard et al., 2005*) ont vu le jour.

L'autre changement majeur qui s'est manifesté assez récemment dans la pratique de l'agronomie a résulté de la *montée en puissance des enjeux environnementaux*. Désormais, les agronomes doivent conjuguer l'acte de la production agricole avec la préservation des écosystèmes terrestres et aquatiques. Leur mission est clairement définie dans le champ des politiques publiques. L'étude de cet impact environnemental de l'agriculture conduit à prendre en compte de nouvelles échelles temporelles : la dimension du long terme est nécessaire pour juger de l'impact des processus productifs sur l'état et le renouvellement des ressources du milieu bio-physique (sol, eau, biodiversité...). Ils doivent également considérer de nouvelles échelles spatiales : les bassins versants, la région, où se situent les effets environnementaux. Ainsi, l'approche systémique de l'agronomie des pratiques et celle des territoires (*Caron, 2005a, 2005b; Papy et Baudry, 2005 ; Sebillotte, 2005*) permet de conjuguer la production agricole avec les enjeux environnementaux (*Doré, 2006*). Dans les relations entre l'agronomie et les territoires, l'une des voies que nous mobilisons dans ces travaux de thèse correspond à ce que *Caron (2005a)* a défini par une "*agronomie de l'écosystème régional*" qui vise à étudier les relations climat-sol-peuplements végétaux soumis à l'action de l'homme au niveau d'une région.

Les processus de production agricole orientés dans la direction d'une agriculture durable, reposent sur une meilleure prise en compte des fonctionnalités et interactions naturelles, pour développer la résistance, la productivité et la richesse des écosystèmes existants (*MAP, 2010*). Cette orientation affirmée pour une production écologiquement intensive (*Griffon, 2010*) repose sur une connaissance précise des mécanismes et interactions du vivant. Si l'innovation agronomique est au cœur des pratiques agricoles, le métier d'agriculteur occupe la place centrale dans l'acte de produire dont il est maître d'œuvre.

La notion de *performance environnementale* (PE) des systèmes productifs est désormais au cœur des débats. L'Organisation de Coopération et de Développement Économiques a publié une évaluation par pays de cette performance environnementale globale de l'agriculture (*OCDE, 2008*). Pour la France, le rapport précise que la pollution de l'eau par l'agriculture demeure importante. Cependant, l'agrégation au niveau national des valeurs des indicateurs agro-environnementaux utilisés masquent la variabilité des situations, notamment pour les indicateurs relatifs à la qualité des eaux ; l'appréciation doit donc se faire sur des données régionales, voire plus localisées dans les situations les plus préoccupantes. Cette notion de PE recouvre de multiples assertions suivant l'objet étudié et son échelle spatiale. Le dictionnaire de l'environnement définit la PE comme un ensemble de "résultats mesurables du SME (*Système de Management Environnemental*) d'un organisme, en relation avec la maîtrise de ses aspects environnementaux sur la base de sa politique environnementale, de ses objectifs et cibles environnementaux."

La norme internationale ISO 14031 (AFNOR 2000) définit *l'évaluation de la performance environnementale (EPE)* comme "un processus visant à appuyer les décisions de la direction pour établir la performance environnementale d'un organisme et qui comprend le choix des indicateurs, le recueil et l'analyse des données, l'évaluation des informations par rapport aux critères de performance environnementale, les rapports et modes de communication, la revue périodique et l'amélioration continue de ce processus". Elle explicite comment identifier des indicateurs environnementaux qui renseignent clairement sur la performance d'un système de management environnemental, sur celle des activités de production ainsi que sur l'état de l'environnement avec lequel l'entreprise est en interaction. Le processus inclut un dialogue avec toutes les parties intéressées et une communication transparente. Toutefois, la norme n'établit aucun niveau de performance.

Ce concept de PE a été abordé différemment suivant les enjeux environnementaux considérés. En agriculture, elle concerne la question de l'évaluation des impacts favorables ou défavorables des pratiques agricoles sur l'environnement (air, eau, sol, paysage, biodiversité). Nous pouvons alors avancer la définition suivante :

*La performance environnementale des activités agricoles à l'échelle d'un territoire donné peut être définie comme les résultats obtenus sur les différents compartiments environnementaux, suivant une appréciation qualitative ou quantitative, par des indicateurs pertinents, en fonction des pratiques agricoles exercées sur ces milieux par l'ensemble des acteurs de la filière.*

En ce qui concerne la contamination des eaux par les intrants agricoles, les agronomes ont travaillé la question de l'évaluation environnementale des pratiques agricoles d'abord à l'échelle de la parcelle (Bockstaller et al., 1997 ; Girardin et al., 2000 ; Laubier, 2001 ; Réal, 2004), puis à celle de l'exploitation agricole (Solagro, 1999 ; Bockstaller, 2004). Depuis une dizaine d'années, ils considèrent cette question à l'échelle de territoires agricoles (le plus souvent des bassins versants) (Van der Werf, 1996 ; Bioteau et al., 2002 ; Laurent et al. 2004 ; Wohlfahrt et al., 2010 ; Ferrant et al., 2011). Des outils (indicateurs, modèles agro-hydrologiques) ont été développés pour chaque objet d'étude (azote, produits phytosanitaires, MES...), souvent pour des échelles spatiales uniques et en prenant en compte des critères le plus fréquemment de nature quantitative

Or, ces outils ne peuvent que très partiellement répondre à la prise en compte de critères de nature qualitative dans l'évaluation environnementale, tels ceux qui traduisent des aménagements destinés à limiter le transfert d'éléments physico-chimiques vers les eaux de surface (par exemple : dispositifs enherbés et ripisylve, talus arborés, clôtures et passerelles pour animaux, dans les prairies le long des cours d'eau). L'approche du changement d'échelle spatiale dans la représentation des risques environnementaux demande également une méthodologie particulière. En complément aux méthodes classiques de l'évaluation environnementale (indicateurs, modélisation agro-hydrologique), nous considérons que d'autres méthodes (modélisation spatiale, analyse et modélisation multicritère d'aide à la décision) peuvent permettre de répondre de façon complémentaire aux besoins des gestionnaires, en prenant appui sur les territoires qu'ils jugent pertinents pour la mise en œuvre des politiques publiques environnementales. Nous avons alors souhaité les mettre en œuvre dans le cadre de l'évaluation des risques environnementaux de contamination des eaux de surface sur les bassins versants agricoles: *c'est le sens que nous avons souhaité donner à cette thèse.*

## **Objectifs de la thèse**

La performance environnementale de l'agriculture à l'échelle des territoires correspond à un souci d'optimisation des systèmes et des modes de production sous contraintes économiques, réglementaires et environnementale. La relation territoriale entre les agrosystèmes et autres écosystèmes permet de contribuer à l'évaluation des risques agro-environnementaux encourus, parallèlement aux gains de production agricole attendus.

*L'objectif de cette thèse est de compléter les méthodes existantes d'évaluation de la performance environnementale de l'agriculture, par une approche plus particulièrement ciblée sur la qualité des eaux de surface et les risques de leur contamination à l'échelle des territoires de bassins versants agricoles, dans un cadre de durabilité des territoires ruraux. Il s'agit notamment de prendre en compte les différents niveaux d'organisation spatiale pour la mise en œuvre des politiques publiques.*

*L'introduction de critères de nature qualitative permettra également de mieux traduire les bonnes pratiques agro-environnementales en termes de performance, pour la prévention de ces risques de contamination des eaux. Cette approche scientifique devrait fournir des outils complémentaires d'aide à la décision aux principaux acteurs sur les territoires agricoles.*

Nous analyserons d'abord les facteurs déterminants de ces risques à différents niveaux d'organisation spatiale. Nous mobiliserons d'abord la modélisation spatiale de type cognitif, c'est-à-dire en faisant référence à la littérature et aux avis d'experts pour la notation des variables. Par cette approche, nous tenterons de répondre à la question du changement d'organisation spatiale, sur des territoires de taille importante (plusieurs milliers de kilomètres carrés). Parallèlement, à une échelle beaucoup plus fine (quelques kilomètres carrés), nous testerons la modélisation multicritère spatialisée afin de pouvoir considérer des critères de nature qualitative aptes à l'appréciation de bonnes pratiques environnementales.

### **Questions de recherche et hypothèses**

Afin de répondre à ces objectifs, les deux questionnements scientifiques majeurs de nos recherches peuvent être présentés ainsi :

**Question 1** : Comment intégrer les critères pertinents pour qualifier et localiser les risques environnementaux des activités agricoles vis-à-vis des hydrosystèmes ?

**Question 2** : Comment évaluer ces risques à différents niveaux d'organisation spatiale ?

Il en découle les deux hypothèses de recherche suivantes :

**Hypothèse 1** : Des critères explicatifs de la vulnérabilité des hydrosystèmes et de la pression anthropique exercée doivent être combinés par des méthodes spatialisées pour évaluer les risques agro-environnementaux.

**Hypothèse 2** : Pour évaluer les risques environnementaux à différents niveaux d'organisation, il importe de déterminer l'Objet Spatial de Référence (OSR) adapté à chaque niveau choisi.

Compte tenu des questions et des hypothèses de recherche précitées, nous avons organisé cette thèse, afin de prendre en compte :

- des enjeux environnementaux relatifs à la qualité physico-chimique des eaux de surface en vue de leur pompage et traitement pour l'adduction d'eau potable, mais également des enjeux pour le maintien d'une qualité biologique de ces eaux en vue de préserver la ressource halieutique piscicole des cours d'eau, notamment de salmonidés, emblèmes de la qualité des eaux (*Gouraud et al., 2001 ; Malcolm et al., 2003*).;
- différents types de contaminants physico-chimiques, émanant des pratiques agricoles : fertilisants azotés, produits phytosanitaires, matières particulaires ;
- des échelles et niveaux d'organisation spatiale différents dans la prise de décision par les acteurs locaux (agriculteurs et leurs conseillers), ou par les gestionnaires environnementaux ;
- des systèmes de production agricole différents et des terrains d'étude spécifiques : grandes cultures conduites en mode intensif sur les Coteaux de Gascogne où la dégradation des eaux de surface contribuant fortement à l'alimentation en eau potable, est une préoccupation majeure ; élevages laitiers en mode intensif en Basse-Normandie où les pratiques culturales et de conduite des élevages, induisent un impact sur le colmatage de frayères.

Le point commun des sites d'étude se situe au niveau méthodologique, plus particulièrement avec l'usage de méthodes d'analyse et de modélisation multicritère spatialisée pour l'aide à la décision, dont la mise en œuvre s'est enrichie des expériences conduites à la fois sur des bassins versants élémentaires en *Basse Normandie* et dans les *Coteaux de Gascogne*. La modélisation spatiale est liée à la question du changement des échelles spatiales d'observation des risques agro-environnementaux.

## ***Organisation du manuscrit***

Le manuscrit s'articule autour de cinq chapitres :

Le Chapitre 1 fait l'état des connaissances sur les facteurs des risques agro-environnementaux, les échelles spatiales, les méthodes d'évaluation environnementale.

Le Chapitre 2 présente les sites d'étude retenus et nos choix de méthodes d'évaluation environnementale, en complément des méthodes classiques.

Les Chapitres 3 et 4 sont dédiés à nos travaux : méthodes et résultats, présentés sous la forme de publications scientifiques, respectivement pour les travaux sur des petits et grands espaces à enjeux environnementaux.

Le Chapitre 5 est consacré à une discussion générale concernant l'utilisation de nos méthodes et des résultats obtenus suivant les questions initiales, ainsi que la problématique de la validation des résultats dans les processus de changement d'échelle spatiale.

A l'issue de la conclusion générale, nous avancerons des perspectives à nos travaux et résultats de recherche.

# Chapitre 1

## **Les facteurs de risques agro-environnementaux, Leurs échelles spatiales d'appréciation, Les méthodes classiques d'évaluation,**

### **Un état des connaissances**

*Ce chapitre présente un état des connaissances sur les risques agro-environnementaux en rapport avec l'enjeu de la qualité des eaux de surface et sur les méthodes de leurs évaluations, au centre de nos travaux de recherche.*

*Après une définition de la notion du risque appliquée aux relations entre l'agriculture et l'environnement, plus particulièrement entre les agrosystèmes et les écosystèmes aquatiques, nous présenterons les facteurs déterminants des transferts de contaminants d'origine agricole (azote, produits phytosanitaires) ou induits par les pratiques agricoles (matières particulaires issues des phénomènes érosifs et du ruissellement des eaux de pluie).*

*La question des échelles spatiales d'appréciation des risques, voire plus concrètement des niveaux d'organisation spatiale, sera un préalable à la description des méthodes utilisées dans les approches d'évaluation environnementale : indicateurs agro-environnementaux, modèles agro-hydrologiques, modèles spatiaux, méthodes d'analyse multicritère pour l'aide à la décision.*





## 1.1 Les risques agro-environnementaux

### 1.1.1 Définition générale de la notion de risque

Les définitions de la notion du risque sont multiples et elles varient suivant le regard disciplinaire qui lui est porté. Pour le Petit Larousse, il représente "un danger, un inconvénient plus ou moins probable auquel on est exposé". Il peut également s'agir "d'un préjudice, d'un sinistre éventuel que les compagnies d'assurance garantissent moyennant le paiement d'une prime". On parle de *Risque social*<sup>1</sup> (Cammack, 2012 ; Davis et al., 2012), de *Risque naturel*<sup>2</sup> (Manche, 2000 ; Peltier, 2005 ; Delefortrie et Thomazo, 2009 ; Joerin et al., 2011), de *Risque technologique*<sup>3</sup> (Young et al., 2004 ; Merad, 2010). Toute situation, toute activité peut produire un événement profitable ou dommageable, appliqué à une personne, à une population, à des biens, à l'environnement ou au milieu naturel.

De façon générale, la définition suivante est assez fréquente dans la littérature : "Un risque est la probabilité d'occurrence d'un effet nocif résultant de l'exposition d'une entité (hommes, population, écosystème) à un danger qui peut être un agent physique, chimique ou une action quelconque" (Calvet, 2004). Le risque résulte du croisement entre un phénomène aléatoire et la vulnérabilité d'un élément considéré, face à un enjeu. Dans le cas des risques naturels, l'*aléa* (ou danger) représente le phénomène naturel (inondation, avalanche,...) apprécié par sa fréquence et ses descripteurs physiques. Les *enjeux* représentent les personnes, biens, activités, patrimoine, susceptibles d'être affectés par un phénomène naturel. La *vulnérabilité* exprime le niveau d'effet prévisible du phénomène sur les enjeux. Ce concept peut être appliqué à de nombreux domaines, dont celui de l'agro-environnement (où l'enjeu pourrait être la qualité des eaux superficielles) que nous allons aborder (§ 1.1.2). Les risques sont traduits sous la forme d'une modélisation, c'est-à-dire d'une représentation schématique de la réalité, qui présente les relations entre les différentes composantes du phénomène modélisé (Merad, 2010). Cette vision théorique permet de faciliter leurs appréhensions dans le monde des événements réels (Parent et al. 2003).

### 1.1.2 Les risques agro-environnementaux pour l'enjeu de la qualité des eaux

#### 1.1.2.1 Les risques agro-environnementaux

##### □ Définitions

Divers types de dangers possibles sont associés aux risques environnementaux comme indiqué dans le *tableau 1.01* qui présente les entités concernées et la nature de ces risques. Dans le cadre de cette thèse, nous considérons les risques de contamination des eaux de surface, par les intrants d'origine agricole (fertilisants, produits phytosanitaires). Du point de vue de la sémantique, lorsque cette *contamination* porte atteinte au vivant, elle est alors considérée comme une *pollution* (Calvet, 2004).

<sup>1</sup> **Risque social** : événement dont les systèmes de sécurité sociale visent à réparer les conséquences (maladie, invalidité, chômage, etc.)

<sup>2</sup> **Risque naturel** : phénomène naturel (séisme, avalanche, inondation, etc.), lié également à l'impact du changement climatique, qui constitue un danger grave pour l'homme et ses biens

<sup>3</sup> **Risque technologique** : événement accidentel lié à une activité ou à une installation industrielle, qui constitue un danger grave pour l'homme et/ou pour l'environnement

Tableau 1-01. Les risques environnementaux  
(d'après Calvet, 2004)

Danger : agents/actions	Entité concernée	Nature des risques
Substances chimiques	Homme	Toxicologique
Substances chimiques	Organisme vivant	Ecotoxicologique
<i>Substances chimiques</i>	<i>Air, sol, eau</i>	<i>Contamination chimique</i>
Micro-organismes	Air, sol, eau	Contamination microbiologique
Micro-organismes	Homme	Pathologique
Introduction d'un organisme vivant dans un milieu	Milieu concerné	Biologique
Usage de véhicules, de machines	Homme	Pathologique
<i>Évènements climatiques, usage des sols...</i>	<i>Sol</i>	<i>Dégradation des milieux</i>
Modalités d'utilisation de l'espace	Paysage	Esthétique

Les travaux du CORPEN (2003) ont permis d'arrêter une terminologie spécifique à la question des *risques agro-environnementaux (AE)*. Elle concerne notamment les effets des pratiques agricoles sur la qualité des eaux. Ainsi, un *potentiel de contamination* permet d'estimer la possibilité d'altération des usages. Ce potentiel dépend de la conjonction entre d'une part la *vulnérabilité intrinsèque d'un milieu* (c'est à dire la possibilité de ce milieu d'être atteint par des polluants, sans préjuger de l'intensité de cette altération) et d'autre part, *la pression exercée par des activités anthropiques* sur le milieu, dont les pratiques agricoles (excédents azotés, produits phytosanitaires). Elle n'est pas une propriété directement mesurable et doit donc être évaluée à partir d'un ensemble de facteurs qui l'influencent. En revanche, *la sensibilité* d'un milieu permet d'apprécier la manière, dont ce milieu répond à la contamination. Les *enjeux environnementaux* retenus dans notre champ de recherche concernent la ressource en eau d'un point de vue qualitatif, suivant les prescriptions de la DCE. La confrontation entre le potentiel de contamination et ces enjeux environnementaux, constitue *le risque de contamination* des eaux. La *figure 1-01* présente une synthèse de ces concepts.

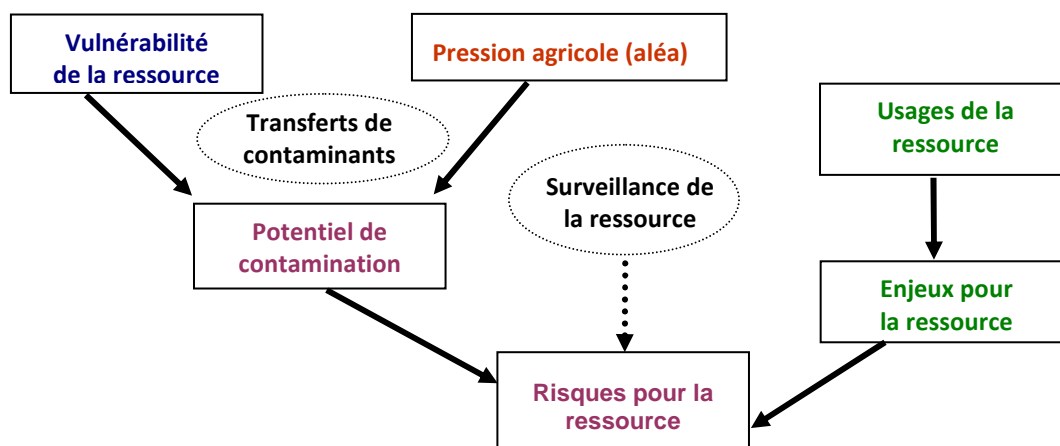


Figure 1-01. Modèle conceptuel d'évaluation des risques agro-environnementaux pour la ressource en eau  
(d'après CORPEN, 2003)

La détermination du potentiel de contamination ( $P_c$ ) fait appel à des considérations multicritères en ce qui concerne les facteurs explicatifs de la vulnérabilité de la ressource et les pressions exercées par les pratiques agricoles (nitrates, phytosanitaires, érosion...). Le  $P_c$  exprime à quel degré ces usages sont susceptibles d'être affectés (Angelliaume-Descamps et Tulet, 2005; Granoullis, 2009).

### ❑ Moyens pour limiter les risques, de façon générale

Les actions conjuguées des gestionnaires publics et des acteurs de terrain en vue de la préservation de la ressource en eau conduisent à considérer les actions d'analyse et de gestion du risque. L'analyse consiste à lister les mesures possibles à prendre pour atténuer le risque de contamination des eaux et à évaluer le risque global associé. En revanche, la gestion du risque a pour objet de fournir des outils d'aide à la décision afin de comparer les risques et ainsi de recommander la meilleure décision (*Parent et al., 2003*).

D'un point de vue décisionnel, il existe trois moyens pour limiter les risques :

- L'assurance : la prime d'assurance, dont la dépense est certaine, est échangée au coût d'un dommage d'importance aléatoire (ex : assurance grêle sur cultures).

- La protection : elle diminue le niveau de la vulnérabilité (ex : les bandes enherbées le long des cours d'eau implantées suivant le principe d'éco-conditionnalité des aides de la PAC).

- La prévention : Elle concerne notamment le champ d'application des politiques publiques agroenvironnementales adaptées à des objectifs précis tel que le recommande le rapport d'évaluation du PDRN (AND International, 2008), afin de réduire l'occurrence de l'effet nocif des pratiques à l'échelle territoriale. Elle se traduit par une modification des pratiques agricoles, de façon prioritaire dans les zones à risque de contamination de la ressource en eau. Il peut s'agir par exemple d'éviter l'implantation de cultures recevant beaucoup d'intrants (fertilisants ou phytosanitaires) à l'échelle de bassins versants sur des terrains dont les transferts vers un cours d'eau sont favorisés (forte pente, proximité).

La mise en œuvre de cette politique nécessite de cibler précisément ces zones à enjeux environnementaux prioritaires dans les territoires ruraux.

### ❑ Le zonage des risques agro-environnementaux

La gestion durable de l'agriculture et la maîtrise de ses effets environnementaux, notamment sur les milieux aquatiques, passe par la maîtrise des flux de contaminants (MES, nutriments, pesticides) sur les principales zones à enjeux à différentes échelles spatiales de perception et de gestion. En matière de protection des eaux, les parcelles agricoles et l'exploitation représentent le niveau de l'intervention locale par les acteurs (agriculteurs et conseillers), alors que les bassins versants (unité hydrologique) permettent d'observer les problèmes de pollution diffuse (*CORPEN, 2001 et 2003*) et de décider des mesures de politique publique à prendre.

Des méthodes (indicateurs spatiaux, modèles spécifiques d'évaluation de flux) permettent actuellement d'apprécier l'état des ressources en eau et le niveau de risque par les contaminants sur un espace donné, homogène ou non, de petite ou de grande taille, par le biais de descripteurs adaptés à la taille du territoire observé (*Reckhow, 1994 ; Gascuel-Oudou et Arousseau, 1999 ; Giupponi et al., 1999 ; Laubier, 2001 ; Arousseau, 2004 ; Bockstaller, 2004 ; Calvet, 2004 ; Dubus, 2004 ; Jego et al., 2008 ; Vazquez-Amabile et Engel, 2008 ; Sieber et al., 2010*). Cependant, ces méthodes classiques s'avèrent peu transposables lorsqu'il s'agit de diagnostiquer des territoires de tailles différentes (indicateurs construits pour un espace donné, modèles très spécifiques, enquêtes exhaustives irréalisables...). Les études considérant plusieurs niveaux d'organisation spatiale (*Caron, 2001*) permettent de porter un diagnostic environnemental sur des espaces de tailles différentes (*Lardon et al., 1993 ; Marceau, 1999 ; Stein et al., 2001 ; Puech et al., 2003 ; Panagopoulos et al., 2011*), tout en maintenant une certaine précision à l'échelle la plus grande (petit espace) (*Macary et al., 2005, 2007*). Elles permettent aussi de limiter les coûts et le temps nécessaires en vue de l'application des politiques publiques.

### 1.1.2.2 L'enjeu de la qualité des eaux

Cette thèse traite des relations entre l'agriculture et la qualité physico-chimique des eaux de surface et plus particulièrement de l'appréciation des risques de leur dégradation eu égard d'une part à la qualité des eaux brutes destinées à la production d'eau potable (paramètres nitrates et produits phytosanitaires) ; d'autre part à la qualité de ces eaux pour leur qualité biologique (vie et reproduction de poissons salmonidés en rapport avec le paramètre MES). La mise en œuvre de la DCE est la principale politique publique considérée pour nos travaux. Nous en résumons en suivant, les principaux aspects concernant les relations entre pratiques agricoles et qualité des eaux de surface.

Différents usages supportés par les milieux aquatiques peuvent être affectés par des contaminants dont ceux d'origine agricole : prélèvements d'eau brute pour la production d'eau potable, aquaculture, ressources en eau d'irrigation, prélèvements pour l'industrie et l'énergie, usages récréatifs (pêche, baignade). Les normes applicables pour chacun des usages des eaux de surface et souterraines ont été fixées dans la Directive Cadre sur l'Eau 2000/60 (CE, 2000) avec pour objectif à chaque État membre d'atteindre pour 2015 (Figure 1-02) :

- Le bon état écologique et le bon état chimique des eaux de surface (eaux naturelles de rivières, lacs, eaux côtières...) plus les eaux fortement modifiées ou artificielles (eaux de barrage) ;
- Le bon état chimique et une ressource quantitative suffisante pour les eaux souterraines.

Les objectifs de qualité sont établis par *masse d'eau*<sup>4</sup>. La Directive Cadre permet de passer d'un *objectif de moyens* orienté vers les usages, à un *objectif de résultats* avec une échéance prochaine (2015 sauf dérogation argumentée). Le *bon état* est apprécié à partir de paramètres et de seuils quantifiés et mesurables (CE, 2000).

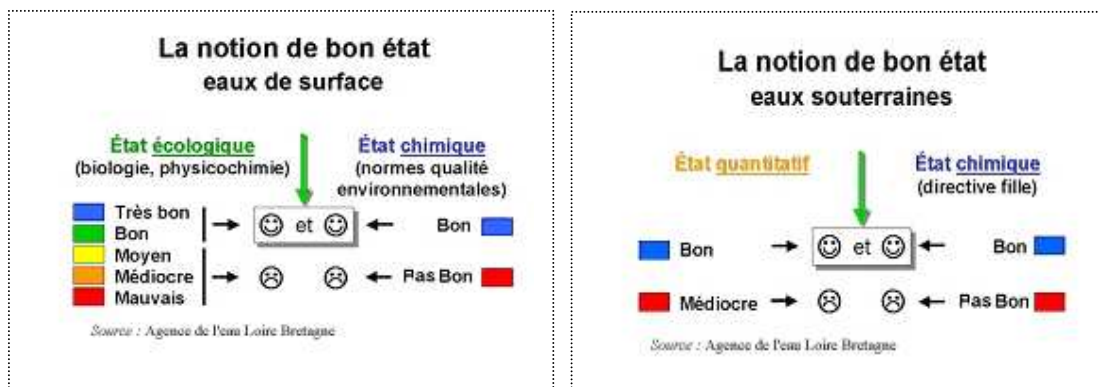


Figure 1-02. DCE : Notion de bon état des eaux de surface et des eaux souterraines  
(d'après Eaufrance, 2012)

Les Normes de Qualité Environnementale\*(NQE) sont appliquées en France dans le cadre du Système d'Évaluation de la Qualité des eaux (SEQ eau)\*. L'annexe 3 illustre notamment celles relatives aux pesticides, dont l'enjeu environnemental est essentiel sur le territoire européen, et particulièrement dans notre zone d'études des *Coteaux de Gascogne* pour la protection des eaux destinées à la consommation humaine et animale. L'objectif de parvenir d'ici 2015 à un bon état des eaux de surface et souterraines semble très ambitieux dans les régions notamment d'agriculture intensive, voire difficile à atteindre à cette échéance, compte tenu des concentrations encore élevées en contaminants (phytosanitaires, nitrates) (AEAG, 2009b ; Chevassus-au-Louis et al., 2012).

<sup>4</sup> **Une masse d'eau** : de surface ou souterraine, correspond à un volume d'eau dont les caractéristiques sont communes et sur lesquelles les pressions, d'origine urbaine, agricole ou industrielle, sont homogènes.

## 1.2 La pression anthropique due aux activités agricoles

Sur les territoires ruraux, les activités agricoles induisent des conséquences directes sur les transferts des contaminants vers les écosystèmes dont les hydrosystèmes, notamment les eaux de surface. Les facteurs qui déterminent ces transferts sont multiples. Les origines sont très directement liées aux pratiques culturales (fertilisations, traitements phytosanitaires, travail du sol et modes d'épandage des intrants), aux systèmes culturaux<sup>5</sup> (types de rotation<sup>6</sup> culturale et assolements<sup>7</sup>), et aux aménagements liés au parcellaire et à la mise en valeur des terres qui ont accompagné l'évolution des structures des exploitations (suppression des obstacles aux phénomènes érosifs : talus, haies...; drainage des parcelles qui favorise et accélère les écoulements d'eau chargée de contaminants vers les réseaux hydrauliques).

A l'échelle d'un territoire agricole, les acteurs principaux sont les agriculteurs qui décident de la mise en œuvre de pratiques suivant le système de production qu'ils ont choisi. Le *système de production* au niveau de l'exploitation agricole est alors constitué de trois sous-systèmes qui intègrent les dimensions biologiques, physiques, technologiques ainsi que les aspects socio-économiques (Malézieux et al., 2001 ; Doré et al., 2006 ; Le Gal, 2009) :

- *Le sous-système biophysique*, au stade de la parcelle cultivée comprend les relations : plante/sol/climat/bio- agresseurs ;
- *Le sous-système technique*, de la parcelle à l'exploitation agricole comprend les systèmes culturaux (Sebillotte, 1990a) et les itinéraires techniques mis en œuvre ;
- *Le sous-système décisionnel*, au niveau de l'agriculteur (orientation, planification, pilotage).

La prise en compte de ces éléments dans la détermination des pressions agricoles au niveau de l'analyse des risques AE et de l'aide à la décision pour en réduire l'impact est une condition clé dans la gestion efficace des risques AE.

Chaque acteur tend généralement à minimiser l'importance de sa propre responsabilité agro-environnementale et beaucoup renoncent à souscrire des MAE compte tenu notamment des contraintes administratives au regard du gain espéré (AND International, 2008), voire à changer de pratiques agricoles. En conséquence, la politique agro-environnementale mise en œuvre par les pouvoirs publics peine à trouver son efficacité. Seule une réelle prise de conscience agro-écologique ayant pour objectif la mise en œuvre d'une agriculture durable, actuellement portée par quelques groupes d'agriculteurs minoritaires, peut inverser la tendance quand à la pollution des eaux par les contaminants agricoles.

La figure 1-03 illustre l'impact des activités agricoles sur les compartiments environnementaux.

<sup>5</sup> **Système de culture** : ensemble de procédés utilisés pour exploiter la terre dans le but de produire des végétaux utiles pour l'alimentation humaine et animale, la production d'énergie et de textiles. Le système cultural est un sous-système du système d'exploitation agricole.

<sup>6</sup> **Rotation culturale** : succession de cultures sur la même unité culturale (sole qui peut être une parcelle, ou groupe de parcelles) dans le temps.

<sup>7</sup> **Assolement** : division des terres d'une exploitation agricole en parties distinctes, appelées soles, consacrées chacune à une culture donnée pendant une saison culturale.

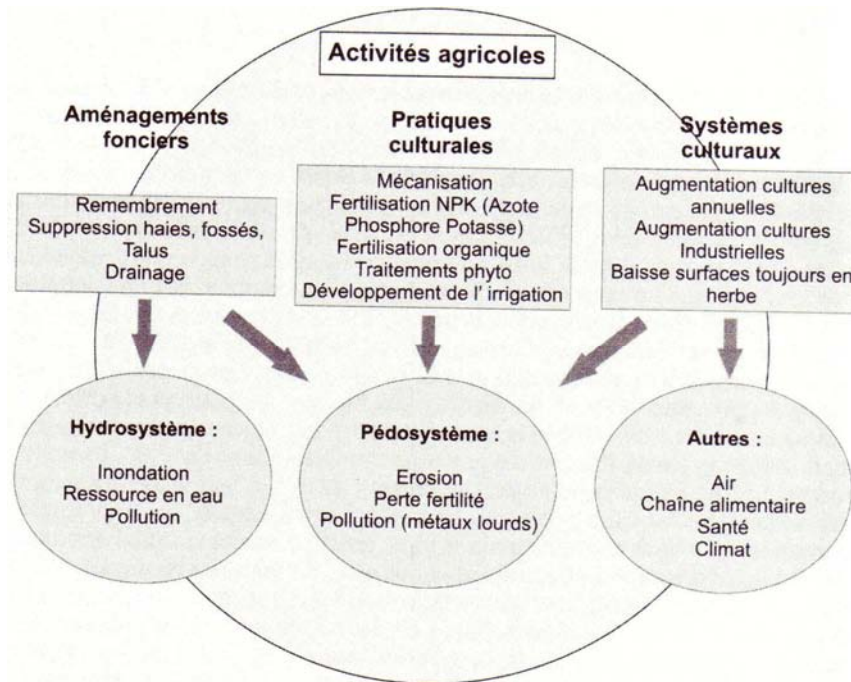


Figure 1-03. Impact des activités agricoles sur l'environnement

(d'après Angelliaume-Descamps et Tulet, 2005)

La pollution des hydrosystèmes peut être d'origine ponctuelle ou diffuse. Les pollutions ponctuelles ont d'abord fait l'objet de programmes spécifiques tels que le PMPOA pour les effluents d'origine animale afin de les stocker puis de les traiter ou de les épandre en respectant les bonnes pratiques (CEE, 1991 ; CORPEN, 1995 ; Cemagref et CACG, 1997) ; le programme ECOPHYTO 2018 (MAP, 2008) pour les produits phytosanitaires), afin de limiter les pertes de produits lors du remplissage, du réglage, du nettoyage des pulvérisateurs et emballages des produits (JORF, 2009 ; Butault et al., 2010). En revanche, la pollution diffuse est beaucoup plus difficile à traiter par le fait même qu'il n'est pas possible de pointer les différents responsables. De plus, comme les organisations syndicales agricoles dominantes en France se sont appropriées la cogestion de la mise en œuvre des mesures politiques nécessaires, il en ressort une déviation des objectifs environnementaux vers des objectifs économiques (Buscat, 2002).

La compréhension des conséquences des pratiques agricoles pour le risque de contamination des eaux, notamment par l'azote et les PPh, nécessite de rappeler tout d'abord la différence radicale qui existe entre eux (Sebillotte, 1999). L'azote fait partie des cycles biogéochimiques naturels. Il est présent dans le milieu sans intervention humaine, contrairement aux produits phytosanitaires. Au champ, l'azote minéral est produit spontanément sous l'action des micro-organismes du sol à partir des matières organiques qui s'y trouvent. Ces matières organiques proviennent pour l'essentiel des végétaux cultivés ou non (Recous et al. 1997).

De plus, l'azote est un constituant des plantes cultivées, son rôle est essentiel pour la croissance et la reproduction. Cela explique le principe des pratiques de fertilisation des agriculteurs. Le raisonnement de ces pratiques peut être accompagné par des opérations de conseil. Ainsi, en 1991, une action nationale labellisée *Ferti-mieux*, pilotée par l'ANDA (Association Nationale de Développement Agricole), avait permis de sensibiliser les agriculteurs. Elle orientait leurs pratiques de fertilisation vers une meilleure utilisation des engrais, en relation avec les besoins réels des plantes, à partir notamment des cahiers des charges établis par le CORPEN (Sebillotte, 1994 ; Lanquetuit et Sebillotte, 1997 ; Lanquetuit ; 1999 ; Buscat, 2002 ; Bernard, 2004). Cette opération a été arrêtée en 2003, suite à la disparition de l'ANDA, et reprise depuis par des acteurs du développement agricole.

Les excédents d'azote minéral (nitrates) dans certains cours d'eau résultent de systèmes culturels encore intensifs (*Buczko et Kuchenbuch, 2010*). Ils sont dus tant à de trop fortes doses d'azote minéral appliquées sur les cultures, qu'à des concentrations excessives en élevages sur des territoires trop restreints pour que les sols puissent assimiler les quantités massives d'azote organique épandu. (*Turpin et al., 1999 ; Chambaut et al., 2004 ; Laurent et al., 2004*).

En revanche, les produits phytosanitaires sont issus de la chimie industrielle et ne se trouvent pas spontanément en l'état dans la composition des végétaux ou des animaux. Ce ne sont pas des substances naturelles directement utilisables, même si les plantes contiennent certaines substances actives (exemple *la roténone*, insecticide,...) : les plantes n'en ont pas besoin pour croître. Néanmoins, ils sont utilisés pour lutter contre les ennemis des cultures : adventices, champignons, insectes... L'usage des phytosanitaires ne vise pas à couvrir des besoins des cultures, mais à maintenir un niveau de production donné en contrôlant des facteurs limitant. Contrairement à l'azote, il n'existe pas de notion d'équilibre entre des besoins et des apports de ces produits (*Sebillotte, 1999*).

Les pratiques pour chaque culture sont très variables suivant les systèmes de production et les modes de conduites. Les systèmes intensifs en production végétale et animale sont aussi les plus contributeurs aux excédents de nutriments dans les eaux. Ces pratiques intensives seront détaillées dans les *Chapitres 3 et 4*, à propos de l'élevage bovin laitier en *Basse Normandie* et de grandes cultures sur les *Coteaux de Gascogne*.

### 1.3 Les processus hydrologiques dans les bassins versants

Avant d'examiner plus particulièrement les facteurs qui influencent les transferts des contaminants d'origine agricole, éléments majeurs de l'appréciation de la vulnérabilité des eaux de surface, nous rappelons quelques notions essentielles concernant les processus hydrologiques, à l'échelle des bassins versants, qui nous ont permis de retenir les facteurs déterminants du risque.

Les précipitations arrivant sur un bassin versant se répartissent ensuite en deux phases :

- L'eau qui retourne dans l'atmosphère par évaporation ou par transpiration des plantes,
- L'eau qui reste à l'état liquide, constituant la pluie efficace, ruisselle en surface du sol, ou s'infiltre dans le sol pour contribuer à la recharge de la nappe souterraine qui alimente le cas échéant la rivière pour partie.

Ainsi, l'eau collectée puis transportée par le cours d'eau provient des précipitations directes dans le cours d'eau, du ruissellement de surface sur les versants, des écoulements hypodermiques et souterrains (*Andréassian, 2005*).

*La figure 1-04* illustre les différents types de circulation d'eau dans les bassins versants. Bien que les enjeux considérés dans cette thèse concernent les eaux de surface, les écoulements souterrains vers la nappe peuvent influencer la qualité des eaux de surface, dès lors que la nappe vient réalimenter les cours d'eau en période d'étiage.

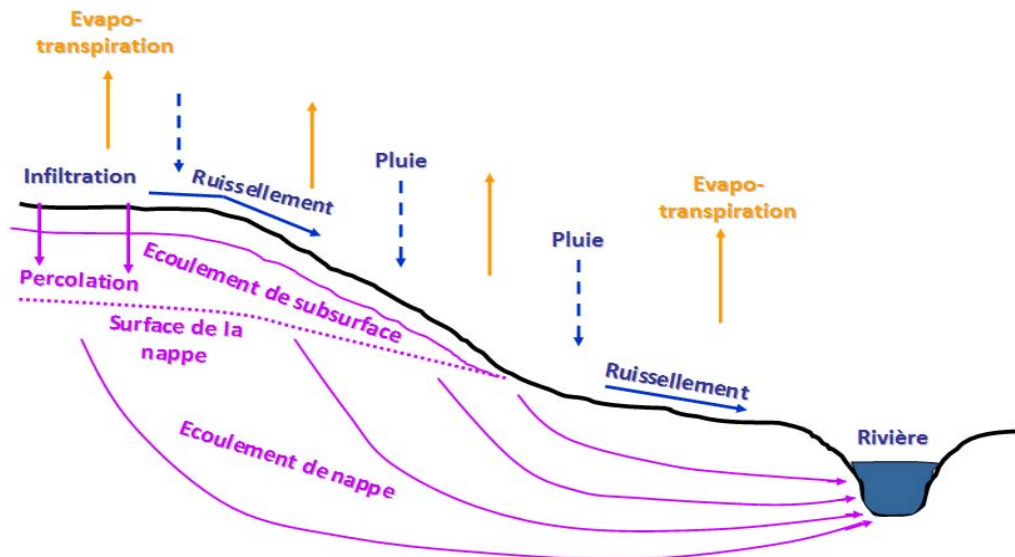


Figure 1-04. Processus hydrologiques dans les bassins versants  
(modifié d'après CSEB, 2005)

□ **L'eau d'infiltration** remplit d'abord les interstices du sol en surface, puis pénètre dans le sol. La capacité d'infiltration qui est spécifique au type de sol, représente le flux d'eau maximal que le sol peut absorber à travers sa surface. Elle dépend de la texture du sol (Andréassian, 2005): par exemple les argiles des *Coteaux de Gascogne* sont nettement moins favorables à l'infiltration que les limons de *Normandie* et encore moins que les sables des *Landes de Gascogne*. Elle dépend aussi de son état structural (présence d'agrégats, de mottes, d'une croûte de battance moins perméable telle sur limons) et de son humidité. Cette infiltration varie fortement dans l'espace à cause de la variabilité des propriétés des sols, et dans le temps à l'échelle temporelle de l'évènement pluvieux, mais aussi intra-annuelle suivant l'état structural du sol lié à l'activité biologique des sols et des pratiques agricoles (CSEB, 2005).

Le ruissellement à la surface du sol se produit soit lorsque la capacité d'infiltration (CI) du sol est dépassée, soit lorsque le sol est saturé jusqu'à la surface (CSEB, 2005).

Si  $IP < CI \Rightarrow$  il n'y a pas de ruissellement (IP est l'Intensité de la Pluie en mm/h).

Si  $IP > CI \Rightarrow$  il y a du ruissellement hortonien  $R$  ( $R = IP - CI$ ).

Le *coefficient de ruissellement*, rapport entre le débit ruisselant en sortie de la surface considérée et la "pluie brute" dépend directement de *la pente*, de *l'imperméabilisation des surfaces*, autrement dit de *la couverture du sol*, de *sa nature et du travail effectué* pour des parcelles agricoles (Miquel, 2003b). Au cours de leur transfert vers le cours d'eau, les eaux de ruissellement peuvent également s'infiltrer, compte tenu de la variabilité spatiale de la topographie, des propriétés du sol, des couverts végétaux. Le ruissellement peut aussi se produire lorsque le sous sol est saturé. Les pluies ne peuvent pas alors s'infiltrer et ruissellent vers le cours d'eau. Dans ce cas, les quantités d'eau ruisselées ne dépendent pas directement de l'intensité des pluies (Andréassian, 2005).

Dans les régions telles les *Coteaux de Gascogne* (une de nos deux zones d'étude) soumises à des orages parfois violents, l'intensité des pluies peut générer un ruissellement hortonien important.

En revanche, dans le *Massif Armoricain* où se situe l'autre zone d'étude, le CI varie de 1 mm/h à plusieurs dizaines mm/h. Ici, l'intensité des pluies est rarement supérieure à 10 mm/h (Gascuel-Odoux et Mérot, 1986), un ruissellement sur sol saturé est alors plus fréquent et propice au transfert de MES sur sol non protégé en périodes hivernale et printanière notamment.



### ❑ Les écoulements souterrains :

Après passage dans le sol (infiltration), l'eau tend à s'écouler essentiellement verticalement en direction de la nappe phréatique sous l'influence majeure de la gravité : c'est le phénomène de *percolation*. Des écoulements horizontaux, dits *hypodermiques*, peuvent se développer dans le cas où un horizon de sol peu perméable est présent à faible profondeur (exemple d'une semelle de labour sur sol majoritairement argileux). L'eau circule dans la matrice du sol, c'est-à-dire dans la microporosité, ou dans des macropores résultant d'emplacement d'anciennes racines, de galeries créées par la faune du sol, de fentes de dessiccation sur sols argileux tels *les terreforts*<sup>8</sup> du Sud-ouest de la France (*Revel et Guiresse, 1995*). L'eau percolée jusqu'à la base de la zone non saturée recharge la nappe phréatique permanente.

L'eau stockée dans le sol est ensuite utilisée par les plantes en phase végétative puis transpirée vers l'atmosphère. Ainsi, au cours de l'été, la nappe n'est plus alimentée, ce qui entraîne une baisse de son niveau et par voie de conséquence un tarissement des cours d'eau. La nappe se recharge ensuite durant la période hivernale, sous réserve que les précipitations soient suffisantes, car durant cette période, l'évapotranspiration est très faible, voire inexistante pour les cultures de printemps et d'été. Dans les nappes, seule l'eau gravitaire est mobile. L'eau retenue notamment par les argiles n'est pas mobilisable car les forces de rétention sont supérieures à celles de la gravité. La porosité efficace correspond au rapport du volume d'eau gravitaire sur le volume total de la roche saturée en eau (*CSEB, 2005*). *Les écoulements de nappe sont essentiellement latéraux*. La circulation de l'eau se fait classiquement selon des boucles qui peuvent s'approfondir si elles ne sont pas limitées par une barrière imperméable, telle *la molasse*<sup>9</sup> dans le piedmont pyrénéen (*Enjalbert, 1960*), caractéristique de notre zone d'étude dans cette région.

Les vitesses de transfert dans le bassin versant sont très variables en fonction de la position topographique : en bas de versant, l'eau gagne le cours d'eau en quelques jours ou quelques mois, alors que celle située sur les plateaux en amont peut avoir une durée de transfert de quelques années (*Molénat et Gascuel-Odoux, 2002*). Les nappes des bassins sur socle tel que dans le *Massif Armoricaïn* sont peu profondes. Le toit de la nappe est situé à moins de 30m de la surface du sol. Elles sont fluctuantes suivant la saison avec un battement qui peut dépasser 5m et variable dans l'espace suivant la localisation topographique dans le versant (*CSEB, 2005*).

---

<sup>8</sup> **Terrefort** : nom donné sur les *Coteaux de Gascogne* aux sols argilo-calcaires lourds mais fertiles. Ils sont profonds et riches en argiles, ce qui confère des sols plastiques et adhésifs lorsqu'ils sont humides. Ils nécessitent une grande puissance de traction. Sur le plan hydrique, la présence d'argiles permet une bonne rétention en eau. Chimiquement, il s'agit d'un sol non calcaire dans la masse, mais saturé en calcium.

<sup>9</sup> **Molasses** : sont des formations de roches sédimentaires détritiques qui s'accumulent dans des bassins périphériques d'une chaîne de montagnes. Elles sont souvent constituées de grès à ciment de calcaire argileux.

## 1.4 Les facteurs déterminants les transferts des contaminants agricoles vers les eaux de surface

Nous allons analyser les facteurs déterminants des transferts vers les cours d'eau des principaux contaminants ayant fait l'objet d'études dans le cadre de notre thèse : azote, produits phytosanitaires, ainsi que les matières particulaires liées aux phénomènes d'érosion et de ruissellement. En effet, les modalités de transfert conditionnent directement le potentiel de contamination des eaux de surface.

### 1.4.1 Présentation des flux des contaminants agricoles sur un bassin versant

La figure 1-05 présente une synthèse des relations entre les transferts de fertilisants, de produits phytosanitaires agricoles et leurs impacts en termes de pollution des cours d'eau. Les eaux chargées de contaminants solubles ruissellent en partie à la surface du sol vers l'aval du bassin versant et également s'infiltrent en sous-sol et subissent une lixiviation vers la nappe.

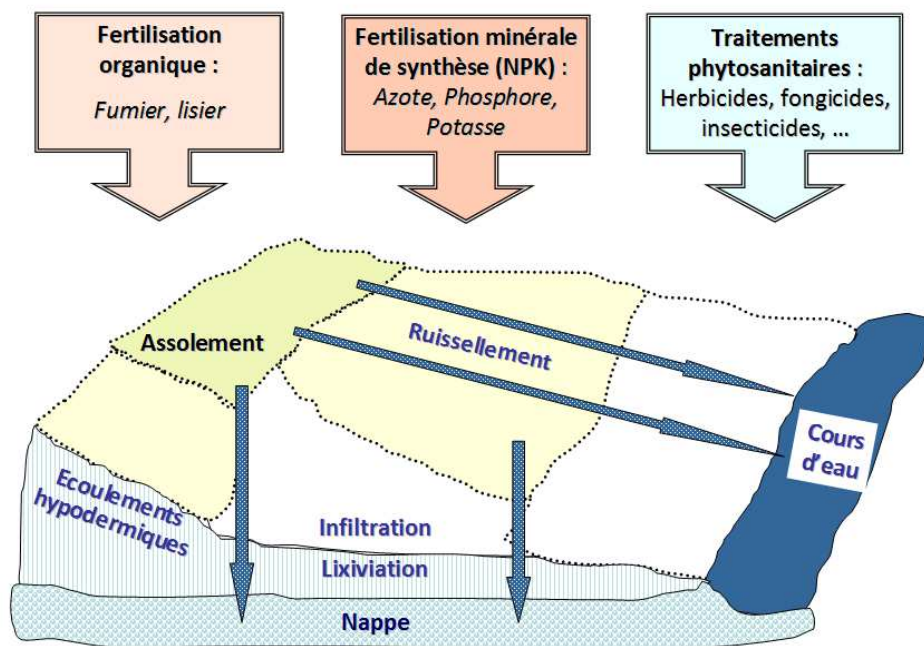


Figure 1-05. Pratiques agricoles et contamination des masses d'eau  
(modifié d'après Angelliaume-Descamps et Tulet, 2005)

A ces transferts de contaminants solubles, viennent s'ajouter par exemple ceux de matières particulaires qui ruissellent jusqu'au cours d'eau ou sont lessivées<sup>10</sup> vers le sous-sol. Ces particules peuvent entraîner également certains contaminants insolubles, qui y sont adsorbés, telles des molécules phytosanitaires hydrophobes, et le phosphore.

<sup>10</sup> **Lessivage** : transport d'éléments (particules argileuses, limoneuses ou des ions) composant un sol, sous l'effet de l'écoulement des eaux d'infiltration des couches supérieures de celui-ci vers les couches plus profondes. Cela induit un impact sur la qualité des eaux souterraines, et des cours d'eau.

## 1.4.2 Les facteurs déterminants les transferts de l'azote

### 1.4.2.1 Les différentes formes de l'azote

L'azote peut se présenter dans le sol sous des états très variables, essentiellement sous forme organique (95%) ou minérale. L'azote organique du sol comprend les résidus de plantes, l'azote organique de la biomasse microbienne et de l'humus. Cette incorporation aux molécules organiques à 90% constitue une forme passive, difficilement décomposable : il s'agit de l'azote organique stable (Figure 1-06). Les 10% restant d'azote organique constituent la partie mobile de l'azote (protéines de la biomasse et des résidus de récolte) (Turpin *et al.*, 1997). Les différentes formes chimiques de l'azote correspondent à des états d'oxydation différents (Nicolardot *et al.*, 1997).

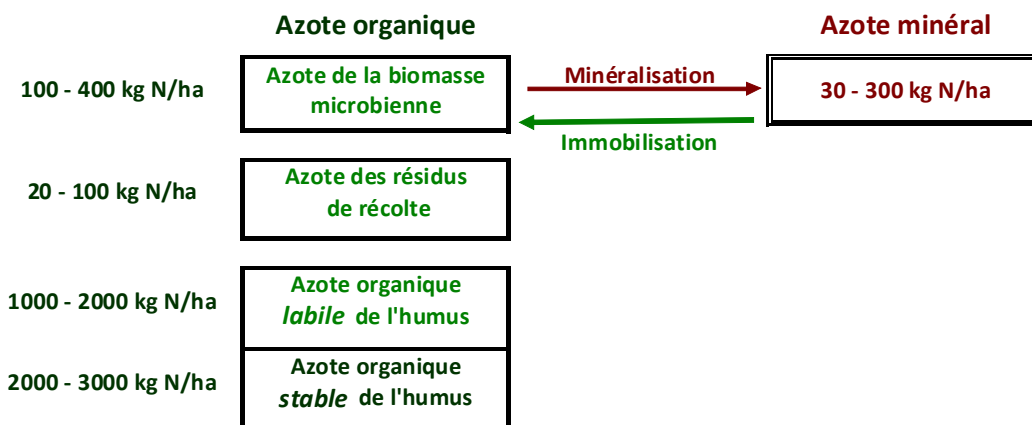


Figure 1-06. Différents états de l'azote dans le sol et quantités moyennes par hectare de culture (d'après CORPEN, 1991 ; 1993)

Le cycle de l'azote est un cycle biogéochimique qui décrit la succession des modifications subies par ses différentes formes minérales et organique. Une représentation dans les systèmes agricoles en est faite en Annexe 4. La prise en compte des transferts azotés dans l'analyse et la gestion des risques AE nécessite une étude attentive du cycle. La fraction minérale de l'azote du sol est surtout constituée d'azote ammoniacal ( $\text{NH}_4^+$ ,  $\text{NH}_3$ ) et d'azote nitrique ( $\text{NO}_3^-$ ). Des réactions biochimiques d'ammonification et de nitrification conduisent d'une forme à une autre. La minéralisation de l'azote organique et les apports d'engrais minéraux constituent la principale source d'azote minéral dans le sol, à côté des précipitations et de la fixation d'azote atmosphérique (fixation symbiotique par les légumineuses, ou asymbiotique).

C'est sous cette forme minérale que l'azote est absorbé par les plantes. En période de croissance des cultures, la forme nitrique prédomine sur la forme ammoniacale. La cinétique d'absorption des plantes varie en fonction du stade végétatif et selon les espèces. L'absorption par les végétaux est faible lors de la germination des plantes, maximale lors de la période végétative, puis diminue lors de la phase de maturation. Il importe dès lors de bien adapter temporellement les apports azotés à la plante. Une conséquence pratique pour nos travaux est l'appréciation de la pression azotée suivant les quantités d'azote minéral et organique fournies aux cultures, en tenant compte du nombre d'apports dans une campagne agricole, pour intégrer l'influence du fractionnement.

### 1.4.2.2 Les modes de transfert de l'azote vers les eaux

Les pertes en azote minéral vers les autres compartiments de l'écosystème sont liées à plusieurs types de phénomènes (Baroin *et al.*, 1997) :

- physiques : entraînement vers le réseau hydrographique en phase dissoute, suivant le mode d'écoulement des eaux : par ruissellement et par lixiviation ;

- chimiques : volatilisation de l'azote ammoniacal du sol ou des résidus animaux et végétaux, dénitrification chimique en sol acide). Les pertes par volatilisation et dénitrification peuvent être très importantes.

- biologiques : absorption de l'azote minéral par les plantes, organisation par la microflore, dénitrification biologique (transformation de l'azote minéral en des formes gazeuses, N<sub>2</sub> et NO<sub>x</sub>) ;

Toutes les formes d'azote présentes dans le sol ne sont pas transférables par les mêmes voies. Les quantités les plus importantes sont mobilisées sous forme nitrrique par lixiviation (l'ion nitrate est très soluble). Les quantités d'azote ainsi entraînées dépendent de nombreux facteurs tels que la quantité d'azote nitrrique présente dans le sol, sa répartition le long du profil de sol, la quantité d'eau drainée, la fréquence et la répartition des pluies dans l'année. L'azote entraîné par lixiviation rejoint les eaux de surface par ruissellement subsuperficiel, et parfois à partir nappes qui viennent réalimenter les cours d'eau en période d'étiage.

L'azote des engrais, celui des effluents d'élevage après les épandages, et l'azote organique adsorbé sur les particules de sol, peuvent ruisseler rapidement en surface suivant la topographie, l'état de couverture du sol et les différents obstacles paysagers (Turpin *et al.*, 1997). Les transferts d'azote vers les eaux de surface et souterraines se font préférentiellement sous forme de nitrates, l'ion nitrate NO<sub>3</sub><sup>-</sup> étant très soluble dans l'eau (Lafeil et Neem, 1997). La figure 1-07 illustre les différents modes de transfert de l'azote vers les eaux.

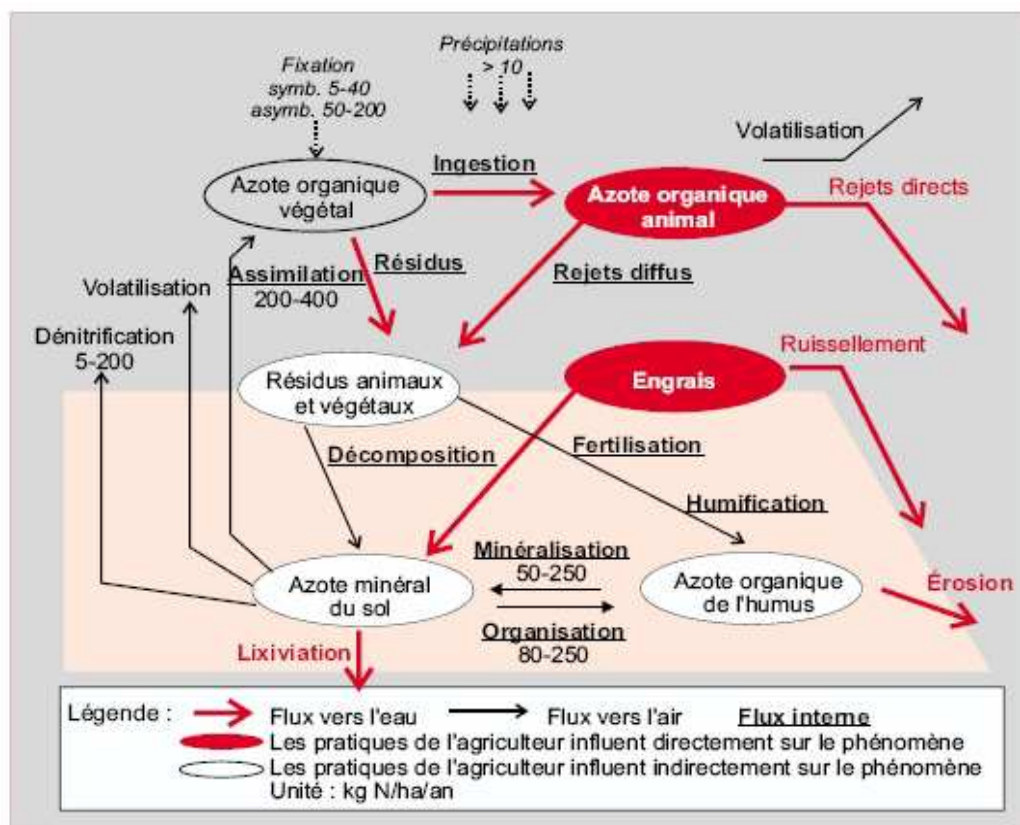


Figure 1-07. Différentes formes et modes de transfert de l'azote vers les eaux

(d'après CORPEN, 1993 ; Turpin *et al.*, 1997)

La distance au réseau hydrographique influence alors directement le temps de transfert de l'azote vers les eaux de surface. Les phénomènes à l'origine du transfert de l'azote des sols vers l'eau peuvent être analysés à différentes échelles spatiales (Jarvis *et al.*, 1996) :

- dans les microsites du sol : l'environnement physico-chimique conditionne le déplacement des équilibres biochimiques de minéralisation, réorganisation, volatilisation et dénitrification de l'azote ;
- à l'échelle de la parcelle agricole : les pratiques agricoles (type de culture, rotations, travail du sol, nature des fertilisants apportés et dosages) ont des conséquences à court terme, mais aussi à moyen et long terme, de façon plus ou moins maîtrisée, sur l'ampleur relative des différentes réactions (Sebillotte, 1990a) ;
- dans le bassin versant : l'entraînement de l'azote de la zone racinaire vers les eaux est étroitement lié aux conditions climatiques. L'aménagement de l'espace (état du sol en surface, végétation) et la topographie (pentes, micro relief) contribue à accélérer, ou au contraire à ralentir, les transferts vers les eaux (Beaudouin et al., 2004, 2005).

Les échelles temporelles des processus sont aussi très variables. De l'azote minéral présent dans un sol peut mettre plusieurs mois, voire plusieurs années à lixivier dans le sous-sol, alors qu'il ne mettra que quelques semaines, voire quelques heures à atteindre la mer une fois qu'il se retrouve dans une rivière (Turpin et al., 1997). La partie superficielle de la nappe (nappe de versant) contribue de manière plus importante en hiver qu'en été. Ces mécanismes sont particulièrement importants dans les régions où les variations saisonnières sont marquées. La nappe profonde contribue majoritairement en période d'étiage. Dans les zones humides, la dénitrification est surtout active au printemps et en été (CSEB, 2005). La figure 1-08 illustre les phénomènes de transfert de l'azote vers les eaux de surface et souterraines à l'échelle territoriale (bassins versants).

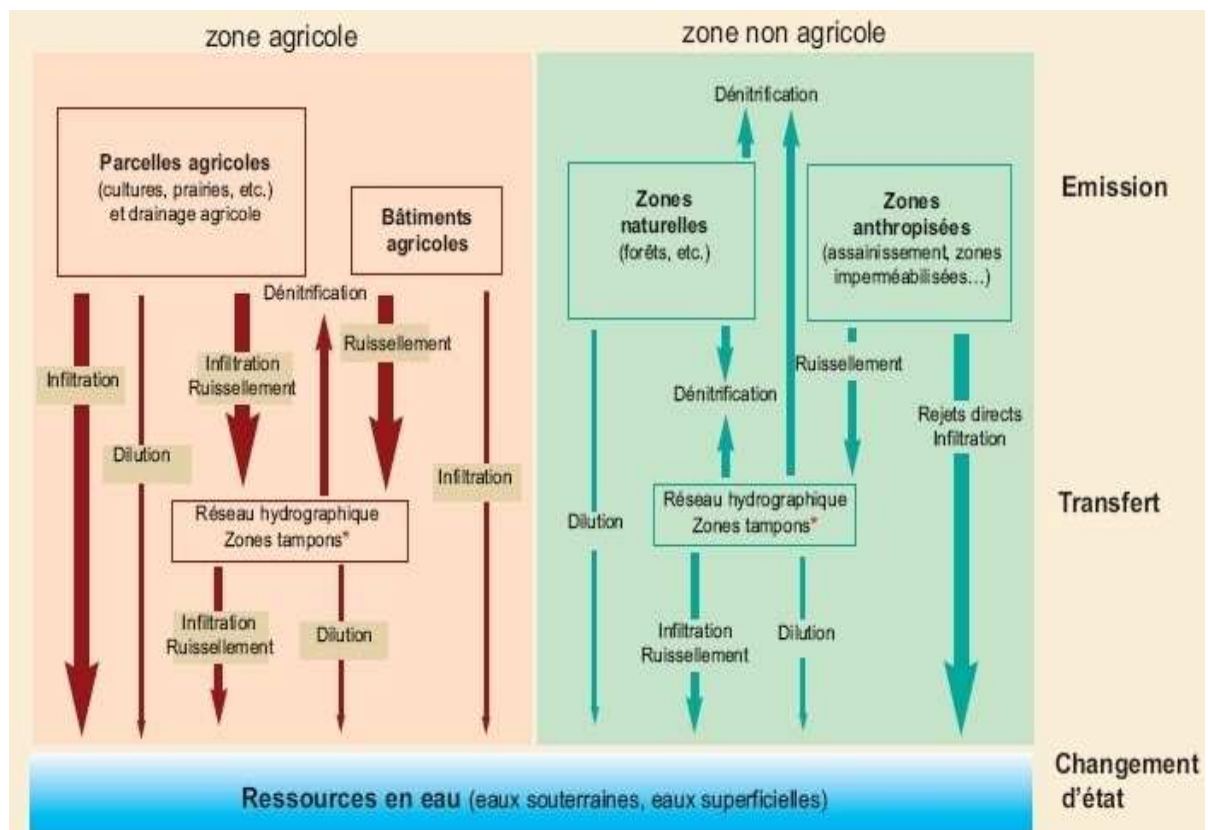


Figure 1-08. Principaux processus agissant sur les flux d'azote vers l'eau à l'échelle des territoires (d'après CORPEN, 2006)

Les parcelles agricoles drainées peuvent entraîner un transfert rapide vers les ressources en eau, ou vers le réseau hydrographique et les zones tampons. Différentes voies de pertes peuvent être partiellement compensées par des processus de dilution (infiltration d'eau peu chargée en nitrates), voire épuratrice (principalement par dénitrification). Les flux d'azote sont très variables suivant les caractéristiques des territoires et sont représentés dans la zone agricole qui nous intéresse particulièrement et la zone non agricole, par des flèches dont l'épaisseur est proportionnelle à leur degré d'importance moyenne. Le schéma simplifié (*Figure 1-08*) ne précise pas par exemple, les phénomènes d'épuration dans les zones naturelles (forêts, zones humides).

### 1.4.3 Les facteurs déterminants les transferts des produits phytosanitaires

Hormis les cas de pollutions ponctuelles, l'essentiel de la contamination se fait par voie diffuse à l'échelle des parcelles agricoles, lors de l'épandage des produits phytosanitaires (PPh) (*Voltz et Louchart, 2001*). Une caractéristique fondamentale de la contamination des eaux de surface est sa grande variabilité spatio-temporelle (*Gouy et Carluer, 2002*). Les voies d'écoulement des eaux de surface et des PPh associés sont très fortement influencées par le chevelu hydrique, en fonction de la topographie, de la nature du sol et du substrat géologique, du type de paysage, des techniques culturales, des conditions climatiques. Ces facteurs d'influence des transferts de PPh contribuent également à expliquer les disparités régionales.

*Afin de comprendre la contamination des eaux dans les bassins versants par les PPh, principale préoccupation actuellement des gestionnaire des stations de captage des eaux brutes pour l'AEP, il importe d'abord de connaître leurs principales caractéristiques chimiques, d'identifier leurs formes de transport et les processus de leur diffusion à l'échelle parcellaire, puis les dynamiques de variation des concentrations et l'influence des pratiques culturales.*

#### 1.4.3.1 Les principales familles chimiques de PPh et leurs modes d'action

Les *produits phytosanitaires* (ou *produits phytopharmaceutiques*) sont appliqués en agriculture pour la protection des plantes cultivées. L'action des PPh peut être soit directe - par destruction de l'élément nuisible - ou soit indirecte, en réduisant ses capacités de reproduction, ou en pénétrant d'abord la plante-hôte, pour éliminer ensuite l'élément pathogène : on parle alors de produit systémique. Pour chaque usage, on peut les classer selon leur composition chimique et leur mode d'action (*Couteux et Lejeune, 2010*) (*Annexe 5*).

Ils comprennent différents types, dont :

- les herbicides contre les adventices concurrentes au niveau des éléments nutritifs du sol, de l'eau, de l'espace de développement des plantes, de la lumière. Ils peuvent être sélectifs ou totaux. Les groupes de substances actives les plus importantes sont les *acides amino-phosphoriques* (type glyphosate), les *urées* (diuron, isoproturon), les *triazines* (atrazine, simazine, aujourd'hui interdites en Europe). Certains herbicides inhibent la photosynthèse des plantes (terbuthylazine, isoproturon, atrazine), la division cellulaire (trifluraline, pendiméthaline), la synthèse des lipides (cyclohexanediones), la synthèse de la cellulose (chlorotiamide), la synthèse des acides aminés (glyphosate). *Ils représentent les molécules les plus fréquemment rencontrées dans les masses d'eau.*

- les fongicides, contre les champignons ou cryptogames, pathogènes. Ils présentent trois modes d'action différents. Les unisites attaquent la perméabilité membranaire des champignons. Les multisites s'attaquent aux spores des champignons : ils sont préventifs. Les antimitotiques bloquent la division cellulaire. La famille de fongicides la plus présente est celle des *carbamates*.

- les insecticides, acaricides, nématicides, molluscides, etc., contre les ravageurs : insectes, acariens, nématodes, limaces, etc. Ils les familles les plus rencontrées sont les *organophosphorés* (malathion), les *carbamates insecticides* (carbaxyl), les *pyréthrinoïdes* (deltaméthrine) et les *organochlorés* (endosulfan). Compte tenu de la grande diversité des familles chimiques auxquelles ils appartiennent, les micropolluants, dont les phytosanitaires présentent des propriétés très variées,

notamment en termes de volatilité, de solubilité dans l'eau et dans les graisses, d'adsorption et de bioaccumulation... En conséquence, leur recherche est effectuée de manière complémentaire ou alternative dans l'eau ou dans les sédiments. La recherche de micropolluants dans les tissus des organismes (muscles, foie) répond à une exigence réglementaire (poissons, mollusques, crustacés consommés par l'homme). Elle permet aussi de mettre en évidence l'importance de la contamination d'un milieu et du réseau trophique (poissons, oiseaux, mammifères marins notamment) (AESN, 2008).

Mais les PPh sont également appliqués hors agriculture pour l'entretien des voiries ou des espaces de loisirs ainsi que dans les jardins familiaux (environ 10% du tonnage utilisé en France) (Pujol et Dron, 1998), ce qui n'est pas sans conséquence parfois dans la contamination des masses d'eau de surface, à l'échelle de bassins versants. Les *produits commerciaux* se présentent sous différentes formes telles que des émulsions concentrées, des granulés, des suspensions concentrées... plus ou moins pratiques à mettre en œuvre et plus ou moins sûres pour l'utilisateur. Les *substances actives* sont les toxiques homologués, efficaces sur les parasites à combattre, que nous considérerons dans l'approche de la pression agricole. L'utilisation agricole des PPh est très réglementée de façon à définir les conditions de leur utilisation pour assurer une efficacité de la protection phytosanitaire suffisante des cultures, tout en limitant *théoriquement*, les risques de développement d'effets néfastes pour la santé humaine et l'environnement (CEE, 1991, 1998 ; CE, 2009a, 2009b ; UE, 2006). Néanmoins, la contamination des eaux par les PPh est significative (cf. Introduction et annexe 2b). De nombreuses études en témoignent désormais (Beernaerts et al., 2001 ; Barriuso, 2004 ; Aubertot et al., 2005 ; Claver et al., 2006 ; Butault et al., 2010 ; Taghavi et al., 2011), et mettent en évidence leurs conséquences toxicologiques (Rivière, 2001 ; Carvalho, 2006 ; AFSSET, 2009 ; Bonnefoy et al., 2012) et écotoxicologiques (Babut et al., 2001 ; Morin et al., 2009 ; Roubex et al., 2011).

#### 1.4.3.2 Les effets des PPh sur l'environnement et conséquences pour la santé humaine

Les doses de pesticides rencontrés sont parfois très faibles, mais ces produits sont par nature toxiques. De plus, certains présentent des taux de persistance élevés. Les principaux effets des PPh sur l'environnement sont les suivants (Duchemin, 2006) :

- Toxicité : compte tenu de leur caractère biocide, les PPh peuvent être toxiques pour tous les organismes vivants. En fonction de leur mode d'action, de leur persistance et de leur capacité de bioaccumulation, cette toxicité s'exprime différemment selon les espèces. Les animaux peuvent être touchés directement, notamment en bout de chaîne trophique (biomagnification), ou par le biais de la destruction de leur habitat sous l'effet des herbicides.

- Produits de dégradation : Les substances actives se dégradent en de nombreux produits (métabolites) qui sont parfois plus toxiques que leur substance mère.

- Bioconcentration / Bio-accumulation : Même s'il existe d'importantes variations du potentiel de bioconcentration des pesticides selon l'espèce, voire même à l'intérieur d'un même taxon, certains pesticides, notamment lipophiles, sont fortement bioaccumulables.

- Bioamplification : Les insecticides organochlorés font notamment l'objet d'une forte bioamplification dans les réseaux trophiques aquatiques.

- Résistance : Depuis une cinquantaine d'années, des observations montrent que des insectes, des champignons phyto-pathogènes et des plantes adventices deviennent résistantes aux PPh. Leur nombre est d'ailleurs en croissance constante. La résistance s'accompagne d'un accroissement de la

toxicité mesurée par la CL50<sup>11</sup> et/ou la DL50<sup>12</sup> (Pennsylvania College of Agricultural Sciences, 2006). De plus, une résistance croisée tend à se développer : l'espèce devient également résistante à d'autres groupes de matières actives.

Tous les PPh sont potentiellement dangereux pour l'homme, leur toxicité dépend notamment du mode de pénétration dans l'organisme. De multiples travaux scientifiques depuis une quinzaine d'années (*Zahm et al., 1997 ; Alavanja et al., 2004 ; AFSSET, 2009*) ont montré que l'exposition à certaines molécules chez l'homme est corrélée à diverses pathologies majeures : cancers associés à la suppression immunitaire, multiples réactions allergiques, réponses auto-immunes et suppression de la fonction immunitaire, enfin une plus grande sensibilité aux agents pathogènes. Aussi, la préoccupation des politiques et des gestionnaires des points de captages des eaux brutes en vue de la potabilité est d'autant plus justifiée. Elle impose de comprendre les modes de transferts des PPh vers les eaux, mais surtout les modifications de pratiques agricoles nécessaires à l'échelle de bassins versants pour réduire la contamination des points de captage d'eau.

### 1.4.3.3 Les phénomènes de rétention, de dégradation dans le sol, et de transfert vers les eaux

Qu'ils soient directement épandus sur sol nu, ou sur un sol couvert plus ou moins partiellement par la végétation, les PPh sont soumis à un ensemble de processus qui conditionnent leur devenir et leur dispersion vers d'autres compartiments de l'environnement. Leur rétention dans les sols puis libération dans le milieu, et pour partie leur dégradation, sont à l'origine de problèmes de contamination des écosystèmes, dont les eaux de surface et souterraines (*Barriuso, 2004*). La compréhension de ces processus est un préalable avant toute modélisation agro-environnementale.

#### ➤ *Les phénomènes de rétention des PPh dans les sols*

La rétention des PPh par les sols est caractérisée en conditions expérimentales de laboratoire par des isothermes d'*adsorption*<sup>13</sup> et de *désorption*<sup>14</sup>, c'est-à-dire des représentations graphiques des données d'équilibre des concentrations des PPh en solution, et en l'état d'adsorption par le sol (*Calvet, 2002a*). En l'absence d'autres phénomènes (diffusion, dégradation...), la disparition de la solution est explicable par l'adsorption en relation avec la nature des sols. Lorsque les particules de sol sont plutôt hermétiques (type argiles à espaces interfoliaires inaccessibles, exemple de la *kaolinite*<sup>15</sup>), la rétention des PPh est seulement due à l'adsorption. De ce fait, la libération des molécules est uniquement liée à la désorption. Ces phénomènes sont quasi instantanés. La capacité d'échange des cations (CEC)<sup>16</sup> de la kaolinite est faible : 10-20 milli-équiv. /100g de terre (*Soltner, 1975*).

<sup>11</sup> **CL50** : concentration exprimée en mg/kg du produit chimique qui tue 50 % des animaux d'essai dans un temps donné (généralement quatre heures).

<sup>12</sup> **DL50** : dose létale (en mg/kg) qui correspond à la quantité de toxique qui en une seule absorption en général orale, provoque la mort de 50 % des animaux en expérimentation. Elle permet de mesurer la toxicité aiguë.

<sup>13</sup> **L'adsorption** est un phénomène de surface par lequel des atomes ou des molécules de gaz ou de liquides (*adsorbats*) se fixent sur une surface solide (*adsorbant*) selon divers processus plus ou moins intenses.

<sup>14</sup> **La désorption** est un phénomène inverse de l'adsorption, par laquelle les molécules adsorbées se détachent du substrat.

<sup>15</sup> **La kaolinite** est une espèce minérale composée de silicate d'aluminium hydraté, argile blanche, friable et réfractaire, formée surtout en climat subtropical et tropical.

<sup>16</sup> **La capacité d'échange de cations (CEC)** est la quantité maximale de cations de toutes sortes qu'un poids déterminé de sol (habituellement 100 g) est capable de retenir.



A l'inverse, avec des particules microporeuses (argile de type *Montmorillonite*<sup>17</sup>, voire des agrégats de substances humiques), la rétention est le résultat de l'adsorption et de la diffusion intraparticulaire : on parle alors de phénomène de *sorption*. La libération des molécules est alors due à l'adsorption ainsi qu'à la diffusion hors des particules solides. Ces phénomènes ne sont pas instantanés (*Barriuso, 2004*). La CEC de ce type de sol est de l'ordre de 100 à 130 milli-équival. /100g de terre (*Soltner, 1975*). La compréhension du comportement des molécules dans le sol suivant leurs caractéristiques physico-chimique est nécessaire au paramétrage des modèles pour l'évaluation des transferts de PPh vers les eaux, préférentiellement sous forme dissoute ou adsorbée (MES et MO).

Il est possible d'établir les courbes d'adsorption des substances actives à partir de l'équation de *Freundlich*, la plus souvent utilisée (*Gaillardon, 2004*):  $(x/m) = Kf \cdot Ce^n$

Où :  $x/m$  est la quantité de PPh adsorbée sur le sol,

$Ce$  est la concentration du PPh dans la solution en équilibre avec la phase adsorbée

$Kf$  et  $n$  sont des paramètres empiriques.  $Kf$  est la *capacité d'adsorption* du sol et  $n$  un *indice d'affinité du PPh* pour le sol considéré.

Pour de nombreux PPh,  $n \approx 1$  ; de ce fait, l'adsorption peut-être décrite par l'équation :

$$Kd = (x/m)/Ce$$

Où  $Kd$  est le *coefficient de partage*, ou de *distribution des molécules entre les phases solide et liquide* :  $Kd = \frac{[\text{molécules en phase particulaire}]}{[\text{molécules en phase dissoute}]}$

Ce coefficient est fonction de la nature chimique des molécules, ainsi que des caractéristiques de la phase solide et notamment du taux de matière organique dans le sol (*Barriuso et al., 1996*). Suivant la valeur du  $Kd$ , la répartition entre les deux formes de transport varie assez fortement.

Il est lié au coefficient d'adsorption sur le carbone organique du sol noté  $Koc$  qui caractérise la capacité de la substance à être adsorbée par la matière organique du sol :  $Kd = Koc \cdot \% CO$ .

Les trois coefficients d'adsorption ( $Kf$ ,  $Kd$ ,  $Koc$ ) sont des paramètres environnementaux qui peuvent être obtenus expérimentalement pour chaque PPh et chaque type de sol, mais ils peuvent aussi être estimés à partir de paramètres physico-chimiques concernant les caractéristiques des molécules, dont :

La solubilité dans l'eau :  $Sw$ , exprimée en mg./l ; elle est inversement proportionnelle à la solubilité mesurée dans les solvants organiques.

Le coefficient de partage des molécules entre l'octanol et l'eau :  $Kow$  qui est une constante physico-chimique propre à chaque molécule. Il représente la distribution de cette molécule entre les deux phases octanol et eau, non miscibles, en conditions d'équilibre pour une température donnée. Un  $Kow$  élevé ( $\log P$ ) traduit une proportion élevée de molécule dans la phase octanol et donc un caractère hydrophobe (donc lipophile) de la molécule.

De multiples études ont montré les relations entre les caractéristiques chimiques des molécules et le mode de transfert privilégié. Ainsi par exemple *Taghavi et al. (2011)* ont mis en évidence sur le bassin versant de *la Save*, l'un de nos sites d'étude, que des molécules d'herbicides à solubilité

<sup>17</sup> La montmorillonite est un type d'argile appartenant au groupe des Smectites, composée d'oxyde d'aluminium et de magnésium hydraté, enserrés entre des couches de tétraèdres de silice. Elle présente la particularité de gonfler ou dégonfler en fonction de la teneur en eau. Les **vertisols** sont typiquement des sols constitués de montmorillonite.

modérée dans l'eau telles que l'*aclonifen*<sup>18</sup> ou le *Linuron*<sup>19</sup> sont essentiellement exportées avec le carbone organique particulaire (COP) et les autres matières particulaires. Alors qu'une molécule telle que le *S-métolachlore*<sup>20</sup> beaucoup plus soluble dans l'eau, est surtout exportée en liaison avec le carbone organique dissous (COD).

Une substance présentant un coefficient de partage carbone organique-eau (Koc) supérieur à 500 sera ainsi recherchée de préférence dans le sédiment; un coefficient de partage octanol-eau (Kow) de  $\log > 3$  orientera vers une recherche dans le biote<sup>21</sup> de préférence à l'eau (produit lipophile s'accumulant dans les graisses animales) (AESN, 2008). Des corrélations étroites existent entre certaines propriétés des sols (teneurs en carbone, MO) et les coefficients d'adsorption des PPh. Cela justifie l'usage du Koc à la place du Kd pour comparer l'adsorption d'un même PPh sur des sols avec des % MO différents (Chapot et al., 2007). Dans le cas des molécules polaires et/ou ionisable, les constituants minéraux et le pH des sols jouent un rôle déterminant dans leur adsorption. Des courbes théoriques expriment la variation du pourcentage de substances transportées sur les particules en fonction de différentes valeurs de Kd (Voltz et Louchart, 2001).

De nombreux écoulements, notamment de subsurface présentent des teneurs en matières particulaires réduites. Dans une majorité de situations, le transport des molécules s'effectue en phase soluble (Leonard, 1990). A l'inverse, des molécules à fortes propriétés d'adsorption sont peu mobiles et de ce fait, induisent des risques plus restreints de contamination des eaux. La rétention des PPh par les sols est considérée comme résultant des conditions d'équilibre caractérisées par des constantes d'adsorption dont les cinétiques font souvent apparaître une phase d'adsorption rapide suivie d'une phase lente (Barriuso, 2004). Ce processus peut s'expliquer par la diffusion des PPh dans la microporosité des structures colloïdales, voire des agrégats des sols, ce qui aurait pour conséquence de ralentir fortement la cinétique de désorption et donc de transfert des substances en solution. Des phénomènes d'hystérésis<sup>22</sup> sont souvent observés dans les situations de désorption (Taghavi et al., 2011), entre la montée et la descente de crue.

Des hystérésis dextres<sup>23</sup> (sens des aiguilles d'une montre) ont été observées pour des molécules peu ou modérément solubles et pour les fractions particulaires, montrant alors le rôle du ruissellement de surface dans le transfert de ces PPh. Au contraire, des hystérésis senestres<sup>24</sup> (sens inverse) ont été observées pour les molécules solubles et les fractions dissoutes montrant le rôle des écoulements hypodermiques et du lessivage des sols. Ces travaux ont pu clairement établir le rôle

<sup>18</sup> **Aclonifen** : herbicide appartenant au groupe des **diphényl-éthers**, utilisé pour le désherbage du tournesol, pois, féveroles, essentiellement. *Kow*:  $\log P = 4.37$  ; *Sw* à 20°C = 1.4 mg/l.

<sup>19</sup> **Linuron** : herbicide appartenant au groupe des **urées substituées**, utilisé pour le désherbage du tournesol. *Kow*:  $\log P = 3$  ; *Sw* à 20°C = 63.8 mg/l.

<sup>20</sup> **S-Métolachlore** : herbicide appartenant au groupe des **chloroacétamides**, utilisé pour le désherbage du maïs, sorgho, soja. *Kow*:  $\log P = 2.9$  ; *Sw* à 20°C = 530 mg/l.

<sup>21</sup> **Biote** : désigne généralement l'ensemble des organismes vivants (flore, faune et champignons, ainsi que les microorganismes tels que bactéries, levures, microchampignons...) présent dans un habitat (naturel, semi-naturel) ou **biotop**e particulier, ou un lieu ou une région précise.

<sup>22</sup> **Hystérésis** : retard dans l'évolution des effets d'un phénomène physique par rapport à une cause extérieure qui a produit un changement d'état

<sup>23</sup> **Hystérésis dextres** : pour les molécules peu solubles, les quantités exportées augmentent avec les écoulements de surface dans le temps suivant la crue.

<sup>24</sup> **Hystérésis senestres** : pour les molécules solubles, les quantités exportées sont élevées en début de crue, puis diminuent avec les écoulements de subsurface et de nappe dans le temps.

important des matières particulaires, du COP et du COD dans le transport des PPh. D'autre part, la rétention des PPh pourrait aussi s'expliquer par la formation de *résidus liés*, c'est-à-dire de PPh non extractibles avec des solvants organiques, lors d'interactions plus fortes et moins réversibles (Barriuso, 2004).

#### ➤ **Les phénomènes de dégradation des PPh dans les sols**

La dégradation des PPh dans les sols est l'un des moyens importants de leur élimination en évitant ainsi leur transfert vers les eaux. Elle correspond à leur transformation qui provoque une modification de la molécule principale en molécules secondaires appelées *métabolites*. Le processus ultime aboutit à la transformation du CO en dioxyde de carbone CO<sub>2</sub>. Cette dégradation est fonction de la nature chimique de chaque PPh, de sa concentration et des conditions pédoclimatiques. Les phénomènes impliqués dans le sol sont à la fois *abiotiques\** et biologiques suivant des processus comparables d'oxydations, réductions, hydrolyses, déhalogénéation. Les dégradations biologiques sont plus importantes quantitativement que les dégradations abiotiques (Gaillardon, 2004).

La *persistance* des PPh dans les sols et donc par voie de conséquence les risques induits de contamination et pollution des eaux est appréciée par la *DT50*<sup>25</sup> ou *durée de demi-vie* de la substance active. Cette DT50 est une donnée très approximative. Elle représente le potentiel de dégradation des substances actives et leur vitesse de dégradation dans le sol. Elle dépend certes de la nature chimique intrinsèque des PPh, mais également des conditions pédoclimatiques, ce qui explique une grande variabilité de ce paramètre pour chaque molécule considérée. L'hygrométrie et la température jouent un rôle majeur dans l'activité des micro-organismes dans le sol, et de ce fait sur la dégradation biologique des PPh (Soulas, 2002). Lors d'applications répétées d'un même PPh sur un sol, les populations microbiennes tendent à s'adapter. De ce fait, leurs systèmes enzymatiques spécialisés dans la dégradation de tel PPh pourraient expliquer une augmentation de sa vitesse de dégradation (Barriuso, 2004).

#### **1.4.3.4 Les dynamiques de variation des concentrations de PPh dans le sol et dans l'eau**

La contamination des eaux varie de façon importante dans le temps, si l'intervalle entre deux applications de PPh est suffisamment conséquent (Louchart, 1999). La diminution de la contamination des eaux se produit essentiellement suite à la réduction de leur disponibilité dans le sol. Certains auteurs (Voltz et Louchart, 2001) interprètent cette diminution comme une conséquence d'une adsorption croissante du stock résiduel de la molécule par les constituants du sol. Cette disponibilité est également liée aux processus de leur transformation biologique dans le sol sous l'action des micro-organismes, et de nature abiotique (photolyse, catalyse).

La vitesse de disparition d'une molécule est certes directement liée à ses caractéristiques intrinsèques, dont la DT50 (§ 1.4.3.4), mais elle varie également suivant les conditions environnementales de température, d'humidité, et de la nature physico-chimique du sol. De nombreuses études ont également montré que l'intensité des écoulements joue un rôle majeur dans la concentration des eaux de ruissellement (Voltz et Louchart, 2001; Taghavi et al., 2011). Quelle que soit la molécule, le risque maximal de contamination pour les hydrosystèmes correspond à la situation d'une application de PPh suivie d'une forte averse. Pour les molécules peu persistantes, un événement significatif de pluie peut provoquer l'essentiel des pertes vers le milieu aquatique. Mais si la rétention des molécules sur la phase solide du sol est bénéfique à court terme pour les eaux, cette rétention couplée à la formation de résidus liés peut expliquer une libération à long terme des molécules suivant les conditions physico-chimiques du sol (Barriuso et al., 1996). C'est ainsi, que

<sup>25</sup> **DT50** : temps nécessaire pour réduire de moitié une quantité initiale de la substance phytosanitaire.

certaines molécules telles l'atrazine dont l'usage est interdit en *Europe* depuis 2003, ont été détectées dans les eaux plusieurs années après leur épandage (IFEN, 2007 ; CGDD, 2010). Ainsi, il est particulièrement difficile de prévoir l'évolution de la disponibilité d'une molécule dans un contexte donné (Barriuso, 2006).

La mobilité potentielle des PPh dans le sol et vers les eaux souterraines est appréciée à l'aide de l'indice empirique GUS (Groundwater Ubiquity Score) de Gustafson (1989) qui dépend de son Koc et de sa DT50.

$$\text{GUS} = \log(\text{DT50}) \times [4 - \log(\text{Koc})].$$

Des valeurs de mesure *in situ* de concentrations de PPh dans les eaux souterraines, ont permis de montrer que les cas les plus courants de pollution des nappes par les PPh correspondent à des produits qui présentent une valeur de l'indice GUS supérieure à 2,8 tandis que ceux dont la valeur est inférieure à 1,8 sont rarement trouvés dans les nappes. Cette approche est illustrée par des courbes hyperboliques d'isopotential de mouvement (Calvet *et al.*, 2005) obtenues par combinaison des deux propriétés qui caractérisent le mieux la mobilité des PPh : la DT50 permettant d'apprécier sa période de disponibilité dans le sol, et le Koc qui traduit qualitativement la quantité de PPh biodisponible dans la solution du sol et de ce fait, susceptible d'être dégradée biologiquement ou transférée vers la nappe (phénomène de lixiviation).

Il est à noter que dans les cas de transfert de PPh dans les eaux de ruissellement, l'indice GUS est nettement moins pertinent, compte tenu de la présence notamment des particules sur lesquelles les PPh peuvent être adsorbés. Cela peut s'expliquer par le fait qu'il est possible d'obtenir dans les eaux de surface des concentrations identiques concernant deux PPh différents (l'un plutôt soluble et l'autre non) avec des valeurs de GUS très différentes (Réal, 2004).

#### 1.4.3.5 Les principales voies de transfert à l'échelle parcellaire

Lors de l'épandage des PPh, hormis les phénomènes de dérive atmosphérique, les voies d'écoulement des substances phytosanitaires partent ou transitent par le sol. C'est le cas des produits appliqués directement sur le sol, notamment les herbicides, mais aussi ceux appliqués sur la végétation, dont une partie traverse le feuillage et rejoint le sol au moment de la pulvérisation, et l'autre partie est lessivée au moment des pluies et atteint alors le sol ultérieurement. Au niveau parcellaire, on peut retenir quatre principales voies de transfert des PPh (Voltz *et Louchart*, 2001), représentées en *Annexe 6* :

- la volatilisation dont l'intensité varie en fonction des caractéristiques chimiques des molécules, des conditions climatiques et de sol ; en conditions extrêmes, elle peut atteindre 90 % des quantités épandues (Taylor *et Spencer*, 1990) ;
- le ruissellement de surface, qui peut atteindre jusqu'à 10 % des quantités épandues ;
- l'infiltration et les écoulements latéraux en subsurface, représentent moins de 1 % ;
- le drainage artificiel des sols peut entraîner jusqu'au 3 % des quantités.

La variété des chemins et des vitesses d'écoulement induisent des capacités d'entraînement différentes des molécules. Bien que les quantités de PPh exportées soient relativement faibles par rapport aux quantités appliquées, elles peuvent cependant être suffisantes pour conduire à des contaminations significatives des eaux de surface et souterraines, suivant les normes prescrites, notamment de la DCE (CE, 2000). Le plus fréquemment, les études précitées permettent d'estimer les transferts directs vers les eaux de surface au niveau parcellaire, à près de 5% des quantités appliquées, la part la plus importante étant due au ruissellement.

### 1.4.3.6 Variation spatio-temporelle des voies de transfert à l'échelle du bassin versant

Les flux de PPh sont directement liés aux volumes hydriques, mais également à la durée de vie des molécules. Les plus rémanentes ainsi que leurs métabolites peuvent entraîner une concentration minimale tout le long de l'année (Gouy et Carluier, 2002). Ainsi les flux maxima ne coïncident pas forcément avec les concentrations les plus élevées. Dans les bassins versants dont les parcelles sont fortement drainées, les flux de PPh peuvent présenter un maximum en période hivernale, lorsque l'écoulement des eaux dans les drains est le plus important. L'échelle du bassin versant implique de considérer l'hétérogénéité des parcelles et donc la variabilité spatiale du milieu : hétérogénéité du terrain et variabilité des processus décrits précédemment. Dans le cas par exemple d'un versant à pente concave, il est possible d'observer dans la concavité où la nappe affleure à la surface, une exfiltration d'eau qui s'était infiltrée en amont du versant. Il se produit alors un ruissellement par saturation (Voltz et Louchart, 2001). La Figure 1-13 illustre les principales voies d'écoulement des eaux chargées de PPh à l'échelle des bassins versants (BV).

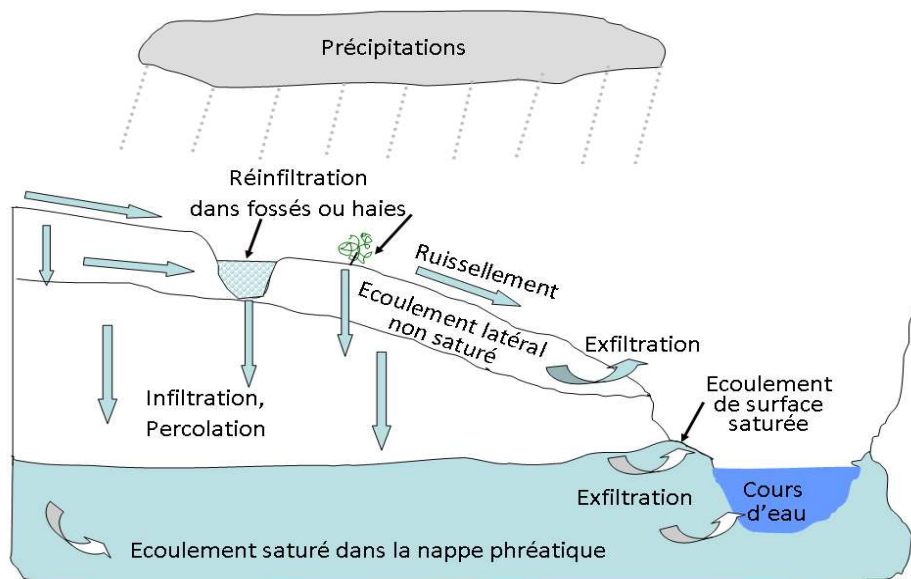


Figure 1-09. Processus d'écoulements superficiels et souterrains des PPh dans un bassin versant (modifié, d'après Dunne, 1978 ; Voltz et Louchart, 2001)

Cet exemple montre la complexité du changement d'échelle spatiale quand on passe notamment de la parcelle agricole au bassin versant. Sur un bassin naturel, l'eau suit généralement la voie de la plus grande pente, alors que dans le cas d'un bassin anthropisé, les éléments paysagers tels que chemins, fossés, talus, drains enterrés, dispositifs enherbés ou boisés, représentent des discontinuités hydrologiques pouvant modifier le devenir des PPh entre la parcelle et le milieu aquatique (Gouy et Carluier, 2002). En effet, ces éléments agissent à la fois sur la trajectoire, et sur le temps de transfert des PPh qui peuvent alors être retenus ou dégradés lors de leur transfert (Gril et al., 2004) (§ 1.5). Ainsi, les flux de résidus de PPh mesurés dans l'eau à l'exutoire d'un BV peuvent être très significativement inférieurs à ceux issus des parcelles agricoles. Cela peut notamment s'expliquer par l'hétérogénéité spatiale et temporelle de l'usage des PPh qui induit une dilution de la contamination des eaux pour chaque molécule. D'autre part, les eaux chargées de PPh entre les parcelles et l'exutoire d'un BV empruntent de multiples voies précitées. Cela peut expliquer les divers phénomènes d'inertie dans le transfert des contaminants, de dégradation par les processus biotiques et abiotiques, de limitation des pics de pollution.

L'importante relative des différentes voies d'écoulement varie d'un bassin versant à l'autre sous la dépendance des conditions climatiques dont l'intensité et la répartition des pluies, des propriétés pédologiques des sols, géologiques du substrat, des diverses pratiques culturales et de l'occupation du sol, ainsi que des aménagements paysagers et hydrauliques. Ces différentes voies conduisent à une diversité des régimes d'écoulement et à une grande variabilité entre les écoulements de surface et souterrains à l'échelle du BV. De ce fait, la contamination des eaux de surface ne peut résulter seulement des processus de ruissellement, mais aussi par exemple de l'exfiltration des eaux de drainage ou des nappes. De même, celle des eaux souterraines ne provient pas uniquement des processus de percolation. La *figure 1-09* montre par exemple les réinfiltrations des eaux de ruissellement dans les dispositifs paysagers (haies) et hydrauliques (fossés).

Nous avons vu que des molécules phytosanitaires hydrophobes sont principalement adsorbées sur les particules et les composés organiques. Leur transfert est alors directement lié aux processus d'érosion hydrique et de ruissellement sur les versants. Ces processus font l'objet d'une analyse spécifique dans le paragraphe suivant.

#### 1.4.3.7 Influence des pratiques culturales sur le transfert des PPh vers les eaux

Le transfert des PPh vers les eaux et le degré de contamination des ces dernières sont étroitement liés aux pratiques culturales à l'échelle d'une parcelle agricole, lesquelles influent souvent simultanément sur plusieurs facteurs majeurs de contamination des eaux (*Voltz et Louchart, 2001*). Ces facteurs principaux liés à la pression anthropique sont les quantités de PPh épandus, l'état de couverture du sol au moment de l'application, la structure du sol et le niveau de matière organique dans le sol. Compte tenu du taux moyen d'exportation des PPh vers les eaux, la dose d'apport influence directement les résidus mesurés dans les eaux.

La présence de résidus de récolte en surface du sol tend à limiter les phénomènes de battance, d'érosion des sols et de ruissellement des eaux chargées de PPh. En revanche, elle tend à augmenter les risques de transfert vers les eaux souterraines par infiltration puis percolation. Cela peut alors induire un usage accru d'herbicides, étant donné que les résidus de matière organique en surface interceptent une partie des quantités épandues (*Voltz et Louchart, 2001*). Une bonne macroporosité du sol favorise également les flux qui percolent comparativement à ceux qui ruissellent. Le stock de matière organique du sol intensifie la dégradation biologique et la rétention des molécules, ce qui limite donc leur potentialité de transfert. Lors d'une expérience d'application du désherbant diuron sur vigne pendant trois années, *Louchart (1999)* a mis en évidence, des effets variables suivant la nature du travail du sol, le couvert végétal et la macroporosité du sol. Ainsi, il en ressort que les quantités exportées du désherbant par ruissellement, sont nettement supérieures dans le cas d'un désherbage chimique intégral sans labour du sol, par rapport à un désherbage chimique sur le rang, avec labour de l'interrang de vigne.

Un *itinéraire technique*<sup>26</sup> peut ainsi provoquer tant des effets favorables que défavorables sur les transferts des PPh. L'évaluation environnementale des pratiques culturales est alors très complexe. Des techniques culturales en grandes cultures peuvent présenter ces doubles effets. Par exemple, le labour crée d'abord une macroporosité favorable à l'infiltration au niveau de la couche arable du sol. Mais, en retournant cette couche, il élimine toute couverture du sol et de ce fait tend *in fine* à favoriser des phénomènes de battance et de ruissellement. Les comparaisons expérimentales sur l'effet du transfert des PPh de pratiques avec labour et en pratiques simplifiées de travail du sol, évitant le labour, voire en semis direct directement sur les résidus de récolte sont particulièrement délicates (*Arvalis, 2009*). Elles doivent alors considérer l'ensemble des voies de transfert étant donné que la diminution des fuites par une voie tend souvent à les augmenter par les autres voies.

<sup>26</sup> **Itinéraire technique** : combinaisons logiques et ordonnées de techniques qui permettent de contrôler le milieu et d'en tirer une production donnée.

Ceci est rarement possible, eu égard à la complexité des phénomènes expérimentaux nécessaires. La recherche d'une maîtrise des pratiques culturales visant à la réduction des transferts de PPh vers les eaux, doit ainsi tenir compte de façon conceptuelle, des différentes voies de transferts potentielles.

#### 1.4.4 L'érosion hydrique et les transferts de matières particulières

L'érosion hydrique des sols résulte de divers processus complexes et interdépendants (détachement, transport et dépôt de particules) causés en général par l'action combinée de la pluie et du ruissellement. Son intensité varie en fonction de la résistance du milieu (type de sol, couvert végétal, pratiques culturales) et de la topographie (Auzet, 1987). L'intensification des pratiques agricoles a accentué les phénomènes érosifs sur tous les continents et sous des climats très différents. En France, 18% des terres cultivées sont menacées par un risque érosif moyen à fort (Annexe 7), dont les sols très limoneux\* de grandes cultures en Haute Normandie et à l'Ouest de la Bretagne, où la destruction de la trame bocagère avait été particulièrement dévastatrice lors des opérations de remembrement (Gascuel-Oudou et Heddadj, 1995 ; Le Bissonais et al., 2002 ; Durand, 2004) ; ainsi que la région très vallonnée à dominante de grande culture des Coteaux de Gascogne (Bruno et Fox, 2004).

La quantification des processus érosifs et le ruissellement ont fait l'objet de très nombreuses recherches. Parmi les plus récentes on peut citer Volk et al. (2010) qui ont modélisé l'érosion hydrique des sols dans la région de Saxe-Anhalt en Allemagne. Négrel et al. (2007) ont étudié les flux particuliers sur le bassin de l'Èbre, en Espagne. Probst et Suchet-Amiotte (1992) ont estimé l'apport particulier de 130 bassins dans les pays d'Afrique du Nord vers l'océan atlantique et la Méditerranée en utilisant un modèle de régression multiple. Shen et al. (2009) ont modélisé les pertes de terre en Chine dans la région du réservoir des trois gorges. Aux USA, Wishmeier et Smith (1978) ont établi un modèle empirique USLE (Universal Soil Loss Equation) ou équation universelle de perte de sol par l'érosion en nappes et en rigoles dans des conditions spécifiées, établies sur des données provenant de différents États pendant 50 ans. Beskow et al. (2009) ont testé cette équation au Brésil dans le bassin versant de la Grande Rivière. Les conséquences de cette accentuation des phénomènes érosifs dans toutes les régions cultivées sont doubles. D'une part, ces pertes de terres contribuent à appauvrir la couche arable la plus fertile, et d'autre part cela induit les transferts de molécules adsorbées (dont les PPh hydrophobes) sur les particules solides.

##### 1.4.4.1 Les principaux processus de l'érosion hydrique

Le détachement des particules du sol se produit lorsque les gouttes de pluie brisent les agrégats ou quand la force de cisaillement de la lame d'eau dépasse les possibilités de résistance au détachement de ce sol (Govers et Poesen, 1988). L'action cisailante de l'écoulement de l'eau est d'autant plus importante que la vitesse du courant est forte et la lame d'eau importante (Bolline et Laurant, 1978). Le transport des particules de terre s'effectue soit sous forme d'une lame d'eau répartie de façon quasi uniforme à la surface du sol, on parle alors d'érosion diffuse : les particules sont en suspension dans l'eau de ruissellement et elles peuvent être transportées sur de longues distances ; soit de façon localisée, dans des rigoles ou des chenaux, on parle alors d'érosion concentrée (Le Bissonais et al., 2002).

Dans le cas d'érosion diffuse, les particules peuvent aussi être projetées sur de courtes distances, sous l'impact des gouttes d'eau : ce processus est appelé *rejaillissement* (ou *splash* des auteurs anglophones) (Ludwig, 2000). Il provoque le colmatage des interstices à la surface du sol et constitue

un mince horizon continu de surface appelé *croûte de battance*<sup>27</sup>. Cette situation induit alors une forte diminution de la capacité d'infiltration des eaux et une diminution significative de la rugosité à la surface du sol et par la même de la capacité de stockage d'eau sous forme de flaques (Boiffin, 1984) : elle favorise alors le ruissellement.

Qu'il soit diffus ou concentré, le ruissellement est alors susceptible d'arracher les particules solides à la surface du sol et former ensuite des incisions plus ou moins profondes appelées *rigoles* ou *ravines* pour les plus importantes. La sédimentation se produit lorsque le courant n'est plus capable de maintenir les particules en suspension et résulte d'un ralentissement de la vitesse d'écoulement dont les causes peuvent être multiples (Le Bissonais et Le Souder, 1995). La figure 1-10 illustre l'évolution de la dégradation de la surface d'un sol limoneux sous l'action des pluies et les photos de la figure 1-11 montrent l'état d'une croûte de battance sur un sol alluvial de vallée de la Save, dans la région des Coteaux de Gascogne.

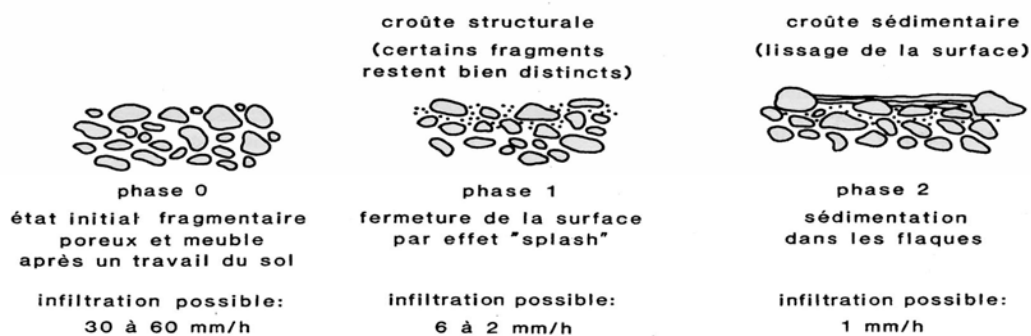


Figure 1-10. Stades de dégradation de la surface d'un sol limoneux sous l'action des pluies (d'après Boiffin, 1984)



Figure 1-11. Croûte de battance sur un sol limoneux de la région des Coteaux de Gascogne (Photos : Macary F., 2005)

Les facteurs agronomiques qui contrôlent l'évolution de l'état du sol sous l'action de la pluie et par voie de conséquence du ruissellement, doivent être considérés au stade de la parcelle agricole. Par contre, les interactions spatiales entre les surfaces qui émettent le ruissellement et celles qui subissent l'érosion par le réseau de collecte et les zones de concentration du ruissellement, ne peuvent être appréhendées qu'à l'échelle du bassin versant agricole (Ludwig, 2000).

<sup>27</sup> **Battance** : caractère d'un sol tendant à se désagréger et à former une croûte en surface sous l'action de la pluie. Elle est fonction des éléments granulométriques du sol : limons, sables et argiles qui le composent, mais également du taux de matière organique.



### 1.4.4.2 Rôle du milieu physique dans l'érosion et le ruissellement : topographie, nature des sols, contexte hydrologique

#### □ La topographie

Les paramètres topographiques sont fondamentaux pour expliquer l'importance des phénomènes érosifs (Papy, 1992 ; Souchère, 1995). Par exemple, si la pente des surfaces était nulle, l'écoulement des eaux de pluie serait très faible et les produits détachés par la battance resteraient sur place (Beaujouan et al., 2000). La connaissance de ces paramètres est particulièrement importante. L'érosion moyenne par unité de surface dépend de certaines caractéristiques géométriques. La déclivité et la forme de la pente, ainsi que la longueur de la plus grande pente ont un rôle important. Il est aussi probable que les rigoles d'érosion, en transformant peu à peu la géométrie des surfaces modifient aussi à la longue les phénomènes érosifs (Gril et Duvoux, 1991 ; Macary et Berville, 2003).

L'inclinaison de la pente intervient sur le partage entre l'infiltration et le ruissellement. Le ruissellement des sols cultivés et le processus d'érosion s'accroissent avec le gradient de la pente (Wishmeier et Smith, 1978). Cependant, les relations sont largement influencées par le type de culture, la rugosité de la surface et la saturation du profil. Ainsi, pour des cultures dites "sarclées" (maïs, sorgho, tournesol, betteraves), c'est-à-dire avec un écart inter-rang d'environ quatre fois supérieur à celui des céréales à paille, le ruissellement serait directement proportionnel à l'inclinaison. Pour les surfaces enherbées, la relation est moins significative. En fait, la perméabilité des sols joue un rôle majeur. En effet, si les sols sont imperméables, le ruissellement sera total et ne dépendra pour une surface de pente donnée que de l'intensité de la pluie. Par contre, si les sols sont relativement perméables, le degré de la pente aura une influence certaine sur l'importance de l'infiltration et donc sur le ruissellement. La forme et la longueur de la pente contribuent aussi aux phénomènes érosifs. Les profils convexes sont ceux où se produit le plus d'érosion, à l'inverse des profils concaves qui reçoivent les dépôts (Auzet, 1989). L'influence de la longueur de pente serait d'autant plus importante que le ruissellement aurait la possibilité de se concentrer. Elle est par contre probablement nulle en l'absence de ruissellement lorsque l'effet *splash* est le seul processus actif (Beaujouan et al., 2000). La longueur des pentes augmente les débits de ruissellement par effet cumulatif et aggrave l'érosion.

□ La nature d'un sol et sa stabilité structurale : La nature du sol et plus particulièrement sa texture\* joue un rôle majeur dans sa stabilité structurale\*. Un sol est d'autant plus stable qu'il est riche en argile et en matière organique. Il est d'autant plus instable que sa granulométrie est proche du sable fin et des limons. La stabilité structurale est favorisée lors d'une longue période d'alternance entre dessiccation et humectation (Boiffin, 1984). A la suite des divers types de travaux, le sol évolue progressivement sous l'action du climat. La dégradation structurale favorise la formation d'une croûte de battance plus ou moins rapidement et intensément suivant le taux d'argile et de matière organique, mais aussi de l'humidité du sol. En limitant l'infiltration, la croûte de battance favorise le ruissellement et l'érosion (Ludwig, 2000).

□ Le contexte hydrologique : en climat tempéré, un évènement pluvieux considéré de manière isolée, ne permet pas d'expliquer les processus d'érosion. Cet évènement doit être resitué dans un processus d'évolution de la structure et de l'état hydrique des sols durant une saison hydrologique (Le Bissonais, 2005). Le contexte hydrologique permet également de délimiter l'extension des zones saturées et celles proches de la saturation pour lesquelles le ruissellement et l'érosion peuvent être importantes.

### 1.4.4.3 Influence des pratiques agricoles au niveau parcellaire

Les pratiques agricoles sont déterminantes à l'échelle parcellaire pour limiter ou au contraire amplifier l'érosion et les effets du ruissellement dans le transport des particules (Boiffin et Papy, 1998 ; Ouvry, 1990 ; Bonnamour, 1992 ; Beauchamp, 2008).

□ **La couverture du sol** : Si elle est suffisamment développée, constitue une protection physique du sol qui limite l'impact de la pluie, notamment des effets "splash", ce qui permet de ralentir la formation d'une croûte de battance. La préservation de la capacité d'infiltration limite le risque de ruissellement. Les résidus de végétaux laissés notamment après récolte, ou mulch (tiges de maïs, tournesol, paille répartie sur la surface...) freinent également le ruissellement et donc sa capacité à arracher des particules solides (*Ludwig, 2000*). Cet effet protecteur de la couverture du sol varie bien évidemment suivant la nature des plantes installées et leur densité. Une bonne implantation culturale assure un bon enracinement qui permet d'accroître la résistance du sol à l'arrachement par la lame d'eau du ruissellement. Les prairies offrent la meilleure efficacité (*Le Bissonnais et al., 2004*). A l'inverse, les sols nus durant la période hivernale précédant l'implantation de cultures estivales telles que maïs, sorgho, tournesol sont particulièrement vulnérables aux phénomènes érosifs et au ruissellement, Cela est également marqué au printemps lorsque le couvert végétal est encore insuffisamment dense et correspond à la période des désherbages avec le risque d'entraînement des molécules PPh adsorbées sur les particules (parcelle de tournesol au printemps de la figure 1-11).

□ **Le travail du sol** : Il tend à favoriser l'ameublissement de la structure du sol. De ce fait, il augmente la sensibilité à l'arrachement de particules par le ruissellement. Mais parallèlement, l'augmentation de la macroporosité permet d'accroître la capacité d'infiltration et donc de réduire le ruissellement (*Ludwig, 2000*). Le travail du sol réduit également la rugosité du niveau de surface, laquelle constitue naturellement un frein au ruissellement en diminuant notamment sa vitesse. En conséquence, la préparation d'un lit de semence en condition de sol particulièrement exposé aux phénomènes érosifs et de ruissellement, demande une attention particulière, notamment avec une texture à dominante limoneuse et avec un niveau de pente suffisamment important (*Chaplot et Le Bissonnais, 2000*).

□ **Les actions de compactage** : Le passage des machines agricoles dans les parcelles marque le sol par des traces plus ou moins importantes en fonction du type de sol, de l'humidité, de la charge appliquée et des travaux effectués. Il favorise un ruissellement canalisé et à l'échelle de la parcelle provoque de l'érosion en aval. La nature des opérations culturales influence directement la densité de traces de roues, à la surface du sol. Ainsi par exemple, cette densité est nulle avec un labour, de l'ordre de 15 à 35% lors de semis de maïs et betterave de printemps, 70 à 80% lors d'un chantier de récolte de betterave sucrière à l'automne (*Papy et Boiffin, 1988*). L'action combinée de plusieurs outils lors d'un passage, réduit la densité des traces de roues et par conséquent le compactage. Sur un plan agronomique, il est conseillé d'éliminer les zones compactées afin d'accroître la capacité d'infiltration des eaux et ainsi limiter le ruissellement dans la parcelle. Toutefois, le long des talwegs, le compactage tend au contraire à bloquer les particules au sol, ce qui limite les effets d'érosion par ruissellement concentré (*Ludwig, 2000*).

□ **Les effets du mode de production intensif** : L'intensification de la production agricole, du fait de la simplification des assolements et du développement des cultures estivales au détriment des cultures hivernales (céréales, colza,...) en maintenant alors les sols nus durant la phase hivernale humide, a aussi sérieusement contribué à multiplier les phénomènes érosifs, particulièrement sur des sols à tendance limoneuse tels que ceux du pays de Caux en Normandie (*Boiffin et Papy, 1988 ; Ouvry, 1990, 1992 ; Papy, 1992*). L'évolution des structures agraires, la destructuration paysagère et notamment de la trame bocagère, ont joué un rôle majeur dans l'amplification de ces phénomènes (*Bonnamour, 1992 ; Delahaye, 1992 ; Lechevallier, 1992*). Ces phénomènes sont également largement développés sur les parcelles en coteaux, dont ceux du Sud-ouest de la France, sur notre zone d'étude (*Revel et Guirette, 1995 ; Bruno et Fox, 2004*).

En zone d'élevage intensif, par exemple en Normandie, le retournement des prairies pour la production de maïs destiné à l'ensilage, a sérieusement accru les effets néfastes de l'érosion (Dorioz, Ombredane et al., 2004 ; Le Bissonnais et al., 2004 ; Macary, 2004 ; Grimaldi, Montuelle et al., 2008).



Figure 1-12. Ruissellement et transport de particules vers le ruisseau en aval d'une parcelle de maïs après ensilage, en Basse Normandie (Photo Macary F., 2004)

#### 1.4.4.4 Déterminants au niveau du bassin versant

Le bassin versant est l'échelle qui permet la mise en relation des surfaces émettrices de ruissellement avec le réseau hydrographique collecteur des eaux chargées en particules (Ludwig, 2002). Le risque de transfert des MES à l'exutoire du BV dépend fortement de la distribution des surfaces émettrices par rapport aux collecteurs, mais aussi de la sensibilité du sol à l'érosion le long de ces collecteurs. La longueur du réseau influence directement l'importance de la formation des rigoles d'érosion. Les pratiques agraires telles que le sens du travail du sol, les fourrières<sup>28</sup> en bout de parcelles, la dérayure en fin de labour, modifient les écoulements de surface. Les eaux de ruissellement produites apparaissent alors très rapidement dans ces zones fragilisées (Figure 1-13).

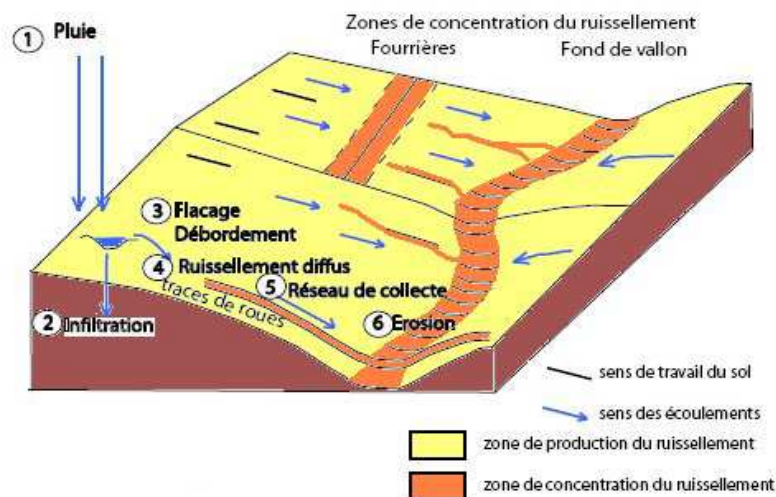


Figure 1-13. Zones de production et de concentration du ruissellement sur les versants (Beauchamp, 2008 d'après Bussière, 1996)

<sup>28</sup> **Fourrière** (encore appel e **tourni re** dans le Sud-ouest de la France) : zone en bordure de parcelle que l'agriculteur utilise pour effectuer ses demi-tours et qui est cultiv e perpendiculairement au sens principal de travail du sol.

Le réseau des écoulements de surface est composé de lignes topographiques en convergence avec les plus grandes pentes. Le parcours suivi par le ruissellement diffus ou concentré au sein du bassin versant peut-être analysé grâce à la mise en œuvre par exemple d'un réseau de drainage topographique via un système d'information géographique (SIG)\* (*Gascuel-Oudoux et al., 2011*). Le tracé de ce réseau peut-être modifié par les effets induit des modifications des directions du ruissellement diffus ainsi que du tracé du réseau des collecteurs du ruissellement concentré.

Si les phénomènes érosifs et le ruissellement sont sous l'influence importante et complexe des pratiques agricoles, ils sont de plus directement en interaction avec la morphologie du bassin versant, la distribution des sols et bien évidemment les caractéristiques climatiques (*Ludwig, 2000*). Cela explique la complexité d'appréciation de l'effet des pratiques agricoles sur l'érosion et le ruissellement, mais aussi le fait que des solutions retenues sur un bassin versant pour corriger les excès de ces phénomènes ne sont pas forcément reproductibles sur un autre, en tous cas sans avoir pris la précaution de vérifier tous les facteurs de contrôle en jeu.

#### 1.4.4.5 Conséquences de l'érosion, du ruissellement et transfert de particules

Il résulte de ces phénomènes d'abord une perte de sol et plus particulièrement de la couche de surface la plus riche en matières organiques qui peut également entraîner une perte de fertilité ainsi qu'une destruction des semis dans la zone de décapage (*Thorette et le Bissonnais, 2005*). Parallèlement, la perte de stabilité structurale résultant notamment du compactage rend le travail du sol plus difficile et nécessite une force de traction plus importante et des outils plus robustes et donc cela majore fortement les coûts de production des agriculteurs. Cela est notamment le cas lors des opérations culturales suivant les chantiers de récolte de maïs grain ou ensilage, de betteraves particulièrement en période humide à l'automne (*Papy et Boiffin, 1988*).

Le transfert des particules vers les masses d'eau de surface induit une contamination des eaux du fait de l'excès de charge en MES. Cela occasionne des problèmes notamment pour l'utilisation de l'eau en vue de sa potabilisation, car les charges en matières particulaires réduisent l'efficacité de des traitements et les rend inefficaces au-delà de concentrations excessives. La réglementation (*CE, 2000*) a fixé le seuil maximal de 25 mg/L pour l'acceptation des eaux brutes destinées à la potabilité. La turbidité présente également des effets néfastes pour la vie aquatique (*Wood et Armitage, 1997*). En empêchant la pénétration de la lumière dans l'eau, la réduction de la transparence a pour conséquence de freiner la photosynthèse. Les MES, si elles sont riches en matières organiques, peuvent conduire lors de la biodégradation de ces matières, à des déficits en oxygène. Elles présentent aussi des effets mécaniques sur les branchies des poissons (*Miquel, 2003b*). Mais surtout, les particules colmatent le substrat des cours d'eau qui constitue des zones de frayères<sup>29</sup> pour certaines espèces comme les salmonidés<sup>30</sup>. La survie des œufs sous graviers est alors très compromise et les conséquences sur les populations de ces espèces peuvent être importantes (*Gouraud et al., 2001 ; Baglinière et Marchand, 2002 ; Malcolm et al., 2003 ; Macary, 2004 ; Dorioz, Ombredane et al., 2004 ; Montuelle, Grimaldi et al., 2008 ; Ombredane, 2010*). L'érosion des berges d'origine naturelle et anthropique due au piétinement abusif des animaux génère des MES complémentaires à celles issues du ruissellement sur les versants. La *figure 1-14* illustre cela en zone d'élevage bovin laitier intensif en *Normandie*. Cela est aussi très fréquent en zone de *Piedmont*.

<sup>29</sup> **Frayère** : zone d'un biotope aquatique d'eau douce ou marin où se reproduit (fécondation et ponte) une espèce de poisson.

<sup>30</sup> **Salmonidés** (salmonidae) : ils forment une famille de poissons à nageoires rayonnées qui tire son nom des saumons de l'Atlantique et des truites du genre *Salmo*.



Figure 1-14. Destruction des berges et des frayères par les animaux en région d'élevage  
(Photos Paulais, J., 2004)

## 1.5 Des facteurs régulateurs des transferts de contaminants vers les cours d'eau

Les transferts de contaminants analysés précédemment peuvent être atténués grâce à la mise en œuvre d'une part, de pratiques agricoles respectueuses de l'environnement et d'autre part, d'aménagements anthropiques ou dispositifs environnementaux adaptés dont les références de travaux sont désormais nombreuses dans la littérature. Ces différentes possibilités de régulation analysées en suivant sont en fait étroitement liées dans les systèmes de culture<sup>31</sup> mis en œuvre par les agriculteurs.

### 1.5.1 Des pratiques agricoles respectueuses de l'environnement

Depuis une vingtaine d'années, la notion de *bonnes pratiques agricoles (BPA)*, voire de *bonnes conditions agricoles et environnementales\*(BCAE)* tend à se généraliser (Sebillotte, 1992 ; FAO, 1994 ; Le Gal, 2009 ; Tuppad et al., 2010). Des cadres réglementaires existent (MAP, 2008 ; CE, 2009a ; JORF, 2009 ; MAAPRAT - MEDD, 2011). Ces pratiques peuvent être ciblées sur des objectifs précis de réduction de contaminants, voire concerner simultanément plusieurs d'entre eux (réduction des intrants, travail du sol, cultures intermédiaires, rotation des cultures,...). Mais elles peuvent également présenter des effets antagonistes dès lors qu'elles ne seraient pas raisonnées dans un système global de culture: exemple de la mise en place de cultures intermédiaires pièges à nitrates (CIPAN) en période hivernale, détruites au printemps par un herbicide type glyphosate : le bénéfice de la réduction du reliquat de nitrates dans le sol pourrait être consommé par l'utilisation d'excès de PPh.

#### 1.5.1.1 La réduction des intrants lors de l'application

L'optimisation des doses de fertilisants et de produits phytosanitaires constitue la première étape des bonnes pratiques agricoles. Les recommandations techniques adressées aux agriculteurs sont désormais récurrentes. Les principaux travaux en France dans la publication de conseils techniques en matière de pratiques culturales émanent du CORPEN. De multiples brochures ont été éditées aussi bien pour limiter les excès de fertilisants notamment azotés d'origine minérale et organique que ceux des produits phytosanitaires de 1988 à 2006. Des actions régionales conduites

<sup>31</sup> **Système de culture** : ensemble de procédés utilisés par les agriculteurs pour exploiter la terre dans le but de produire des végétaux.

par la profession agricole ont tenté de valoriser ces travaux : action "Ferti-mieux" concernant la fertilisation (Lanquetuit et Sebillotte, 1997 ; Bernard, 2004) et l'action basée sur le volontariat "Phyto-mieux" pour maîtriser les traitements phytosanitaires et plus récemment le plan Ecophyto 2018 (Aubertot et al., 2011 ; MAAPRAT-MEDD, 2011), conséquence des mesures politiques prises lors du Grenelle de l'Environnement (MEDDTL, 2007a, b).

Concernant les fertilisants, les bonnes pratiques concernent aussi bien l'optimisation de la quantité globale apportée que le fractionnement des apports adaptés aux besoins des plantes à chaque période. La maîtrise des produits phytosanitaires concerne le choix des molécules et l'adaptation des doses appliquées suivant notamment les avertissements agricoles émanant d'experts et de modèles épidémiologiques pour la maîtrise des maladies du feuillage. Les enseignements tirés des pratiques de l'agriculture biologique et de la production intégrée ont permis de raisonner les intrants en mode conventionnel afin de tendre vers une agriculture dite *raisonnée* (Girault et Nicourt, 2001 ; Maby, 2001 ; Doré et al., 2008). Néanmoins, ces pratiques bien que promues par les instances professionnelles ne sont pas toujours mises en œuvre par les agriculteurs seuls décideurs des actions à la parcelle, particulièrement lorsque les marchés internationaux semblent exprimer une forte demande en produits agricoles, dont les céréales.

### 1.5.1.2 Les techniques culturales simplifiées

Les techniques culturales simplifiées sans labour (TCSL) sont largement utilisées sur le continent américain depuis les années 1950 (ARVALIS, 2009). Au cours de la dernière décennie, elles ont fortement progressé en Europe, notamment en France, puisqu'elles représentent actuellement près du tiers des surfaces en grandes cultures (Labreuche et al., 2007). Les partisans des TCSL mettent en exergue ses aspects environnementaux positifs tels que la limitation de l'érosion (Ouvry et Le Bissonnais, 2009), et par conséquent la diminution de transfert des nitrates par ruissellement, du fait de la présence de résidus végétaux persistants en surface (effet de *mulch*). A l'inverse, les détracteurs mettent en avant les effets négatifs dont l'utilisation accrue d'herbicides (notamment le glyphosate). Les TCSL comprennent en fait différentes pratiques (Labreuche et al., 2009) : des itinéraires techniques avec pseudo-labour, c'est-à-dire un travail profond mais sans retournement de la couche arable ; des itinéraires avec décompactage (lames droites ou obliques) ; un travail superficiel avec des outils animés ou non à dents, à disques, bineuses...; le semis direct où le sol n'est travaillé que sur des bandes de 10-15 cm centrées sur la ligne de semis.

Sur des terrains particulièrement sensibles à l'érosion, la préservation du profil du sol en zones continues plus ou moins profondes augmente la résistance du sol vis-à-vis de l'incision des couches superficielles (Beauchamp, 2008). Cependant, dans certaines conditions de non labour, la plus faible rugosité de surface peut aussi accentuer le ruissellement. L'absence de suppression des traces de roues souvent importante lors des chantiers de récolte d'automne favorise le démarrage rapide du ruissellement. Enfin, le non enfouissement des résidus végétaux empêche la restitution de la matière organique dans le profil du sol. Il importe d'adapter chaque pratique culturale au contexte local : nature des sols et système d'exploitation (Réal, 2009).

Les transferts d'azote en profondeur par lessivage sont peu touchés par le mode de travail du sol. Ce sont bien souvent les techniques associées comme le couvert hivernal ou les apports de matières organiques qui ont le plus d'incidence sur les flux d'azote. Toutefois, en non labour, l'augmentation du stock en azote organique du sol ne se traduit pas toujours par une augmentation de la minéralisation. Les pertes par voie gazeuse peuvent être plus affectées, sans toutefois représenter des quantités importantes à l'échelle d'une année culturale (Le Souder, 2009). Si les TCSL limitent le ruissellement en sols battants, et par voie de conséquence le transfert de particules et de molécules phytosanitaires adsorbées, en revanche dans les sols argileux, l'absence de travail du sol avant la réhumectation du sol en automne, augmente les risques de transfert d'herbicides appliqués par les fentes de retrait en automne (Réal, 2009).

### 1.5.1.3 Respect des rotations et cultures intermédiaires

La rotation de plusieurs cultures sur une même parcelle et sur de longues durées présente plusieurs avantages :

- Elle permet d'augmenter la résistance du sol par des apports humifères variés, par une action des différents systèmes racinaires, ce qui tend à réduire l'érosion.
- Elle supprime des adventices annuelles spécifiques de chaque culture ce qui limite ainsi l'emploi des herbicides, voire des fongicides (*Labreuche et al., 2007*), contrairement aux rotations de courte durée en mode intensif qui favorise l'implantation des adventices et le développement des cryptogames.

Les cultures intermédiaires pièges à nitrates (CIPAN) sont des cultures hivernales (moutarde blanche, phacélie,...) implantées par semis le plus souvent après la récolte de la culture principale, voire dans certaines situations semées sous couvert en même temps, mais son développement ne vient qu'après la récolte de la culture principale. Des repousses naturelles de cultures telles que le colza constituent aussi des CIPAN. Leur objectif est d'éviter de laisser le sol nu pendant la période hivernale d'interculture, la plus humide. Leur action est multiple (*CORPEN, 1991b*) :

- Le système racinaire permet de limiter l'érosion et la végétation freine le ruissellement et le transfert des particules (*Beauchamp, 2008*). Elles contribuent à limiter les pertes de phosphore et les transferts de produits phytosanitaires résiduels.
- Les CIPAN absorbent les reliquats d'azote minéral sous forme nitrate disponibles en post récolte et l'azote organique provenant de la minéralisation de la matière organique dans le sol, sous forme nitrite (*Jarvis et al., 2004*). Les cultures intermédiaires peuvent ainsi absorber durant leur croissance automnale et hivernale d'environ 50 kg d'azote par hectare dans l'Ouest de la France (*CSEB, 2005*) : il s'agit d'une pratique agro-environnementale largement utilisée, notamment pour la protection des zones de captage des eaux destinées à la potabilisation (*Beaudoin et al., 2005*).

### 1.5.2 Des aménagements environnementaux

Parallèlement à la mise en œuvre des bonnes pratiques agricoles (BPAs) qui réduisent la quantité émise de contaminants, des aménagements ou bonnes pratiques environnementales (BPEs) concernant l'implantation d'éléments paysagers en vue de limiter les transferts de contaminants vers les eaux de surface peuvent être mise en œuvre. Ce sont essentiellement des *dispositifs enherbés* tels que les *bandes enherbées*<sup>32</sup> le long des cours d'eau et des *ripisylves*<sup>33</sup> (*CORPEN, 1997a ; Soltner, 2001*), des *fossés* pour recevoir les eaux de surface ruisselant des versants, voire après infiltrations dans le réseau de drainage des parcelles agricoles; des *talus* pour limiter les transferts de MES et particules adsorbées ; ou encore des éléments de protection des cours d'eau pour limiter le piétinement des animaux : clôtures et abreuvoirs (*CG Eure, 2011*).

<sup>32</sup> **Bande enherbée** : toute surface en herbe susceptible d'intercepter des écoulements de surface diffus ou concentrés.

<sup>33</sup> **Ripisylve** désigne des formations végétales qui se développent sur les bords des cours d'eau. Elles sont constituées de peuplements particuliers du fait de la présence d'eau pendant des périodes plus ou moins longues (saules, aulnes, frênes, érables et ormes, chênes pédonculés, charmes).

### 1.5.2.1 Les zones tampons enherbées et boisées

Les zones tampons enherbées correspondent essentiellement à des parcelles de prairies humides et à des bandes enherbées ou bandes filtrantes situées le long des cours d'eau. Elles ont tout d'abord été testées sur des sites expérimentaux tels que celui du bassin versant d'Auradé sur les Coteaux de Gascogne (cf Chapitres 2 et 3) depuis une vingtaine d'années (Paegelow, 1991 ; Decroux et Puginier, 1993 ; Gille, 2001), sur le BV de la Morcille en Beaujolais (Carluet et al., 2007) ou le BV de la Jaillière en Loire-Atlantique (Patty et al., 1997). Elles ont ensuite été rendues obligatoires dans les zones vulnérables (CEE, 1991), puis dans le cadre des BCAE applicables dans le cadre de la PAC (CE, 2003a) et pour la protection des zones de captages en France, suite au Grenelle de l'environnement (Lafitte et Cravero, 2010). La réglementation prévoit une largeur minimale de 5m.

De nombreuses études scientifiques font état de leur efficacité pour :

- Limiter le transfert des matières particulaires et des molécules adsorbées (Le Bissonnais et al., 2004 ; Souchère et al., 2009).
- Limiter le transfert des contaminants en phase aqueuse : éléments fertilisants (matières azotées et phosphore soluble) (Patty et al., 1997 ; Durand et al., 2005) et produits phytosanitaires (Misra et al., 1996 ; Schmitt et al., 1997 ; Chapot et Delphin, 2001 ; Gril et al., 2004a,b ; Boivin et al., 2007 ; Caron et al., 2007 ; Gouy et al., 2008 ; Carluet et al., 2009).

Leur efficacité repose notamment sur la part relative des principaux processus hydrologiques : le ruissellement de surface, l'infiltration profonde, l'écoulement latéral de subsurface, le flux de drainage (Carluet et al., 2009). Les bandes enherbées accroissent la capacité d'infiltration de la zone comparativement à un sol travaillé, compte tenu de leurs caractéristiques intrinsèques (richesse en humus, présence d'une forte densité racinaire, activité de la faune, protection du sol, niveau d'entretien) (Gril et Lacas, 2004 ; CSEB, 2005 ; Lacas, 2005) (Figure 1-15).

Une zone tampon retient efficacement les particules érodées transportées par le ruissellement, mais ce processus concerne avant tout les particules grossières : cette efficacité est moins marquée pour les particules fines qui constituent l'essentiel du support particulaire des molécules adsorbées. Toutefois, si les agrégats arrachés par le ruissellement sont suffisamment stables, ils sont susceptibles de décanter comme des particules grossières (Gril et Lacas, 2004). L'adsorption des molécules sur les résidus végétaux et la surface du sol de la zone tampon intervient de façon secondaire par rapport à l'infiltration.

Les essais effectués dans l'Ouest de la France mettent en évidence une efficacité généralement supérieure à 50 % pour les bandes de 6 m de large et à 80-90 % pour les bandes de 12-18 m. (Gril et Lacas, 2004). Le rôle de la largeur est en relation avec le débit du ruissellement qui pénètre dans la bande enherbée, et donc avec tous les paramètres qui influent sur ce dernier : conditions climatiques, sol, topographie, culture. Le rôle de la pente est complexe. Elle accentue le risque de ravinement. La vitesse d'écoulement augmente avec la pente et de ce fait la capacité d'adsorption diminue. L'épaisseur de la lame de ruissellement c'est-à-dire de la charge hydraulique diminue avec l'augmentation de la pente, et par conséquent l'infiltration est plus faible.

Les zones tampons boisées le long des cours d'eau ou ripisylves: La végétation rivulaire limite la présence des contaminants sous forme dissoute et particulaire dans le cours d'eau, à la fois ceux qui proviennent des parcelles agricoles et ceux issus de l'érosion des berges. Les MES et les éléments adsorbés des cours d'eau, déposés sur les parcelles riveraines, en période de débordement y sont retenus. Les processus d'épuration des flux latéraux d'eau en provenance des versants ont été mis en évidence depuis les années 1980 (Peterjohn et Correl, 1984 ; Pinay et al., 1993).

Une synthèse bibliographique des résultats obtenus dans différents pays (Deconchat et Balent, 1996) montre qu'une ripisylve peut réduire par exemple la charge en nitrate de 68 à 100% dans la nappe superficielle, et de 78 à 98% dans les eaux de ruissellement. L'épuration est principalement



assurée par dénitrification par la flore microbienne anaérobie et grâce à l'absorption par la végétation en croissance (*Annexe 8*). Elle semble être quasiment complète dans les premiers mètres de largeur, sachant qu'une dizaine de mètres est suffisante dans de nombreuses situations (*Pinay et al., 1993*). L'efficacité des zones tampons boisées a été également montrée dans le cas des flux de produits phytosanitaires (*Soltner, 2001 ; CORPEN, 2007a, 2008*).

La *Figure 1-15* présente le fonctionnement d'une bande enherbée vis-à-vis de l'interception des produits phytosanitaires en amont d'un cours d'eau.

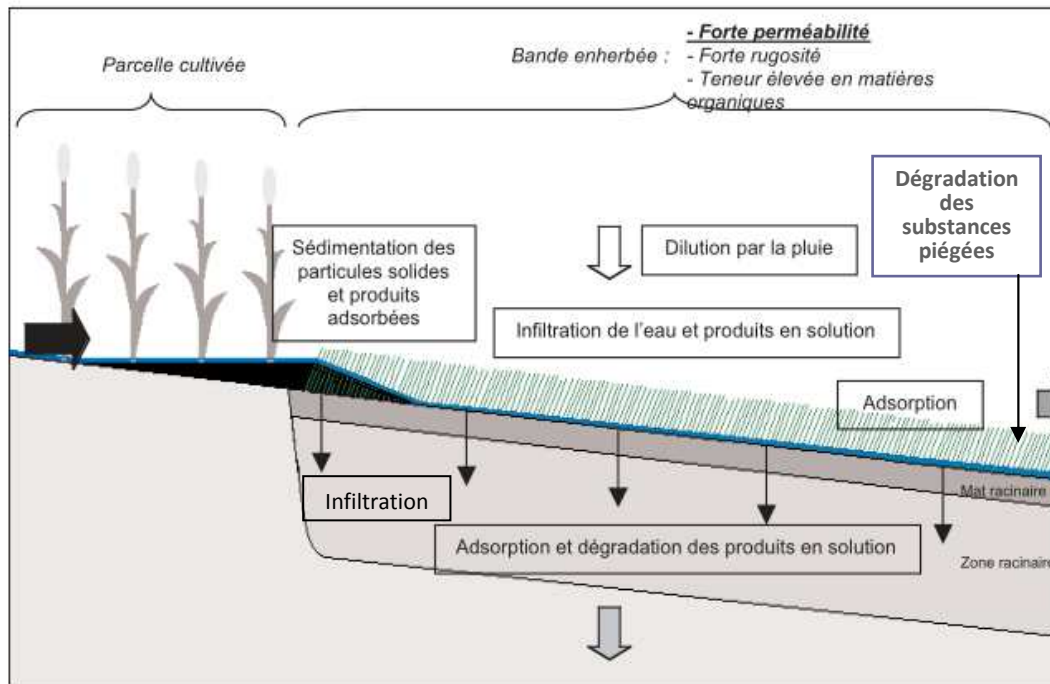


Figure 1-15. Schéma du fonctionnement d'une zone tampon enherbée vis-à-vis de l'interception des PPH (CORPEN, 2007 d'après Lacas, 2005)

### 1.5.2.2 Les périmètres de protection d'un bassin d'alimentation d'un captage d'eau potable

Les écoulements d'eau sur un bassin versant par ruissellement et écoulements souterrains viennent alimenter les cours d'eau dans lesquels sont situés le plus souvent les captages d'eau brute en vue de leur traitement et transfert vers les réseaux d'adduction d'eau potable.

Au niveau des bassins d'alimentation des captages, différents périmètres de protection doivent être mis en place par les gestionnaires en amont afin de protéger au mieux les eaux brutes (*CE, 2000; AESN, 2008 ; AEAG, 2009 ; JORF, 2009*).

La *figure 1.16* illustre les différentes fonctions des zones tampons : protection des milieux aquatiques, mais aussi préservation de la biodiversité et la qualité du paysage.

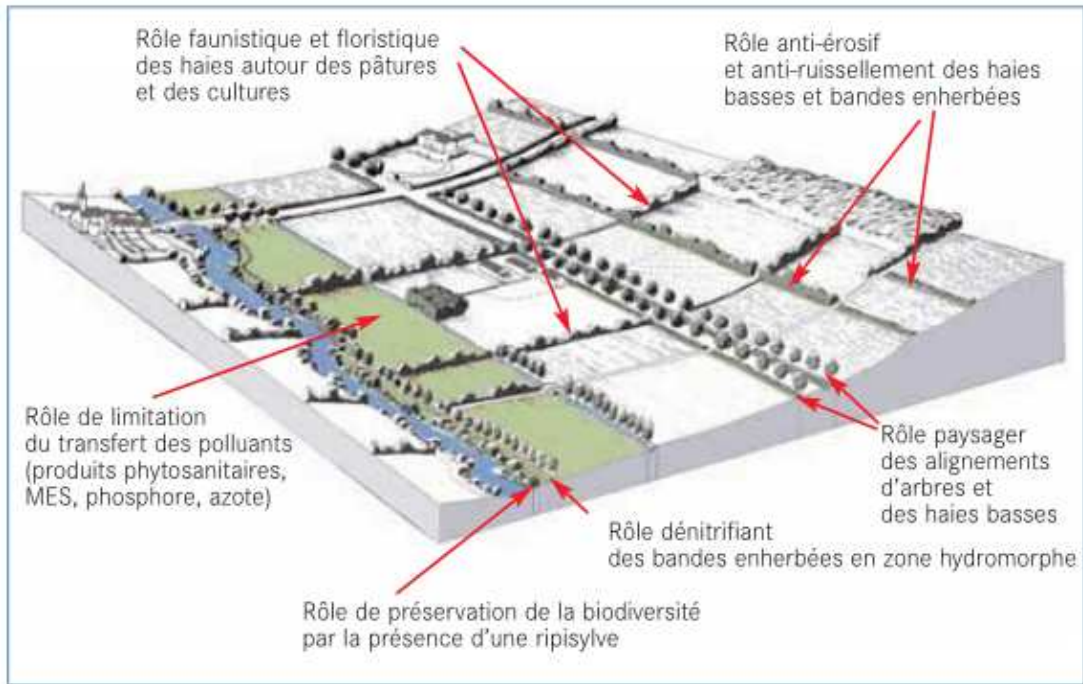


Figure 1-16. Différentes fonctions des zones tampons

(CORPEN, 2008, d'après un dessin de Bonneaud, modifié par Ambroise R. et Gril J.J.)

La Figure 1-17 illustre les différents niveaux de protection d'un captage d'eau potable avec des dispositifs enherbés à proximité.

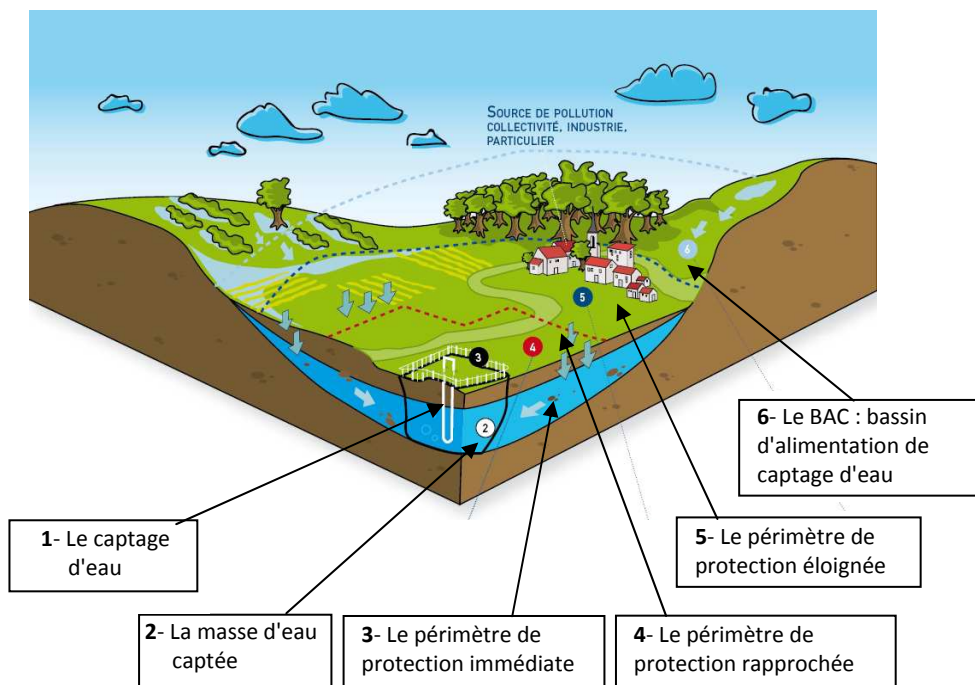


Figure 1-17. Bassin d'alimentation d'un captage d'eau brute pour la potabilisation

(d'après AESN, 2008)

### 1.5.2.3 Talus, haies, fossés

*Les talus* peuvent correspondre naturellement à des affleurements du sous-sol, mais ils ont le plus souvent une origine anthropique : accumulation de terre transportée par le travail du sol, anciennes limites de parcelles, élément paysager du *bocage*\* notamment en régions d'élevage. Ils présentent un effet sur la topographie en réduisant les pentes des terres cultivées situées en amont. Ils freinent l'écoulement des eaux et provoquent la sédimentation de matières solides transportées par ruissellement. Ils permettent à une partie de l'eau de s'infiltrer et ce d'autant plus qu'ils sont le support de haies permettant de structurer le talus inférieur et de favoriser l'infiltration de l'eau compte tenu du système racinaire. Parfois un fossé en pied de talus reçoit les eaux de ruissellement de la parcelle amont. Le tryptique haies-talus-fossés dans les régions de bocage, joue alors un rôle particulièrement important dans l'interception des matières particulaires (*Baudry et Jouin, 2003*) (*Figure 1-18*).

Dans la région des *Coteaux de Gascogne*, les talus situés en haut des versants séparent des formations pédologiques différentes : sols bruns plus ou moins lessivés en haut des croupes, avec des sols plus squelettiques des versants. En bas des versants les talus marquent la limite entre coteau et vallon et séparent des terroirs différents sur un plan agronomique et pédologique (*Beauchamp, 2008*). L'implantation des talus sur les versants correspond généralement aux limites de parcelles, de ce fait leur longueur est souvent limitée et leur hauteur inférieure à deux mètres.

Dans l'*Ouest de la France, Bretagne, Normandie*, et le centre, régions traditionnelles d'élevages, les talus sont couverts de *haies* ou rangées d'arbres pour les besoins de l'élevage (ombrage, litières à l'origine). Le CERESA<sup>34</sup> utilise une classification de haies-talus à partir de cartes au 1/5000 et d'une interprétation du paysage sur le terrain, dont la méthode a été mise au point par *Baudry (1985)*. Cette démarche permet d'identifier les unités de fonctionnement relatives à la circulation de l'eau et d'appréhender les transferts de contaminants associés au ruissellement (*Figure 1-18*). Certaines haies jouent le rôle de puits, où l'eau ne peut que s'infiltrer (haies parallèles aux courbes de niveau).

Ces puits contrôlent ainsi des zones du bassin versant, qui peuvent atteindre jusqu'à 40 % de la surface totale (*Mérot et al., 1999*). *D'autres fossés dans le sens de la pente* ont pour fonction de collecter les eaux de ruissellement en amont et d'assurer la continuité hydraulique des écoulements vers un cours d'eau ou une zone humide (*Kao, 2002*). Un enherbement permet de stabiliser les berges pour éviter tout effondrement. Des bandes enherbées de part et d'autre doivent assurer une protection à l'égard des engins agricoles, ainsi qu'un rôle de filtre pour les particules en suspension dans le ruissellement. Des travaux ont montré que si les fossés peuvent faciliter le transfert des contaminants, ils peuvent aussi au contraire atténuer la pollution en permettant une dilution des molécules notamment phytosanitaires suivant leur coefficient Koc. Leur rétention est essentiellement liée à la nature du substrat et au temps de contact fonction des conditions d'écoulement (*Margoum et al., 2001*).

### 1.5.2.4 Protection des cours d'eau dans les prairies pâturées

L'abreuvement des animaux directement dans les cours d'eau entraîne l'érosion des berges et la contamination des eaux par les MES. De bonnes pratiques d'élevage peuvent remédier à ces problèmes : clôtures le long des berges, abreuvoirs pour les animaux, pompes à museau, passerelles sur les cours d'eau en cas de traversée (*Macary et al., 2010*).

<sup>34</sup> **CERESA** : Centre d'Études et de Recherches sur l'Environnement et les Sols pour l'Aménagement.

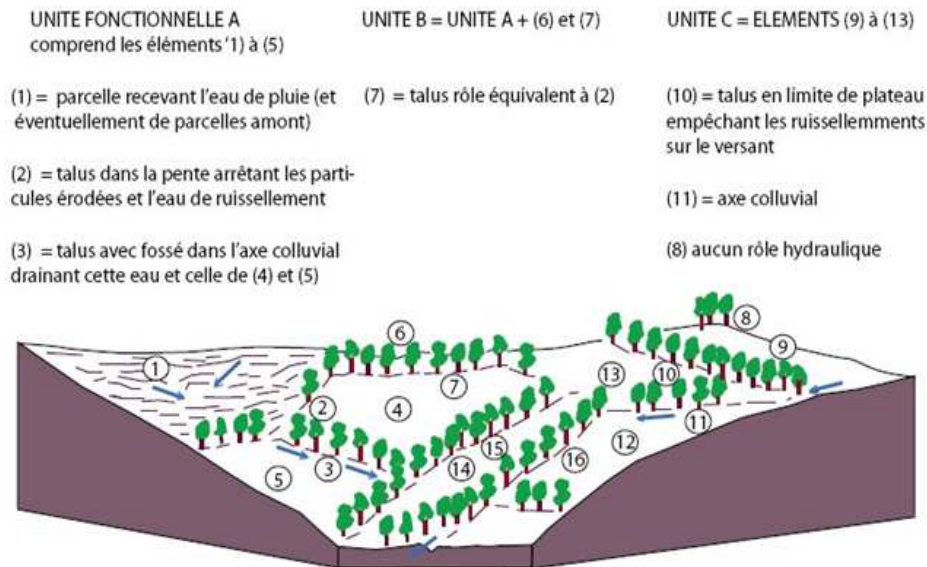


Figure 1-18. Circulation de l'eau et contrôle de l'érosion dans un paysage de bocage (Beauchamp, 2008 d'après CERESA, 1987)

## 1.6 Les niveaux spatiaux d'appréciation des risques de transfert

Les approches agro-environnementales conduisent d'abord à passer de l'analyse des processus et des phénomènes, à la compréhension des pratiques des acteurs agricoles (agriculteurs et leurs conseillers). Puis elles nous amènent à considérer l'étude des changements de pratiques préconisés par les politiques publiques. Selon que l'entrée se fasse par l'agronomie ou par l'environnement, les terminologies liées à l'espace diffèrent (Houdart, 2005). Il convient alors de définir les différents termes liés aux notions d'échelles spatiales et de niveau d'organisation spatiale.

- **Échelle spatiale** : cette notion introduit celle d'un continuum. Elle représente le degré de résolution spatiale de l'étude, c'est à dire l'unité d'espace choisie pour observer ou expérimenter un phénomène (Baudry, 1992). L'échelle permet alors de représenter un phénomène réel et quantifiable, par exemple avec une carte (rapport entre une dimension dans la réalité et sa transcription sur la carte) (Brunet et al., 1993). Cette notion résulte de celle de l'espace absolu qui ne considère que les entités, leur forme, leur taille et des distances réelles, mesurables et calculables en référence à l'espace euclidien. L'échelle est un indicateur de dimension de l'espace considéré, un classement dans les ordres de grandeur (Dungan et al., 2002). Trois niveaux d'échelle sont classiquement admis : l'échelle globale, l'échelle locale et l'échelle intermédiaire.
- **L'échelle globale** correspond à celle du climat et des grands systèmes (atmosphère, océans, continents) dont la maille de description est d'au moins une centaine de kilomètres.
- **L'échelle locale** est celle du processus, qui peut être biologique, par exemple la fertilisation d'une plante, sa croissance, ou bien physico-chimique, tel que le transfert de contaminants (produits phytosanitaires, nitrates,...) dans le sol et les eaux.
- **L'échelle intermédiaire dite des territoires** est une échelle régionale qui permet de tenir compte des interactions entre l'homme et l'environnement. Elle correspond au niveau auquel sont analysées les problématiques agro-environnementales. Il s'agit du niveau pertinent où se prennent les décisions et où se mettent en œuvre les actions que Lardon et al (1993) nomment le niveau des systèmes ruraux localisés par les différents acteurs du territoire.

- **Le changement d'échelle spatiale** correspond au processus de transfert des données et des informations entre différentes échelles, aussi bien dans le sens ascendant que descendant. Il vise notamment à prendre en compte les processus inférieurs ou supérieurs d'un phénomène. Tout changement d'échelle modifie les perceptions et les représentations et parfois même la nature des phénomènes (*Brunet et al., 1993*).
- **Le niveau d'observation** d'un phénomène peut se faire à plusieurs échelles spatiales (par exemple : 1/5 000è, 1/25 000è...). Il fait alors référence à l'extension de l'aire d'étude. Cependant, une variation de l'échelle d'observation n'équivaut pas à un changement d'échelle spatiale, lequel se traduit par un transfert de données et d'informations (*Baudry, 2002*).
- **Le niveau d'organisation spatiale** représente une fraction de l'espace dotée d'une structure et de principes d'organisation qui créent une dynamique et une interaction de système. Il fait référence aux niveaux d'observation pour lesquels on observe un changement dans la nature des phénomènes et des variables de contrôle. A chaque niveau d'organisation, on distingue des processus différents intervenants sur un même phénomène. L'analyse n'est pas alors ici celle d'un état, mais d'un fonctionnement en identifiant notamment les flux de matière ou d'énergie, et les réseaux sociaux construits à ce niveau. Le niveau d'organisation est parfois désigné par la notion d'échelle relative (*Houdart, 2005*). A l'échelle de l'exploitation agricole, l'utilisation des terres dépend des choix de l'agriculteur, mais cette utilisation est aussi liée aux échanges d'information entre agriculteurs, au climat, et aux politiques régionales, aux possibilités d'emploi hors de l'agriculture, ainsi qu'au marché mondial des produits agricoles (*Baudry, 1992*).
- **Notion de hiérarchie** : elle traduit un système conceptuel d'entités spatiales ou de processus liés par des liens de causalité qui dépendent des relations entre les entités (*Dumanski et al., 1998 ; Marceau, 1999*).
- **Emboîtement et enchâssement d'échelles** :
  - L'emboîtement traduit l'imbrication des entités l'une dans l'autre, à la manière des matriochkas (poupées slaves) ; par exemple : une parcelle dans une exploitation agricole, elle même incluse dans un territoire rural ; un bassin versant d'ordre élémentaire inclus dans un bassin intermédiaire (zone hydrographique) puis dans un bassin régional (Figure 1-19) ; une commune dans un canton, puis dans un département,... *Baudry (2002)* note qu'il existe une différence entre une hiérarchie de niveaux emboîtés ou non, et un ensemble d'échelles spatiales correspondant à un niveau d'observation.
  - Dans l'enchâssement, les entités ne sont pas totalement incluses entre elles, mais seulement partiellement (une parcelle sur deux bassins versants élémentaires (exemple : parcelle 3 dans Figure 1-19) ; une exploitation sur deux communes, voire deux cantons) (E.A. sur 3 BV élémentaires dans Figure 1-19) : on parle aussi d'espaces en recouvrement.

La figure 1-19 illustre différents niveaux d'organisation.

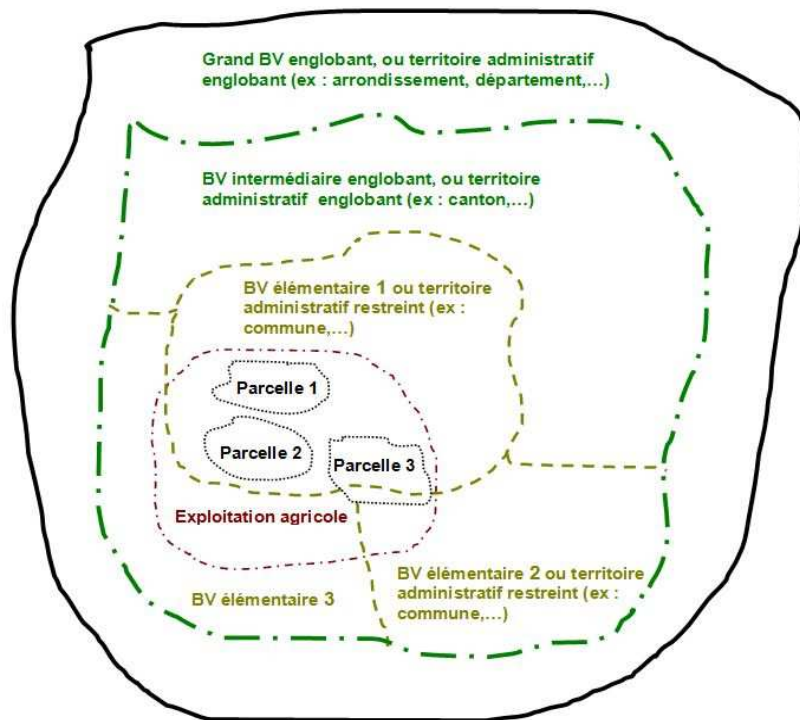


Figure 1-19. Différents niveaux d'organisation spatiale  
(avec BV = Bassin versant)

### 1.6.1 Les problèmes d'échelle spatiale en sciences de l'environnement

Initialement, la problématique des échelles spatiales émane de l'émergence de l'écologie des paysages, qui vise à analyser les relations entre les processus écologiques et les éléments spatiaux, les relations entre les entités spatiales adjacentes et les causes et effets de l'hétérogénéité spatiale (Baudry, 1992). Les écologues cherchent à comprendre les dynamiques d'un système écologique en considérant ce dernier comme l'agrégation d'interactions avec les entités composites (Auger et al., 1992 ; Gibson et al., 2000). Ils soulignent le fait que l'identification des modèles dépend de l'échelle spatiale à laquelle le phénomène est mesuré.

Un phénomène observé à la même échelle avec une résolution grossière disparaît quand on prend en compte une résolution plus fine ou vice versa. Par ailleurs, l'extension et le niveau de précision affectent la nature du phénomène observé, ainsi que le type d'information qui en découle. La théorie de la hiérarchie fonde le concept d'échelle naturelle qui induit une décomposition de tout système complexe en une série d'entités hiérarchisées. L'idée centrale est que la compréhension de n'importe quel système complexe tient à celle des contraintes aux niveaux supérieurs et inférieurs. Cela implique alors :

- d'identifier précisément des niveaux d'étude appropriés et les seuils d'échelle selon les phénomènes,
- d'évaluer l'effet d'échelle dans les différents jeux de variables ayant un impact sur les phénomènes,
- de déterminer à quel moment l'observation du phénomène change d'échelle et de niveau, afin de reconnaître les conséquences du changement d'échelle,
- d'échantillonner et expérimenter à travers les échelles et les niveaux.

Les processus naturels sont complexes, non linéaires et discontinus, ce qui complique fortement les généralisations ascendantes ou descendantes (Burnett et Blaschke, 2003). Il en est de même pour la résilience<sup>35</sup> des milieux naturels. Baudry (1992) considère le paysage comme un niveau d'organisation et non pas seulement comme un produit de la société humaine ou le support de contraintes physiques. Certains phénomènes ne sont pas perceptibles à d'autres niveaux, notamment les flux de matière et les déplacements d'espèces animales ou végétales. Le paysage possède alors une certaine autonomie, et peut être considéré comme un système auto-organisé ayant ses dynamiques propres. D'un point de vue écologique, le paysage peut être défini comme une mosaïque organisée (avec des réseaux associés) d'unités écologiques en interaction. Baudry (1985) parle d'*écologie du paysage*. Ainsi, les sciences de la nature ont favorisé l'émergence du concept de *niveau d'organisation*, en considérant que l'existence d'une échelle optimale permettait l'analyse de certains processus. Ces niveaux sont séparés par des seuils, qui correspondent à des transitions ou points critiques le long du continuum spatial (Houdart, 2005).

### 1.6.2 La situation particulière de la gestion de l'eau

La question du changement d'échelle sur des territoires avec un enjeu majeur pour la qualité des eaux est centrale dans nos travaux. La gestion de l'eau en France apparaît de façon très complexe eu égard à la multitude d'intervenants dans ce domaine. Cela induit des espaces d'analyse et de prise de décision très différents. Les services déconcentrés des ministères en charge de l'agriculture et de l'environnement ainsi que les collectivités territoriales interviennent sur des découpages de nature administrative. Par contre, les agences de l'eau chargées d'appliquer la DCE (CE, 2000) afin de maintenir ou de restaurer si nécessaire un état qualitatif et quantitatif de la ressource en eau, possèdent un domaine de compétence au niveau des grands bassins hydrographiques. La gestion des eaux sur le terrain est faite au niveau des bassins versants hydrographiques pour les eaux de surfaces et des bassins hydrogéologiques pour les masses d'eau souterraines.

D'après le référentiel BD Carthage<sup>36</sup>, un grand bassin versant hydrographique (exemple Adour Garonne dans le Sud-ouest de la France) est découpé en plusieurs régions hydrographiques (ex BV de la Garonne), elles-mêmes divisées en secteurs hydrographiques (ex BV Save), puis en sous-secteurs hydrographiques (ex BV de la Save aval) et en zones hydrographiques (ex BV de la Boulouze). Ce découpage correspond bien aux réalités physiques de l'hydrologie des cours d'eau et aux emboîtements successifs des bassins versants. C'est également celui de l'application de la politique publique sur l'eau. Enfin, la DCE définit des masses d'eau correspondant à des ensembles plus ou moins homogène d'un point de vue notamment de l'altitude, la géologie et la surface du bassin versant drainée.

---

<sup>35</sup> **Résilience** : de manière générale, elle représente la vitesse à laquelle un système perturbé tend à retourner à son état d'équilibre. En écologie, la résilience est la capacité d'un écosystème ou d'une espèce à récupérer un fonctionnement ou un développement normal après avoir subi une perturbation.

<sup>36</sup> **BD Carthage** (Base de Données sur la CARTographie THématique des AGences de l'Eau) : Ensemble des couches géographiques présentant, pour le territoire Français, les objets hydrographiques. Cela inclut le découpage du territoire en zones hydrographiques (*bassins versants*), ainsi que les cours d'eau et plans d'eau, et la codification de ces objets.

### 1.6.3 Les niveaux d'organisation spatiale en agro-environnement

L'intégration de différents niveaux d'organisation en agro-environnement ramène aux principes-mêmes de l'*agroécologie*<sup>37</sup>. *Dalgaard (2003)* la définit comme une discipline intégrative qui comprend des éléments de l'agronomie, de l'écologie, de l'économie et de la sociologie. Il soulève le fait que le problème majeur de l'agroécologie réside dans le manque d'adéquation entre les échelles spatiales exploitées par les chercheurs des différentes disciplines. Ainsi, les résultats des études agroécologiques générées à partir de l'échelle de la parcelle agricole ou de l'exploitation agricole ne sont pas toujours généralisables à celle de la région, d'un pays ou d'échelles plus vastes souvent prises en compte par les décideurs. En conséquence, les résultats sont souvent mal interprétés ou non exploitables par ces gestionnaires.

Ces principes de hiérarchie et d'interaction des processus d'un niveau à l'autre sont généralisables à l'ensemble des sciences environnementales. L'étude de la pollution diffuse d'origine agricole par des contaminants (fertilisants, produits phytosanitaires) appliqués sur les parcelles et transférés dans le bassin versant, se heurte par exemple immédiatement aux problèmes de changement d'échelle et à leur expression (*Lecomte, 1999 ; Colin, 2001 ; Macary et al., 2006, 2007, 2008*). Avec la taille du zoom choisi pour observer l'espace changeant : le regard porté sur les processus, les unités spatiales de fonctionnement (parcelle, îlot, bassin-versant), les variables de caractérisation, les disciplines d'étude et le vocabulaire usité. Ce problème vient du fait que le milieu naturel ne fonctionne pas suivant la composition simple de processus élémentaires mais plutôt par ruptures, les processus dominants s'estompent au profit d'autres selon l'échelle considérée. Les ruptures définissent des plages sur les échelles, temporelle ou spatiale, où les phénomènes observables sont expliqués par les processus dominants. La définition de l'échelle d'observation permet de développer un protocole de mesure.

#### 1.6.3.1 Les différents niveaux d'organisation

On distingue essentiellement quatre types d'organisation spatiale dans les approches agro-environnementales :

- L'organisation des activités agricoles (parcelles agricoles et entités spatiales gérées par les agriculteurs, exploitations agricoles) (*Deffontaines, 2004 ; Soulard et al., 2005*) : il correspond au niveau générateur des risques agro-environnementaux ;
- L'organisation écologique (bassins versants) : niveau de perception de ces risques et des conséquences environnementales des transferts de contaminants sur des espaces à enjeux. Pour les eaux de surface, lorsqu'on passe du BV élémentaire à de grands BV par emboîtements successifs de BV élémentaires, le poids des facteurs locaux (nature du sol, type de couvert végétal,...) diminue au profit de facteurs plus généraux dont le principal est le climat (*Fournier et Cheverry, 1992*).
- L'organisation du territoire local, support d'une identité collective (*Di Méo, 1998*) telle une zone d'action d'une organisation économique (coopérative agricole, association d'agriculteurs).
- L'organisation administrative (entités administratives des collectivités territoriales, de l'état, des Agences de l'eau,...).

---

<sup>37</sup> **Agroécologie** : étude des interactions entre les plantes, les animaux, les humains et l'environnement du système agricole, dont l'objectif est de participer au développement de systèmes de culture durables.



Les niveaux d'organisation écologique correspondent à ceux où s'expriment les enjeux environnementaux, alors que les niveaux d'organisation territoriale et administrative sont ceux où se mettent en place les réponses aux impacts environnementaux, voire aux risques, en prévention. A chaque niveau correspond une entité spatiale (*Figure 1-19*) : la notion de seuil diffère ainsi de celle du continuum dans le cas de l'échelle spatiale. Les relations et les imbrications entre les entités spatiales sans limite géographique commune sont une source de complexité dans les approches agro-environnementales. Par exemple les données statistiques communales du Recensement Agricole (RA) ne sont pas superposables avec un découpage hydrographique (*Vernier et al., 2009*). A chaque niveau d'observation correspondent des sources de données spécifiques (enquêtes parcellaires, enquêtes d'exploitation, relevés de terrain, hydrologiques, statistiques, de la télédétection...), et des méthodes de diagnostic environnemental différentes (bilans parcellaires, bilans par exploitations, indicateurs, analyse spatiale, modèles,...) (*Stein et al., 2001*).

### 1.6.3.2 La question des données de nature et d'échelles différentes

Le développement des SIG dans le traitement des informations géographiques a nettement facilité la gestion des données multi-sources et multi-scalaires. Concernant notre approche des risques agro-environnementaux, ils permettent de combiner et de traiter des données relatives aux milieux physiques (hydrologie, types de sols, relief,...) avec celles de la nature des cultures en place et des pratiques agricoles recueillies à l'échelle des parcelles agricoles, des exploitations agricoles. Ces données de pratiques par nature de culture sont ensuite agrégées à l'échelle d'espaces à enjeux environnementaux : bassins versants de tailles variables, correspondant à la mise en œuvre des politiques publiques. L'intégration de ces données dans un même repère spatial nécessite préalablement de leur attribuer un géoréférencement<sup>38</sup> suivant le même système de coordonnées géographiques. Quels que soient les processus et les données analysés (physiques, biochimiques, économiques, sociologiques, les questions liées à l'instrumentation et à la simulation sont identiques et il est toujours fait référence à la notion de *maille* (*Houdart, 2005*). Celle-ci permet de découper l'espace en zones homogènes qui reçoivent des caractéristiques d'ordre physique, biochimique ou socio-économiques. En ce sens, le SIG permet de rassembler et parfois de traiter des données de différentes origines.

### 1.6.4 Les méthodes de changement de niveaux d'organisation

Le changement d'échelle n'est pas un simple zoom, mais l'art de passer d'un niveau d'organisation au suivant, en précisant les variations de fonctionnement, de schématisation, de descripteurs et de liens possibles entre les niveaux successifs. Il est donc d'avantage lié au changement de sémantique qu'au zoom sur le domaine (*Puech et al., 2003*). Ce changement de sémantique ou de regard induit d'autres changements, dont les objets analysés, les variables étudiées, les modèles associés pour la représentation ou la simulation du fonctionnement du milieu. Ceci est accentué pour les processus hydrologiques, fortement non-linéaires et marqués par des effets de seuil. Les études en laboratoire qui supposent un milieu homogène ne sont plus applicables en l'état *in situ* : à l'échelle de la parcelle agricole, on ne peut pas simplement tenir compte que des caractéristiques du sol, car la présence de fissures et d'écoulements préférentiels permettent d'expliquer la vitesse de parcours des eaux (*Puech et al., 2003*). Si le changement d'échelle à l'intérieur d'un même niveau d'organisation semble assez facile, il est plus délicat de passer à un autre niveau d'organisation dès lors que les variables, les objets, les lois physiques sont différentes. Ainsi, il est très difficile par exemple de mettre en relation les observations de pollutions d'origine

---

<sup>38</sup> **Géoréférencement** : Action qui consiste à relier un objet et les données qui y sont associées à sa position dans l'espace par rapport à un système de coordonnées géographiques.

agricole sur des parcelles (excès d'intrants, écoulements) avec des mesures de polluants à l'exutoire de grands bassins versants où s'établissent les enjeux environnementaux et la mise en œuvre des politiques publiques dédiées.

Le changement d'échelle est une tâche complexe. Il intègre les concepts reliant les processus à différents échelles spatiales. Il identifie les principaux facteurs à une échelle d'observation, leur conformité avec ceux d'une échelle plus petite ou plus grande et les interactions entre ces facteurs. Cela demande de comprendre l'organisation complexe hiérarchique d'un ensemble géographique où les différents éléments et processus sont liés à des échelles spécifiques d'observation, et où les passages entre échelles font référence à des "*rôles géographiques chargés de sens*" (Marceau, 1999 ; Houdart, 2005). L'intégration de différents niveaux d'organisation dans les problématiques agro-environnementales conduit assez souvent à gérer l'information multi-source au moyen d'indicateurs. Le passage d'une échelle à l'autre se fait alors en choisissant des indicateurs adaptés ou par des méthodes d'agrégation-désagrégation de l'information.

#### 1.6.4.1 Les Objets Spatiaux de Référence en agro-environnement

Des relations existent entre les échelles d'études, les données, les méthodes employées, les résultats attendus et le mode d'acquisition des données qui sont distincts selon les niveaux d'observation. A partir de ce principe, Wood et al. (1988) avancèrent le concept "d'aire représentative élémentaire" encore désignée par *Objet Spatial de Référence* (OSR), considérant qu'à un phénomène étudié correspond une aire de travail et une échelle associée optimale. C'est ainsi qu'ils s'attachent à définir une taille de bassin versant adaptée aux études hydrologiques pour l'observation de chaque processus ou phénomène. Il est alors possible d'associer OSR ou unité de discrimination, à chacune des échelles. Le choix d'un OSR résulte d'un compromis entre sa pertinence à l'échelle considérée (résolution optimale) et son aptitude à bien cerner les problèmes de pollutions diffuses. Maurizi et Verrel (2002) considèrent différentes échelles spatiales de travail dans leur approche sur les indicateurs. Elles correspondent aux divers objets spatiaux identifiés (parcelle agricole, exploitation agricole, bassin versant...).

#### 1.6.4.2 Des indicateurs spécifiques à chaque niveau d'organisation

*Les Indicateurs* sont des outils d'évaluation et d'aide à la décision grâce auxquels il est possible de mesurer une situation ou une tendance, de façon relativement objective, à un instant donné, ou dans le temps et/ou l'espace. Ils représentent une sorte de résumé d'informations complexes offrant la possibilité à des acteurs différents (scientifiques, gestionnaires, politiques et citoyens) de dialoguer entre eux. Les indicateurs (qualitatifs ou quantitatifs) décrivent généralement un état, une pression et/ou une réponse qui ne peut être appréhendé directement. Des indicateurs composites peuvent être créés à partir d'une agrégation d'indicateurs de base : ils deviennent alors *des indices*. Les indicateurs sont très répandus pour les questions agro-environnementales, compte tenu de leur relative facilité de calcul, de compréhension et d'usage. Ils peuvent être à variable unique ou multiple. Dans ce secteur, les indicateurs à variable unique sont les plus nombreux (Riley, 2001b). Ils traduisent la pression anthropique agricole exercée eu égard par exemple à un type de fertilisant ou à l'usage des PPh ou l'état du milieu récepteur : qualité de l'eau, qualité des sols... (OCDE, 1999). Les indicateurs à variables multiples sont définis comme une combinaison de variables différentes, tel que l'indicateur de durabilité des exploitations agricoles (IDEA) (Vilain et al., 2008) qui tient compte d'une série d'indicateurs de durabilité agroécologique (production végétale et animale), économique (résultats d'exploitation, aides publiques, transmissibilité de l'entreprise...), socio-territoriale (démarche de qualité, paysage, implication sociale, valorisation par filières courtes, des ressources locales,...). Le § 1.7.1 décrit plus particulièrement l'usage des indicateurs AE.

Une façon de résoudre la problématique du changement d'échelle consiste à prendre en compte plusieurs niveaux d'organisation dans l'élaboration d'un indicateur (Bock et al., 2005). Dans le cas où des indicateurs AE sont construits à chaque niveau d'organisation, les méthodes sont alors souvent différentes. Dans chaque situation, la réponse à la question du changement d'échelle se fait par un

changement de données et par là-même, des indicateurs agro-environnementaux propres à chaque niveau spatial (Marceau, 1999a,b ; Stein et al., 2001a). Il s'agit là d'une démarche classique en matière de gestion opérationnelle, mais elle ne permet pas de contribuer à la résolution de la question du processus de changement d'échelle spatiale.

### 1.6.4.3 Les démarches agrégatives et désagrégatives

La description des phénomènes au sein d'un objet spatial nécessite souvent d'approcher le niveau organisationnel inférieur voire supérieur. Les démarches agrégatives et désagrégatives proviennent de ces approches inter-échelle et complémentaires (Blöschl et Sivapalan, 1995).

Elles consistent à rassembler (ou décomposer) les éléments pour obtenir une représentation plus globale (ou locale) du domaine.

L'agrégation (appelée *bottom-up* ou *upscaling* par les anglo-saxons) permet de passer des constituants au tout : de l'information locale à l'information globale sur une zone par un modèle de concaténation des informations qui peuvent être ou non linéaires. Mais une difficulté tient à l'observation des processus de façon différente d'une échelle à l'autre. De plus, une autre difficulté tient de l'interaction entre plusieurs processus : s'il est envisageable de représenter un processus isolé, une prise en compte multiple est plus complexe. A contrario, l'agrégation permet aussi d'avoir une vue d'ensemble sur un phénomène global, alors que l'observation de chaque processus ne peut permettre d'effectuer une analyse globale Dalgaard et al. (2003) distinguent trois procédures d'agrégation : la procédure linéaire, la procédure non-linéaire et la procédure "hiérarchique".

- La procédure d'agrégation linéaire est la plus classique : elle consiste à effectuer une combinaison linéaire entre les éléments (somme, moyenne pondérées ou non, etc.) ; Dalgaard et al. (2003) prennent exemple sur le calcul de la consommation de gasoil à l'échelle d'une ferme. Suivant la procédure d'agrégation linéaire, la quantité totale  $F_{\text{total}}$  pour la ferme, résulte de la somme de la quantité obtenue sur chaque parcelle  $n$ , par le produit entre  $F_n$  (quantité constante de gasoil consommé/ha) et la surface de la parcelle  $A_n$ .

$$F_{\text{total}} = \sum_{n=1}^N F_n A_n$$

- La procédure d'agrégation non-linéaire, où la variable considérée n'est pas une fonction linéaire de l'unité fondamentale, mais elle prend des valeurs différentes selon plusieurs seuils. L'agrégation doit alors prendre en compte les caractéristiques intrinsèques des unités fondamentales ; dans l'exemple précédent, la consommation/ha varie suivant la taille de chaque parcelle :  $F_n > 100 \text{ l/ha}$  si  $A_n < 3 \text{ ha}$  et  $F_n < 100 \text{ l/ha}$  si  $A_n > 3 \text{ ha}$ .
- La procédure "hiérarchique" ne prend plus seulement en compte les caractéristiques intrinsèques de chacun des éléments du système, mais également des relations externes à ces éléments. Dans l'exemple de la consommation de gasoil, celle-ci tient compte également de la distance de chaque parcelle à la ferme  $D_n$ , et donc la quantité de gasoil nécessaire pour accéder à la parcelle. Dans ce cas, l'équation du calcul de  $F_{\text{total}}$  intègre un terme qui ne dépend pas des caractéristiques des éléments d'étude (parcelles) :

$$F_{\text{total}} = \sum_{n=1}^N F_n A_n + D_n (1 + A_n)$$

Quelle que soit la méthode utilisée, la difficulté de l'agrégation repose sur le choix de l'OSR pertinent. Une agrégation précoce peut entraîner une perte d'information.

La désagrégation (appelée *top-down* ou *downscaling* par les anglo-saxons) permet de déterminer le comportement des constituants à partir de celui de l'ensemble considéré : elle part du global pour essayer de retrouver les fonctionnements élémentaires individuels de chaque zone supposée homogène. Blöschl et Sivapalan (1995) présentent la désagrégation comme le passage d'une "valeur

moyenne" sur un domaine à sa répartition détaillée à l'intérieur d'un découpage de ce domaine, quand la règle de composition de l'information est considérée comme acceptable. Les méthodes pour la désagrégation sont plus nombreuses et plus complexes que celles requises pour l'agrégation (Stein *et al.*, 2001 ; Riitters, 2005). Elles dépendent notamment du jeu de données disponibles (proximité des points d'acquisition des données, quantité de données initiales, etc.). La méthode générale permettant la désagrégation d'information est celle de l'interpolation spatiale. Elle repose sur des outils caractérisant directement la forme d'une organisation spatiale et regroupe un grand nombre de techniques. D'autres méthodes de géostatistique appréhendent l'espace de manière plus locale tels les variogrammes qui permettent de repérer des ruptures dans la répartition des données ou les techniques d'interpolation et de krigeage (Ernault *et al.* 2003).

Ces deux méthodes sont généralement appliquées dans la situation de bassins versants emboîtés. Dans le cas de BV en situation de recouvrement (entité administrative telle que canton ou commune, avec des bassins versants), les démarches agrégatives et désagrégatives fonctionnent en complémentarité (Houdard, 2005). L'analyse de découpages spatiaux différents conduit généralement à tendre vers un niveau d'échelle commun, soit par agrégation à un niveau supérieur englobant les deux ensembles spatiaux, soit par désagrégation à un niveau inclus dans les deux espaces Sanders (2001). Lors de la transmission de l'information entre deux espaces en situation de recouvrement, l'étape initiale de désagrégation des données est suivie par une démarche agrégative afin de reconstituer l'information au niveau le plus pertinent. Cela implique la création d'une nouvelle partition constituée d'éléments élémentaires compris dans les deux espaces intersectés. Vernier *et al* (2009) ont mis en œuvre une méthode appliquée à la spatialisation des données du recensement agricole (RA) disponibles à l'échelle communale, mais agrégées au niveau des zones hydrographiques du bassin Adour-Garonne. Cette méthode comprend différentes étapes d'analyse statistique et de modélisation spatiale pour conduire d'abord à une désagrégation des données du RA dans de nouvelles entités spatiales élémentaires créées, puis à une agrégation de ces données dans les zones hydrographiques du bassin. La production finale est un indicateur de pression phytosanitaire à partir des surfaces développées traitées par zone hydrographique.

#### 1.6.4.4 Des modèles intégrés

La montée en puissance du concept de développement durable dans les enjeux majeurs de société conduit à une demande croissante de modélisation des dynamiques environnementales. Les modèles doivent permettre de comprendre et d'anticiper les évolutions afin d'aider les acteurs à prendre conscience des conséquences environnementales de leurs pratiques. Parallèlement, ces modèles doivent aider les gestionnaires environnementaux pour la mise en œuvre et l'évaluation des politiques publiques (Houdart, 2005). Depuis une vingtaine d'années, des modèles individus-centrés se sont développés, pour représenter l'ensemble des entités des systèmes bio-physiques et sociaux avec leurs interactions. Plusieurs auteurs proposent en conséquence de privilégier des modèles intégrés pour l'analyse des problématiques agro-environnementales, en s'appuyant en particulier sur les systèmes multi-agents (SMA) (Ferber, 1995 ; Weiß, 1999).

Ferber (2005) définit les SMA comme "des systèmes complexes composés de programmes informatiques qui permettent de modéliser l'interaction entre des agents, naturels et/ou artificiels, situés dans un certain environnement, et interagissant selon certaines relations pour produire des comportements collectifs". Un agent est une identité qui agit, c'est-à-dire qu'il est capable de modifier son environnement (Mandiau et Grislin-Le-Strugeon, 1993). Il est caractérisé par le fait qu'il est au moins partiellement autonome : il peut se définir par un être humain, un processus, etc. (Weiß, 1999). La simulation multi-agents ne se contente pas d'intégrer des modèles puis d'analyser la réponse de ces modèles en fonction des scénarii. Elle participe pleinement au processus de recherche du fonctionnement des systèmes complexes (Ferber, 1995).

L'apport majeur des SMA réside dans la possibilité de prendre en compte à la fois les dynamiques spatiales et sociales (*Bousquet et Le Page, 2004*). Ces modèles intègrent de fait, différents niveaux d'observation et d'organisation spatiale. Ces auteurs ont notamment mis en évidence l'intérêt des SMA dans la gestion des écosystèmes. Les analyses liant les actions des agents individuels et collectifs sur les ressources naturelles, dans un cadre spatial, se multiplient (*Frank et al., 2001 ; Parker et al., 2003 ; Bousquet et Le Page, 2004*). C'est par exemple le cas de l'usage d'un SMA pour tenter d'expliquer le comportement d'irrigants privés qui surexploitent une nappe phréatique en Tunisie. Le SMA a permis d'explorer l'interaction entre les composantes physiques et socio-économiques du système et de conclure que le comportement local et non économique des irrigants engendre un impact majeur sur la dynamique globale du système et il doit donc être pris en compte (*Feuillette et al., 2003*).

Mais de tels modèles présentent une architecture et un fonctionnement complexes et dont la compréhension est difficile, freinant ainsi leur utilisation. Ils s'appuient notamment sur l'usage combiné de modèles bio-physiques qui reproduisent des processus agro-écologiques, de modèles économiques,... Ils nécessitent alors de disposer de références scientifiques validées dans les conditions spécifiques/locales où ils sont mis en œuvre. La difficulté du couplage par exemple entre un modèle décisionnel et un modèle biophysique, tient notamment à la modélisation des processus de changement à long terme. Or la prise en compte du temps à long terme est parfois une nécessité pour sensibiliser les acteurs aux conséquences écologiques de leurs pratiques, particulièrement dans des espaces à enjeux environnementaux. Enfin, les SMA sont parfois jugés trop réducteurs vis-à-vis de la complexité du monde vivant et des relations homme/nature (*Couclelis, 2001*). Néanmoins ils demeurent une piste intéressante à explorer dans les relations entre agriculture et environnement à l'échelle des territoires à enjeux, telle que la préservation ou la restauration de la qualité des masses d'eau.

## 1.7 Des méthodes d'évaluation environnementale

En prenant référence sur le vocabulaire de l'environnement (MEDD, 2012), "L'évaluation environnementale ou évaluation d'incidences sur l'environnement (EIE), désigne la mise en œuvre des méthodes et des procédures permettant d'estimer les conséquences sur l'environnement d'une politique, d'un programme ou d'un plan, d'un projet ou d'une réalisation. L'EIE est alors l'analyse préliminaire, globale et critique des problèmes, des effets et résultats tant positifs que négatifs en matière d'environnement, des activités d'un établissement, d'un projet ou d'une politique".

L'EIE appliquée à l'agro-environnement - au sens large - permet d'analyser l'état initial de l'environnement et les effets (positifs ou négatifs) des activités agricoles sur l'environnement. Elle préconise les mesures d'accompagnement pour éviter, réduire, voire compenser les effets négatifs des activités sur l'environnement. Elle peut être réalisée soit à priori pour préparer une prise de décision, soit pour vérifier en continu la mise en œuvre de différentes actions au cours de leur réalisation, soit pour apprécier à posteriori l'impact d'une intervention terminée. Elle constitue un outil d'aide à la décision sur les choix à opérer.

Les effets des activités agricoles sur les écosystèmes peuvent s'analyser à différents niveaux d'organisation spatiale (de la parcelle, à l'exploitation agricole, aux bassins versants du plus élémentaire jusqu'à la région hydrographique) en mobilisant plusieurs types de méthodes et d'outils (Figure 1-20). Zahm (2011) présente un panorama des outils classiques d'évaluation environnementale en agriculture (Annexe 8). Les diagnostics agro-environnementaux réalisés ont pour but de comprendre et mesurer les effets des transferts de contaminants d'origine agricole aux différents niveaux d'organisation (ADEME, 1997 ; Cemagref, 2000). Les outils et méthodes principalement utilisés sont de façon classique : les indicateurs agro-environnementaux et les modèles agro-hydrologiques (ou biophysiques) ; plus récemment, les modèles spatiaux et les méthodes d'analyse multicritère pour l'aide à la décision.

La Figure 1-20 illustre les données utilisables, les méthodes utilisées et la nature des résultats de l'évaluation des effets de l'agriculture sur les hydrosystèmes, à différents niveaux d'organisation spatiale.

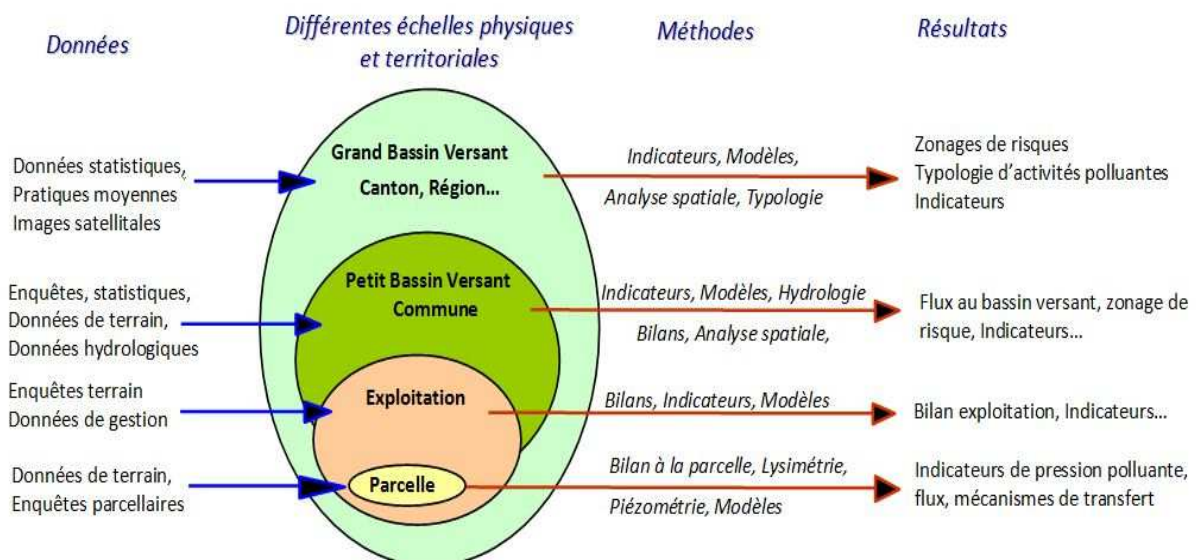


Figure 1-20. Évaluation environnementale : niveaux d'organisation spatiale, données, méthodes, résultats (modifié d'après Vernier, 1999)

### 1.7.1 Les indicateurs agro-environnementaux (IAE)

De nombreux travaux ont été conduits sur la production et l'analyse d'indicateurs agro-environnementaux au cours de la dernière décennie (OCDE, 1999, 2001 ; Maurizi et Verrel, 2002 ; CORPEN, 2003a, 2006 ; Zahm, 2003 ; Schröder et al., 2004 ; Devillers et al., 2005 ; Bockstaller et al., 2008 ; Alkan Olsson et al., 2009 ; Makowski et al., 2009). Une comparaison de différentes définitions nous conduit à formuler la suivante : *les IAE sont des valeurs calculées, mesurables, comparables entre elles, facilement compréhensibles, représentatives des impacts favorables ou défavorables de l'agriculture sur l'environnement.* Ils contribuent à la prise de décision dans le choix des mesures par les gestionnaires publics (Maurizi et Verrel, 2002). Assez souvent, ils sont organisés selon le modèle Pression-Etat-Réponse (PER) préconisé à l'origine par l'OCDE (Laria, 1998 ; OCDE, 1999), illustré par la Figure 1-21 Ce modèle PER comprend trois types d'indicateurs :

- les indicateurs de pression qui mettent en évidence les pressions des pratiques agricoles sur les écosystèmes : itinéraires techniques et systèmes de production qui se traduisent en termes d'émission de polluants. Ainsi, les fertilisations d'origine minérale ou organique et les traitements phytosanitaires induisent une pression sur le bassin versant appréciée par des indicateurs spécifiques grâce à l'usage des SIG (Payraudeau, 1998 ; Gascuel-Odoux et Arousseau, 1999 ; Falconer, 2002).

- les indicateurs d'état qui offrent une description de la situation environnementale : les changements ou évolutions dans l'état physique ou biologique du milieu (la qualité de l'eau pour notre approche) qui soit mesurable et contrôlable, et plus précisément l'évolution des caractéristiques du milieu récepteur en relation avec les transferts de substances et les délais de réponse du milieu (CGDD, 2009).

- les indicateurs de réponse qui permettent d'évaluer les efforts consentis pour résoudre un problème environnemental, et décrivent les moyens de lutte (humains, matériels, financiers), leur degré de mise en œuvre (état d'avancement) ainsi que leur efficacité en fonction de l'objectif recherché et du calendrier d'application (Gassiat et Zahm, 2010).

La Figure 1-21 illustre le modèle PER de l'OCDE

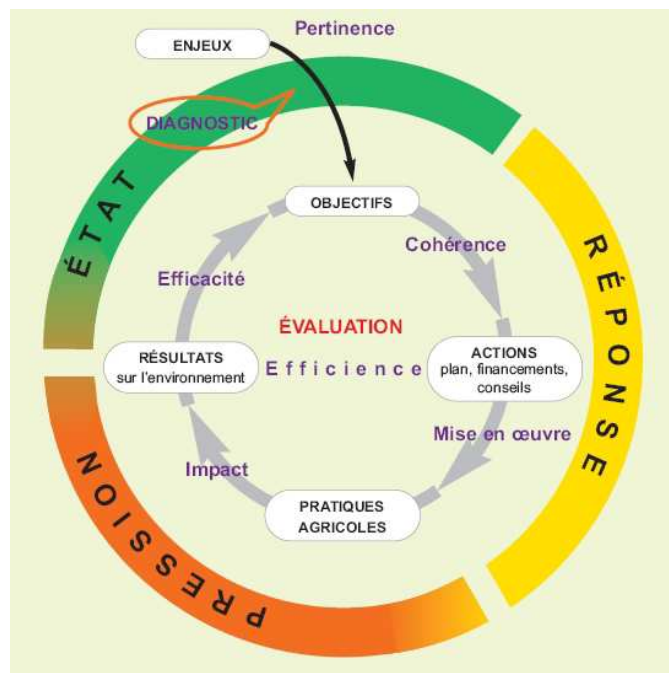


Figure 1-21. Modèle PER de l'OCDE  
(d'après CORPEN, 2006)

Mais cette approche par IAE n'intègre pas vraiment des facteurs du milieu naturel à l'échelle d'un bassin versant traduisant par exemple la vulnérabilité des eaux de surface et de ce fait de la notion de risque. Or, l'appréciation d'une pression agricole sur le milieu n'a de sens que si on la combine avec des facteurs de vulnérabilité de celui-ci. Une pression d'intensité moyenne sur un milieu très vulnérable aura plus d'impact qu'une pression forte sur un milieu peu vulnérable.

L'évaluation des politiques publiques conduit également à la mise en œuvre d'une grande série d'indicateurs spécifiques (*Commission européenne, 2006*). Ainsi l'Union Européenne a construit son propre cadre conceptuel d'évaluation des politiques AE en adoptant le modèle DPSIR (Driving forces, Pressure, State, Impact, Response ; ou Forces motrices, Pression, Etat, Impact, Réponse). Ce modèle a été développé par l'Agence Européenne pour l'Environnement (AEE) pour évaluer et gérer les problèmes environnementaux et est utilisé par de nombreuses institutions nationales et européennes. Ce cadre conceptuel identifie les différentes chaînes causales de liens entre les activités humaines et la dégradation de l'environnement. Le modèle distingue plusieurs catégories d'indicateurs afin d'expliquer comment l'état de l'environnement est modifié à cause des activités humaines. Les activités humaines augmentent ou atténuent les pressions sur l'environnement. Les forces motrices qui initient les activités humaines sont principalement les forces socio-économiques et socio-culturelles. La Figure 1-22 illustre la méthode générale DPSIR.

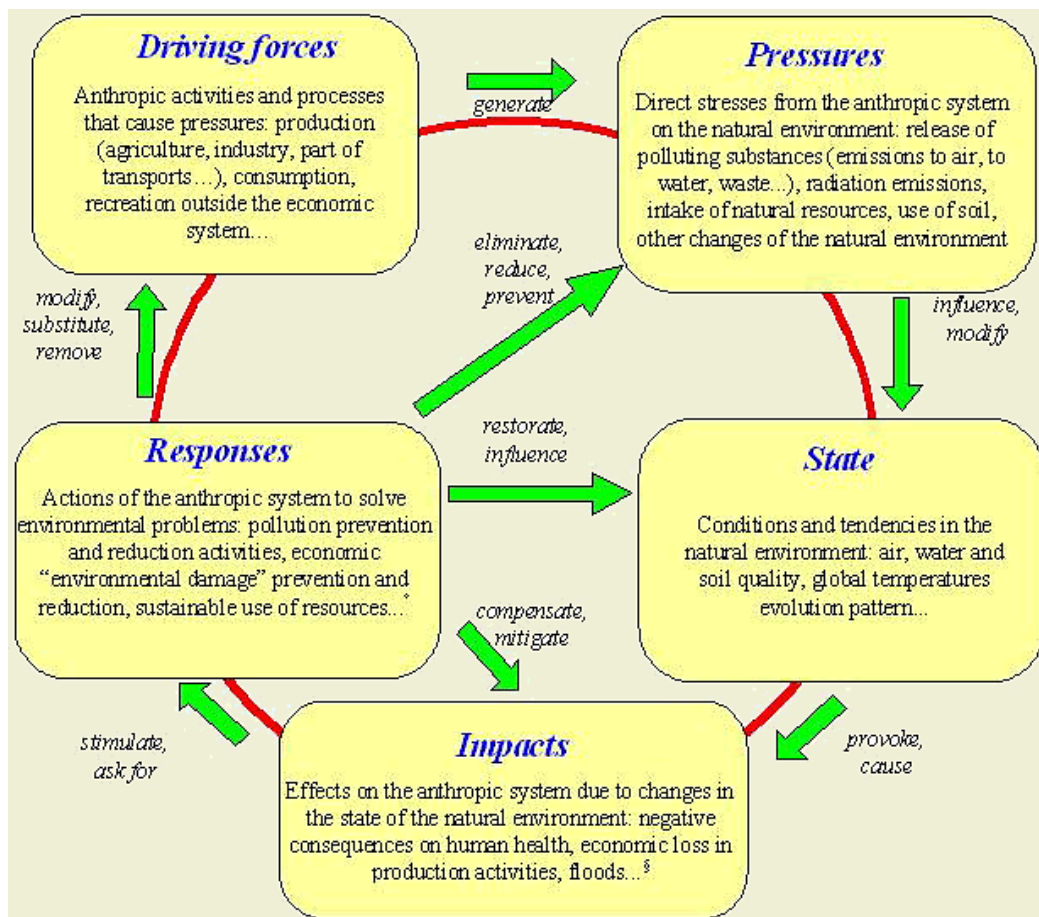


Figure 1-22. Schéma général du modèle DPSIR

(ISTAT, Costantino, Falcitelli, Femia, Tuolini, OECD-Workshop, Paris, May 14–16, 2003)

Ces indicateurs sont avant tout bâtis pour analyser la pertinence et les effets des politiques publiques. L'approche des risques AE représente une situation physique complexe qui nécessite la combinaison de facteurs spatialisés traduisant la vulnérabilité de l'écosystème étudié avec ceux de la pression agricole. Cependant, il existe des méthodes plus intégratives de ces différents facteurs du risque que nous allons décrire en suivant.



## 1.7.2 Les modèles

### 1.7.2.1 Une typologie des modèles

La modélisation correspond à la conception et à l'usage de *modèles* qui représentent au sens générique une simplification d'un processus réel. Paegelow (2004) définit un modèle comme "une représentation fonctionnelle d'un phénomène réel permettant de simuler son comportement". Sauvart (2003) propose de distinguer les différents modèles selon une typologie basée sur trois critères :

- Les modèles empiriques versus mécanistes : un modèle empirique décrit le système de l'objet de recherche comme une boîte noire et ne considère que les relations globales entre les flux d'entrée et de sortie. Il s'appuie sur l'expérience et les observations de terrain sans fondement théorique. Un modèle mécaniste s'appuie sur les divers éléments et les relations au sein d'un système pour chercher à expliquer son comportement futur. L'usage des modèles mécanistes s'est fortement développé depuis une vingtaine d'années. Ils s'appuient sur des équations différentielles dynamiques déterministes appliquées à chaque sous-ensemble d'un système. Ainsi, la variation du contenu d'un compartiment tient compte de la différence entre les flux d'entrée et de sortie. Ils intègrent donc des données expérimentales et présentent un caractère explicatif par construction. En revanche, ils peuvent poser des problèmes lorsque les lois sous-jacentes ne sont pas linéaires et également en l'insuffisance des données de base, ce qui est souvent le cas dans les approches environnementales.

- Les modèles déterministes versus aléatoires : un modèle déterministe prend en compte des paramètres à valeurs fixes. Les relations entre variables sont strictement fonctionnelles. La variabilité n'est pas modélisée par simulation, alors qu'un modèle aléatoire ou stochastique intègre des valeurs moyennes, mais également des variations des paramètres ; de plus, la sortie n'est pas une valeur, mais une distribution de valeurs.

- Les modèles statiques versus dynamiques : un modèle dynamique tient compte du facteur temps, contrairement au modèle statique.

Le modèle idéal en évaluation environnementale serait du type *mécaniste, aléatoire et dynamique*. Mais la complexité de ce type de modèle, liée à leur conception, à l'insuffisance des données d'implémentation et de validation, conduit les chercheurs et praticiens de l'évaluation environnementale à utiliser des modèles classiques : soit des modèles mécanistes, déterministes, dynamiques tels les modèles agro-hydrologiques (encore dénommés biophysiques), soit des modèles empiriques, déterministes, statiques tels les modèles spatiaux.

### 1.7.2.2 Les modèles agro-hydrologiques

La modélisation hydrologique vise à reproduire le comportement hydrologique, d'un bassin versant par exemple qui est le niveau d'observation des processus de transfert. La prédiction des événements de crue était l'un des objectifs initiaux. Le principal souci était alors de déterminer le débit du cours d'eau à l'exutoire (Beckers et Degré, 2011). Actuellement, les modèles hydrologiques tentent de reproduire au mieux la réalité des écoulements par leur fonction d'analyse spatialisée (ou distribuée) du comportement de l'eau au sein du bassin versant. Ils peuvent alors constituer des outils de gestion de la ressource en eau tant pour les aspects quantitatifs que qualitatifs, et d'aménagement du territoire.

La nécessité de la prise en compte des activités anthropiques, notamment sur les bassins versants agricoles, afin d'évaluer des flux de contaminants provenant de l'occupation du sol et des pratiques culturales (travail du sol, fertilisations, traitements phytosanitaires) a conduit au couplage de modèles agronomiques (croissance des plantes) et hydrologiques (transfert de l'eau dans les BV). Ces modèles sont adaptés à la prise en compte des pratiques agricoles en interaction avec le milieu physique et le climat aux échelles spatio-temporelles adaptées. Ils ont été initiés à partir des années 1980 notamment aux USA. De multiples modèles ont été progressivement développés ensuite dans

la décennie 1990, également en Europe, afin de contribuer à l'analyse et à la compréhension de la pollution diffuse au niveau des bassins versants, telle que mesurée dans les rivières, aquifères et des réservoirs (Arnold, 1998; Brisson et al., 1998 ; Carluer, 1998 ; Bioteau et al., 2000 ; Gomez et al., 2003). Ces modèles bio-physiques évaluent l'influence des facteurs de contrôle sur le flux de polluants à l'exutoire d'un bassin (Beaujouan et al., 2002; Gascuel-Oudoux et al., 2004 ; Durand, 2004 ; Oehler et al., 2009).

Il existe désormais de nombreux modèles hydrologiques. Beckers et Degré (2011) en présentent une revue bibliographique et une classification qui est spécifique à l'hydrologie (Annexe 26). On peut la synthétiser de la façon suivante :

- Modèles empiriques ou "boîtes noires",
- Modèles conceptuels empiriques ou "boîtes grises",
- Modèles conceptuels à base physique ou capacitifs,
- Modèles physiques.

Cette typologie peut-être combinée avec celle de Sauvans (2003) qui se veut générique pour tout type de modèle. Les différences dans les modèles hydrologiques portent notamment sur les options de simulation en termes de :

- discrétisation spatiale : les *modèles* peuvent être *globaux*, c'est-à-dire considèrent le BV comme une seule entité homogène, ou *distribués* (c'est-à-dire *spatialisés* : le BV est découpé en mailles régulières). Certains modèles sont *semi-distribués* car le BV est divisé en unités basées sur une certaine homogénéité en terme de nature de sol et du sous-sol, de pente, d'occupation du sol, etc. : les HRU (*Hydrologic Response Unit* ou unité de réponse hydrologique).
- représentation temporelle : *modèles continus ou évènementiels* (par exemple simulation de crues) ;
- phénomènes hydrologiques : liés soit à des *équations empiriques*, soit à des *équations physiques*, soit à une simplification plus ou moins importante de ces équations (*approche conceptuelle*, laquelle fait référence à une représentation schématique du BV en réservoirs).

Les premiers modèles empiriques apparus étaient basés sur une relation basique  $Q = f(P)$  où  $Q$  est le débit à l'exutoire, fonction de  $P$  la pluie tombée sur le BV. Seules l'entrée et la sortie sont connues, le modèle ne tient pas compte du cheminement de l'eau et aucun paramètre physique du BV n'est intégré.

Dans les *modèles conceptuels empiriques "boîtes grises"*, les paramètres de vidange ne correspondent pas à une réalité physique mais sont simplement utilisés pour la calibration sur la base de débits mesurés à l'exutoire du BV. Dans les *modèles conceptuels à base physique*, les variables sont mesurables sur le terrain. Le BV est alors considéré comme un système de réservoirs connectés, dont les paramètres de vidange sont fonction des types de sols et des couches géologiques. Ils intègrent sous forme simplifiée les paramètres du cycle de l'eau. Les premiers modèles étaient globaux (Payraudeau, 2002). Les modèles plus récents sont de *type distribué*, type TNT2 (*Transferts de Nitrates et Topographie*) développé à l'INRA-Rennes (Beaujouan et al., 2002) qui résulte du couplage entre le modèle hydrologique anglais TOPMODEL (Beven et Kirkby, 1979) avec le modèle agronomique STICS (*Simulateur mulTIdisciplinaire pour les Cultures Standard*) développé par Brisson et al., (1998). Certains sont qualifiés de *semi-distribués*, type SWAT (*Soil and Water Assessment Tool*) développé à l'Université du Texas (Arnold et al., 1998). Ces modèles distribués ou semi-distribués permettent de mieux comprendre les écoulements au sein d'un BV et la variabilité du système tout en présentant une simplification de l'expression des processus en jeu par rapport aux modèles physiques (Gnouma, 2006 ; Beckers et Degré, 2011), d'où l'expression de *modèles conceptuels*. Des travaux récents d'évaluation des flux de nitrates et de produits phytosanitaires ont été conduits par modélisation agro-hydrologique dans le *Sud-ouest de la France* en utilisant le

modèles SWAT (sur le grand *BV de la Save*) et le modèle TNT2 sur le BV expérimental *d'Auradé*, inclus celui de la *Save* (Ferrant et al., 2011; Oeurng et al., 2011; Boithias et al., 2012).

Les *modèles physiques* reposent sur des lois physiques relatives aux processus hydrologiques, telles que l'équation de Darcy (1856) pour le domaine saturé et l'équation de Richards (1931) pour le domaine insaturé (Ambroise, 1998 ; Beckers et Degré, 2011). Ces modèles reposent sur une résolution numérique des équations et nécessitent alors une puissance de calcul importante, ainsi qu'un grand nombre de paramètres descriptifs du sol, ce qui limite leur application à des espaces restreints (Ambroise, 1998 ; Payraudeau, 2002). Ils présentent un intérêt lorsqu'on s'intéresse aux phénomènes simulés et donc aux paramètres mis en jeu. C'est par exemple le cas de l'évaluation de la largeur d'une bande enherbée sur la rétention de produits phytosanitaires qu'ont effectuée Carluer et al. (1998) en utilisant le modèle physique HYDRUS. (Simunek et al., 1999, 2008).

La modélisation agro-hydrologique s'appuie de plus en plus sur l'élaboration de scénarios pour apporter des réponses aux phénomènes complexes. Ils permettent alors de mieux appréhender les processus relationnels entre les pressions (domaine en général plutôt traité par le calcul d'indicateurs) et l'état du milieu, car ils permettent de simuler les changements de la quantité et de la qualité des eaux de surface et des eaux souterraines en fonction de la pression humaine et des processus de transferts. Il devient ainsi possible de faire un lien entre les mesures de l'état de l'eau qui sont souvent localisées dans l'espace et dans le temps pour des raisons principalement de coût, avec la pression et les facteurs de vulnérabilité en utilisant des relations mathématiques formalisées. Cela peut permettre par ailleurs d'améliorer la construction des indicateurs en fournissant des éléments d'appréciation sur le poids à attribuer aux différents composants de l'indicateur.

Le choix du modèle influence la description des processus hydrologiques sur un bassin versant. Le choix du modèle dépend de l'échelle spatiale et temporelle de la modélisation. La description des processus hydrologiques est d'autant plus simple que le pas de temps de la modélisation est long. Dans le cas contraire, la modélisation des processus à un pas de temps court nécessite une description plus complexe de ces processus. La relation entre l'échelle spatiale et le processus hydrologique n'est pas clairement établie et elle fait encore débat au sein des hydrologues. En effet, les hypothèses de spatialisation du modèle supposent une homogénéité de processus et le comportement hydrologique du BV. (Payraudeau, 2002).

Mais l'appréciation des risques agroenvironnementaux pour les hydrosystèmes implique la prise en compte de multiples facteurs explicatifs dont l'interaction est complexe et varie suivant le niveau d'organisation considéré. Les modèles hydrologiques physiques et conceptuels à base physique nécessitent alors un grand nombre de paramètres que les gestionnaires de l'environnement sont souvent dans l'incapacité de fournir pour obtenir des résultats pertinents. De ce fait, ils utilisent rarement ces modèles qu'ils considèrent trop complexes. De plus, les modèles hydrologiques ne peuvent pas intégrer certains facteurs de nature qualitative concernant les BPEs (exemple de l'état des berges d'un cours d'eau, l'importance des talus et des haies dans le paysage, la nature d'une ripisylve ou des bandes enherbées le long des cours d'eau) qui ont un rôle fondamental dans les transferts hydrologique et de contaminants vers les masses d'eau. Ces modèles sont plutôt réservés à l'usage de travaux de recherche pour la compréhension des processus physico-chimiques dans l'évaluation environnementale.

### 1.7.2.3 Les modèles spatiaux

Brunet (1980) définit un *modèle spatial* comme "*une représentation directe de l'espace lui-même ou plus exactement des arrangements spatiaux : formes, organisations, ou structures*". Ainsi, toute carte topographique ou thématique est déjà un modèle de cette sorte : "*elle n'a retenu que certains éléments du réel, et les a plus ou moins grossis ; mais elle montre fondamentalement les éléments et non leur arrangement : celui-ci n'apparaît - au mieux - qu'au prix d'une construction intellectuelle, d'un travail à partir de la carte - et en général, de bien d'autres données*". Le modèle spécifique concerne une structure particulière et unique : l'espace de telle ville, de telle région, voire dans le cas

de notre approche, de tel bassin versant. Le modèle spécifique n'a pas pour but de comparer un objet à un modèle de référence, contrairement à des modèles généraux, mais de comprendre la structure de l'objet étudié. Brunet définit alors *le modèle spatial élémentaire*, comme " la représentation d'une des structures de base de l'organisation spatiale des sociétés, dont la combinaison ou, mieux la composition, qui n'est pas aléatoire, exprime l'infinie diversité des situations réelles".

Dans la plupart des cas, dont le nôtre, ces modèles sont du type *empirique, déterministe et statique*. L'approche par des méthodes spatialisées couplant SIG et télédétection vise à déterminer les zones les plus susceptibles de générer une contamination des eaux de surface (Puech & al, 2003). Les échelles spatiales d'étude sont très différentes et nécessitent l'élaboration d'une méthode de transfert d'échelle (Blöschl, & Sivapalan, 1995) dès lors que l'on souhaite couvrir des zones importantes sur un espace parfois de plusieurs milliers de km<sup>2</sup>. Différents travaux ont été conduits en modélisation spatiale des effets des activités agricoles sur les écosystèmes. Ainsi par exemple sur des zones sensibles aux transferts d'azote (Paegelow, 1991), de phosphore (Bouchardy, 1992), de produits phytosanitaires (Dubois de la Sablonnière et al., 1999). Nous avons précédemment testé ce type de démarche en première approche, dans la détermination des risques agro-environnementaux de contamination des eaux de surface par les transferts des matières azotées, des PPh, des MES à l'échelle de bassins versants emboîtés de taille variable (Macary et al., 2006 ; 2007a ; 2007b ; 2008). L'avantage majeur est une bonne adaptation à la prise en compte des principaux facteurs déterminants dans les processus des risques considérés, compte tenu des données nécessaires qu'il nous est possible d'obtenir. Cette démarche spatialisée en couplant SIG et télédétection se fonde sur une méthode combinant différents facteurs de pression anthropique et de vulnérabilité du milieu, permettant d'offrir une pertinence aux différentes échelles spatiales observées. Elle s'appuie essentiellement sur la prise en compte des systèmes de production agricole, des pratiques, des successions culturales en vue d'une qualification du risque vis à vis des milieux aquatiques, après couplage avec les caractéristiques intrinsèques du milieu : topographie, géologie, pédologie, hydrologie.

Certains auteurs tels que *Le Bissonnais et al. (1998)* assimilent l'approche *empirique* à une approche *cognitive* dès lors qu'elle est basée sur la connaissance d'experts. Ainsi, *Le Bissonnais et al.* ont développé un modèle spatial pour cartographier les aléas de l'érosion des sols en France en utilisant des règles qualitatives, telles que les règles de pédo-transfert et des évaluations et hiérarchisations de paramètres. Le modèle combine des données relatives à l'occupation du sol, aux types de sol, aux pentes des terrains, aux matériaux parentaux et la pluviométrie qui traduisent l'érodibilité des sols, à différentes résolutions spatiales, administratives ou géomorphologique et climatique. L'objectif étant de répondre à un besoin d'aide à la décision des gestionnaires. Ce modèle utilise une méthode de croisement de paramètres sous forme de combinaisons logiques qui reçoivent un indice de sensibilité à l'érosion des sols. Les différents paramètres sont hiérarchisés et pondérés suivant l'état des connaissances sur les différents types de fonctionnement érosifs. Le modèle est alors *qualitatif*, basé sur des connaissances d'experts (*cognitif*).

### 1.7.3 Les méthodes d'analyse multicritère pour l'aide la décision

Les méthodes *d'analyse de type multicritère pour l'aide à la décision* (AMCD) également appelées *méthodes d'aide multicritère à la décision* ont été conçues initialement à la fin des années 1960 où des chercheurs ont reconnu la nécessité d'étendre les méthodes de programmation linéaire et des analyses coûts-bénéfices à la prise en compte de multiples facteurs conflictuels. Les modèles de type normatif, souvent développés en économie, décrivent ce que les gens devraient faire quand ils prennent une décision. Ils proposent une norme, un processus à suivre pour arriver à une décision optimale et idéale. Ces modèles ont ainsi évolué vers un modèle normatif / prescriptif (Roy, 1968 ; Keeney et Raiffa, 1976), qui permet par exemple de probabiliser l'action future d'un client à partir de

l'analyse d'un historique de données de ce client. Ces méthodes ont été ensuite développées dans le monde industriel pour pallier les limites des analyses réduisant la décision à la prise en compte d'un critère unique, très souvent financier (Froger, 2005). Depuis le début des années 1980, leur usage a été progressivement étendu aux problématiques d'aménagement territorial notamment la planification urbaine et régionale, les transports, et de gestion de l'environnement (Simos, 1990 ; Maystre et al., 1994 ; Joerin, 1995, 1997, 2000 ; Damart et al., 2002). L'aide à la décision multicritère constitue une branche d'étude majeure de la recherche opérationnelle impliquant plusieurs écoles de pensée, principalement européenne avec les travaux initiés par Roy (1968) au LAMSADE<sup>39</sup> et américaine avec notamment ceux de Saaty (1990).

Roy (1985) définit un *modèle* dans le cadre d'une aide à la décision, comme étant "un schéma qui, pour un champ de questions, est pris comme une représentation d'une classe de phénomènes, plus ou moins habilement dégagés de leur contexte par un observateur pour servir de support à l'investigation et/ou à la communication". Il donne alors les définitions suivantes:

- o *Une action* ou *alternative*, est "une représentation de l'élément de solution qui contribue à la décision", par exemple une région, un site, une parcelle agricole...
- o Les éléments qui contribuent à juger une action dans le domaine considéré sont des *facteurs*. Ils peuvent être de deux types : des *critères* ou des *contraintes* :
- o *Un critère* est un *facteur de jugement* sur la base duquel on mesure et on évalue une action ; il est relié aux préférences du décideur, contrairement à *une variable* qui ne l'est pas forcément.
- o *La contrainte* ou "critère d'admissibilité" est un facteur qui "*permet de circonscrire et de limiter les actions prises en considération*"(par exemple une taille de parcelle inférieure à un hectare).
- o *L'attribut* caractérise *l'action* (par exemple : le prix, la qualité,...). Ils deviennent des *critères*, si on leur ajoute de l'information concernant les préférences du décideur.

Un problème de décision multicritère, défini par un ensemble d'actions et un ensemble de critères peut être intégré à l'une des quatre problématiques de référence suivantes :

- *la problématique du choix* : elle consiste à déterminer un sous ensemble aussi restreint que possible d'actions, parmi lesquelles figure la meilleure. La procédure d'investigation est une *procédure de sélection*.
- *la problématique du tri* : elle consiste à affecter chaque action à une seule des catégories définies suivant des normes préétablies. La procédure d'investigation est *une procédure de segmentation*.
- *la problématique du rangement* : elle consiste à discriminer les actions en vue de les ordonner de la meilleure à la moins bonne, ou inversement avec éventuellement des ex æquo. La procédure d'investigation est *une procédure de classement*.
- *la problématique de description* se limite à décrire les actions et leurs conséquences et non à les comparer comme c'est le cas dans les trois problématiques précédentes. La procédure d'investigation est *une procédure cognitive*.

Toute méthode d'analyse multicritère a comme principale caractéristique de formaliser ou modéliser la préparation de la décision. Elle présente deux avantages majeurs :

- elle améliore la transparence du processus de décision ;

---

<sup>39</sup> **LAMSADE** : Laboratoire d'Analyse et de Modélisation de Systèmes pour l'Aide à la DEcision) de l'Université Paris-Dauphine-CNRS, créé par B. Roy.

- elle définit, précise et met en évidence la responsabilité du décideur. La comparaison d'un ensemble d'actions implique tout d'abord de mesurer leurs *performances* par rapport aux critères considérés : il s'agit de l'étape d'évaluation.

*L'analyse multicritère* en vue de la prise de décision permet d'apporter un éclairage et des explications à une catégorie de problèmes où, selon *Martel (1989)* :

- plusieurs critères quantitatifs et qualitatifs sont pris en considération ;
- ces critères sont souvent hétérogènes ;
- ces critères sont généralement conflictuels ;
- ces critères sont généralement considérés d'inégale importance.

*Vincke (1989)* indique que "*l'aide multicritère à la décision vise à fournir à un décideur des outils lui permettant de progresser dans la résolution d'un problème de décision où plusieurs points de vue, souvent contradictoires, doivent être pris en compte.*" Lorsqu'un problème est identifié, il convient de réfléchir à l'*objectif* à atteindre, c'est à dire suivant *Laaribi (2000)* "*à la direction traduisant une perspective de changement d'état pour obtenir le système souhaité par le décideur.*" On peut recenser un très grand nombre de méthodes multicritères, ce qui peut être vu comme une force ou une faiblesse (*Bouyssou et al. 1993*). La plupart de ces méthodes appartiennent à l'une ou l'autre des trois approches opérationnelles suivantes (*Roy, 1985*) :

- 1) l'approche du *critère unique de synthèse*, évacuant toute incomparabilité des actions (agrégation complète);
- 2) l'approche du *surclassement de synthèse*, acceptant l'incomparabilité (agrégation partielle);
- 3) l'approche du *jugement local interactif* avec itérations essai-erreur (agrégation locale et itérative).

Il y a une différence fondamentale entre les procédures d'agrégation que contiennent les méthodes multicritères appartenant aux approches américaine ou européenne. Toutefois, dans les méthodes appartenant à ces deux approches, les fonctions de préférence des actions sont introduites à priori.

Dans la première approche du *critère unique de synthèse*, d'inspiration américaine, les préférences locales (au niveau de chaque attribut) sont agrégées en une fonction unique (de valeur, d'utilité) qu'il s'agit ensuite d'optimiser. Cette approche évacue toute situation d'incomparabilité entre deux actions. La réponse donnée est alors synthétique, exhaustive et définitive au problème d'agrégation des performances (*Maystre et al., 1994*). Les travaux relatifs aux méthodes multicritères appartenant à cette approche étudient les conditions d'agrégation, les formes particulières de la fonction agrégeant et les méthodes de construction de ces fonctions (aussi bien au niveau local que global). Les principales méthodes appartenant à cette approche sont: *AHP\**, *GP\**, *MAUT\**, *SMART\**, *TOPSIS\**, *UTA\** (*Martel, 1999*).

La seconde approche du *surclassement* permet d'accepter des situations d'incomparabilité. Elle consiste à adopter un système référentiel de préférences fondé sur la notion de *surclassement*, puis d'explicitier une règle (test de surclassement) pour apporter une réponse au problème d'agrégation des performances. Elle est d'inspiration francophone, initialement mise en œuvre par *Roy (1968)* au LAMSADE. Elle vise dans un premier temps à construire des relations binaires, appelées *relations de surclassement*, pour représenter les préférences des décideurs, compte tenu de l'information disponible. Dans certaines méthodes multicritères s'inscrivant dans cette voie, avant de construire ces relations de surclassement, des seuils de discrimination (indifférence, préférence) et même de veto, sont introduits au niveau de chacun des critères, afin de modéliser localement les préférences du décideur. Ces relations ne sont en général, ni transitives, ni complètes. Dans un deuxième temps, ces relations sont exploitées en vue d'aider à formuler une recommandation qui puisse apporter une réponse au problème de décision. La formulation est faite en tenant compte de la problématique décisionnelle retenue. En effet, aider à décider n'est pas nécessairement ou uniquement résoudre le

problème du choix de la meilleure solution. Cette approche renferme des méthodes qui sont empreintes d'un bon réalisme pragmatique compte tenu des contextes décisionnels fréquemment rencontrés. Cette approche est riche en concepts, tels ceux des problématiques décisionnelles, du pouvoir discriminant d'un critère... Les principales méthodes ou familles de méthodes appartenant à cette approche sont : *ELECTRE\**, *QUALIFLEX\**, *MACBETH\**, *ORESTE\**, *PROMETHEE\** (certaines de ces méthodes sont purement ordinales).

La troisième approche du *jugement local interactif* accorde la primauté à des jugements locaux. Elle met en jeu un petit nombre d'actions en dehors de toute règle explicite permettant d'apporter une réponse synthétique au problème d'agrégation des performances. Elle consiste à expliciter un protocole qui organise l'interaction entre le décideur et l'analyste en vue de faire émerger une solution à un problème donné : elle est basée sur une démarche cognitive.

L'*annexe 13* présente une Typologie des approches opérationnelles et des méthodes d'analyse multicritère. Les méthodes *ELECTRE* ont été développées par Roy et ses collaborateurs (Roy, 1968, 1985). Elles entrent dans la catégorie des méthodes discrètes et de surclassement. Les méthodes discrètes concernent les problèmes décisionnels représentés par un nombre fini d'actions potentielles (objet d'étude telle une parcelle agricole comme dans le cas de nos travaux,...). Leur but principal consiste à fournir une base pour la comparaison de ces actions potentielles suivant plusieurs critères.

Les *méthodes de surclassement* (Roy, 1991) ont été conçues afin de progresser dans la résolution d'un problème de décision, en substitution aux relations de dominance que peu d'actions vérifient dans un problème multicritère, c'est à dire des performances d'une action *a* par rapport à celles d'une action *b* pour l'ensemble des critères. Dans une relation de surclassement, les procédures d'agrégation consistent à agréger les critères dans une relation binaire partielle. Roy (1985) définit ce type de relation de la façon suivante : "*une action en surclasse une autre si elle est au moins aussi bonne que l'autre relativement à une majorité de critères, sans être trop nettement plus mauvaise que cette autre relativement aux autres critères*". Les modèles de surclassement ne s'appuient pas sur une axiomatique mathématique solide, mais ils exploitent plutôt l'information disponible, et font appel à la *logique floue*<sup>40</sup> (Roy, 1978) avec ses imprécisions et son insuffisance, ce qui leur permet une meilleure adaptation, particulièrement dans les approches agro-environnementales, dont les données ne sont que rarement très précises. Les versions d'*ELECTRE III* (surclassement avec pondération des critères) et *ELECTRE IV* (sans pondération) (Roy, 1978 ; Valet, 1994) semblent les mieux adaptées à la discrimination la plus fine des actions, dès lors que l'analyste souhaite obtenir leur classement. Les méthodes *ELECTRE TRI* (méthode de rangement) sont particulièrement bien appropriées aux problématiques agro-environnementales qui impliquent une procédure de tri des actions dans des catégories. Par exemple, Arondel et Girardin (2000) ont mis en œuvre une AMCD en utilisant le modèle *ELECTRE TRI* pour trier des systèmes de culture en fonction de leur impact sur la qualité des eaux souterraines.

Dans la procédure de l'évaluation environnementale d'une activité de production, les interactions entre les facteurs explicatifs des impacts d'une action sur l'environnement sont complexes. *Dès lors que des facteurs de type qualitatif méritent d'être pris en compte, le développement d'une approche AMCD semble approprié.* Elle permet en effet d'apprécier le risque environnemental sur un territoire et apporter des réponses aux questions d'aménagement de ce

---

<sup>40</sup> **Logique floue** : La logique floue (fuzzy logic, en anglais) est une technique utilisée en intelligence artificielle.

Elle a été formalisée par Lotfi Zadeh en 1965. Elle s'appuie sur la théorie mathématique des ensembles flous. Cette théorie est une extension de la théorie des ensembles classiques pour la prise en compte d'ensembles définis de façon imprécise. Elle permet alors la modélisation des imperfections des données et se rapproche dans une certaine mesure de la flexibilité du raisonnement humain.

territoire et de gestion des ressources (Schärli, 1985; Froger 2005). Plus particulièrement, l'évaluation des risques agro-environnementaux se traduit par l'établissement de zonages de contamination potentielle des objets spatiaux considérés, représentés alors par le niveau d'organisation spatial où se situe la prise de décision des pratiques agricoles (parcelle agricole, îlot parcellaire, exploitation agricole, sous bassin versant, zone administrative...) par rapport à des critères d'influence.<sup>2</sup>

Si les systèmes d'information géographique (SIG) apportent une aide à la gestion des données à référence spatiale pour différents opérateurs sur un territoire, ils ne permettent pas seuls, de fournir de manière synthétique tous les renseignements d'analyse pour l'aide à la décision. Or les problèmes environnementaux à référence spatiale sont considérés par plusieurs auteurs comme étant de nature multicritère (Laaribi, 2000). Aussi, à partir des années 1990, les méthodes AMCD ont été combinées avec des SIG ou plus récemment couplées, c'est-à-dire intégrées dans le logiciel SIG. Joérin (1995) a créé un modèle MEDUSAT provenant du couplage de méthodes ELECTRE avec un SIG pour analyser et apporter un aide à la décision à des problèmes de gestion des terres pour l'habitation en Suisse. Laaribi (2000) a utilisé une AMCD en Tunisie en combinant la méthode ELECTRE III avec un SIG (ArcInfo)<sup>\*</sup> pour discriminer les principales caractéristiques physiques de huit grands bassins versants dans un programme de conservation des sols. Karnatak et Saran (2007) ont utilisé une AMCD couplée avec un SIG pour l'analyse de la conservation de la diversité biologique en Inde. Chakhar et Mousseau (2008) ont développé un prototype créé avec ArcGIS<sup>\*</sup> et la méthode ELECTRE-TRI, pour identifier un couloir hypothétique rattachant deux différents districts dans la région d'Ile de France (Paris et ses banlieues), avec les données qui sont essentiellement de nature socio-économique.

Une génération récente de SIG couplant des modules d'évaluation multicritère permet d'intégrer le facteur temps dans la procédure d'évaluation. C'est notamment le cas du logiciel IDRISI développé à l'Université de Clark aux USA dans le laboratoire de géographie sous la direction de Eastman (1988, 2001). L'interface de l'aide à la décision dans le logiciel IDRISI fait appel à diverses fonctions (Paegelow, 2004) dont MCE : *évaluation multicritère* ; MOLA : *évaluation multi-objectifs* ; FUZZY : *fonctions d'appartenance à la logique floue* ; WEIGHT : *pondération des critères* ; RANK : *algorithme basique de tri par ordre ascendant ou descendant*. Dans cette évaluation multicritère, les critères sont partagés en deux catégories : *les contraintes et les facteurs*.

- *Les contraintes* représentent un critère binaire, c'est-à-dire toute décision booléenne du genre limite altitudinale, zonages PLU ou alors des situations telles que "forêt impossible sur bâti". Une contrainte a pour effet de masquer une portion de l'espace, laquelle est alors exclue du traitement ultérieur.

- *Les facteurs* indiquent un *degré d'aptitude pour l'objectif*, c'est-à-dire un degré de probabilité pour que l'état se réalise. Contrairement à la logique booléenne classique (vrai, faux) ces critères se matérialisent sous formes d'images où chaque pixel exprime son degré de probabilité ou de potentiel pour l'état considéré de la variable modélisée. Le nombre d'images de probabilité pour le facteur considéré correspond au nombre d'états finis et discrets de la variable. Les facteurs sont standardisés selon diverses techniques : recodage manuel se basant sur des tests statistiques ou encore selon des fonctions d'appartenance par logique floue.

- *Évaluation multicritère* : les facteurs ajustés sont ensuite pondérés selon leur degré d'influence sur l'objectif. Cette pondération peut se faire manuellement ou par comparaison de paires de facteurs, par la technique dite de Saaty (1977). La dernière étape est la combinaison des facteurs pondérés. Cette combinaison est guidée par le choix d'un niveau de prise de risque et d'un niveau de compensation entre facteurs. Le niveau de prise de risque est approché par un continuum de logique floue dont les extrémités sont les opérateurs booléens classiques ET (intersection = minimum de risque) et OU (union = maximum de risque). Dans le cas d'objectifs multiples, cette EMC est suivie d'une évaluation multi-objectif (EMO) à laquelle s'ajoute, pour l'implantation spatiale des probabilités de transition, une procédure de résolution entre objectifs concurrents (les états de la variable à simuler) basée sur les résultats de l'EMC. Intervenant à chaque itération de la simulation,



l'algorithme produit une série d'images (une pour chaque état) qui codent la probabilité de l'état considéré par rapport aux probabilités de tous les autres, en tenant compte du domaine de réalisation prédit de l'état. Ces images excluant tout chevauchement spatial, sont ensuite additionnées pour former une image de la prévision à l'instant de la simulation.

*Paegelow et al., (2004 ; 2005 ; 2008)* ont utilisé cet outil pour conduire des recherches en modélisation prospective spatialisée de l'occupation du sol à grande échelle, dans le domaine montagnard méditerranéen en *France* et dans la province de *Grenade en Espagne*. Les variables d'environnement utilisées sont l'altitude, la pente, l'exposition, l'accessibilité, la proximité au même état, la probabilité de leur transition, ou les mêmes modes de gestion de l'espace, etc. Elles sont exprimées dans des unités différentes (km, degrés, indices, ...).

---

## Conclusion du chapitre

La Directive Cadre sur l'Eau 2000/60 a fixé à chaque État membre des objectifs de résultats pour atteindre le bon état écologique et le bon état chimique des eaux de surface, ainsi qu'une ressource quantitative suffisante pour les eaux souterraines à l'échéance 2015. La mise en œuvre des politiques publiques dédiées au respect de ces objectifs (MAE, BCAE) conduit les gestionnaires environnementaux à cibler les zones d'intervention prioritaires, dont celles qui conduisent par exemple à l'alimentation des points de captage des eaux brutes de surface en vue de leur potabilité sur des bassins versants essentiellement agricoles. Ces zonages nécessaires impliquent un raisonnement en termes de risques agro-environnementaux qui peuvent être déterminés spatialement en combinant des facteurs de la vulnérabilité du milieu naturel avec ceux des pressions agricoles (aléa) pour les enjeux considérés de la ressource en eau, à l'échelle d'unités hydrologiques, tels les bassins versants.

Les contaminants d'origine agricole (fertilisants, produits phytosanitaires) peuvent migrer vers les cours d'eau de manière ponctuelle ou diffuse. Ces transferts se font soit directement par ruissellement direct vers le cours d'eau, soit indirectement par infiltration en sous-sol puis lixiviation dans la nappe et écoulement souterrain vers la rivière, suivant les conditions climatiques, le type de sol et le substrat géologique, la période et le mode d'épandage. Des matières en suspension provenant de phénomènes érosifs migrent également en surface ou en profondeur par lessivage, et peuvent entraîner des éléments insolubles dont les substances phytosanitaires hydrophobes.

Des pratiques agricoles respectueuses de l'environnement ainsi que des aménagements anthropiques ou des dispositifs environnementaux peuvent jouer le rôle de facteurs régulateurs pour les contaminations des eaux de surface par les pratiques agricoles. Cette régulation tient d'abord à une modification des pratiques agricoles et d'élevage : réduction des intrants (fertilisants, produits phytosanitaires), diversification des assolements en reconsidérant les propriétés agronomiques des sols, allongement des rotations) ; voire des modes de production (passage d'une agriculture intensive à une agriculture raisonnée, intégrée, biologique, afin de tendre vers une agriculture durable). Des aménagements anthropiques permettent de limiter les contaminations des eaux de surface : zones tampons enherbées et boisées ; talus, haies, fossés ; équipements d'abreuvement et clôtures pour les animaux le long des cours d'eau traversant les prairies.

L'une des difficultés majeures pour l'action agro-environnementale tient aux différences des échelles spatiales considérées. Nous raisonnons en termes de niveaux d'organisation spatiale qui correspondent aux niveaux d'observation des phénomènes, de leurs variables de contrôle et des processus qui interviennent entre les pratiques anthropiques et les espaces à enjeux que nous considérons. Ces niveaux d'organisation dans les approches agro-environnementales relèvent essentiellement d'espaces emboîtés ou en recouvrement (enchâssés). Les études agro-hydrologiques à l'échelle de bassins versants conduisent à définir des Objets Spatiaux de Référence (OSR) ou unité de discrimination des données à une échelle considérée, qu'il convient de déterminer pour nos problématiques.

Les méthodes de l'évaluation d'incidences sur l'environnement dans les bassins versants agricoles reposent sur des indicateurs AE, des modèles agro-hydrologiques, des modèles spatiaux, des méthodes d'analyse multicritère d'aide à la décision. Dans le cadre de cette thèse et des problématiques AE liées à la contamination des eaux de surface par les matières azotées, les produits phytosanitaires, les MES, le choix des méthodes retenues tient à la prise en compte de la problématique du changement de niveau d'organisation spatiale et de la capacité de ces méthodes à évaluer les bonnes pratiques environnementales mises en œuvre ou non par les agriculteurs.

## Chapitre 2

### Sites et choix des méthodes d'étude

*Ce chapitre est dédié à la présentation des sites d'étude retenus par rapport aux problématiques étudiées. Ensuite seront identifiés les critères de qualification des risques agro-environnementaux, compte tenu des principaux facteurs déterminants des processus physiques que nous avons décrits dans le Chapitre 1 relatif à l'état des connaissances et en fonction des contraintes liées aux sites d'études et aux hypothèses retenues.*

*Nous aborderons en fin de chapitre, les raisons de notre choix concernant les méthodes d'évaluation environnementale, aux différents niveaux d'organisation spatiales. Ces méthodes seront détaillées dans les Chapitres 3 et 4, dédiés à nos travaux présentés sous la forme de publications scientifiques.*



## 2.1 Introduction

L'organisation de cette thèse, en vue de répondre aux objectifs exprimés dans l'introduction générale s'articule autour des enjeux de préservation ou de reconquête de la qualité des eaux de surface (potabilisation et qualité biologique pour la ressource halieutique), par rapport aux concentrations en nitrates, produits phytosanitaires, matières particulaires, à différentes échelles spatiales, et suivant différents types dominants de production agricole. Les méthodes mises en œuvre pour répondre aux questionnements scientifiques sont l'analyse et la modélisation multicritère, ainsi que la modélisation spatiale.

Le niveau d'observation des processus physiques et des pratiques agricoles et environnementales sur le terrain, est celui de la parcelle sur laquelle sont appliquées les décisions des acteurs (agriculteurs et leurs conseillers), ainsi que le cas échéant, les mesures agro-environnementales proposées par les pouvoirs publics. En revanche, le niveau d'organisation des gestionnaires en matière de décision publique est celui des bassins versants, voire des entités administratives. La réponse à nos questions de recherche implique alors de comprendre les processus et les pratiques à un niveau élémentaire d'organisation, puis de choisir chaque objet spatial de référence, permettant d'observer au mieux les risques obtenus et d'adapter l'aide à la décision par rapport aux interlocuteurs ciblés.

La Figure 2-01 résume l'organisation générale de la thèse.

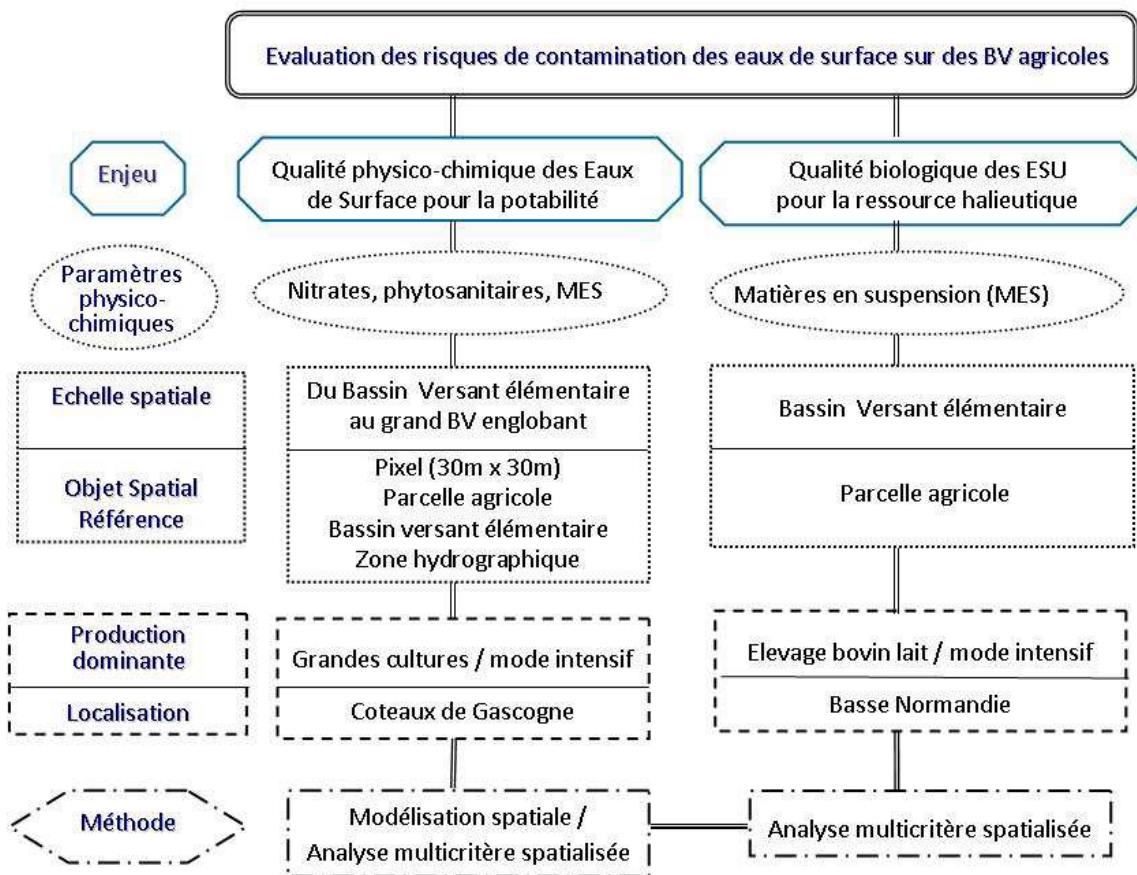


Figure 2-01. Schéma de l'organisation générale de la thèse

## 2.2 Les sites d'études

Le site normand comprend deux bassins versants élémentaires (BV des *Violettes*, 225 ha; BV du *Moulinet*, 450 ha) situés sur la commune-canton d'*Isigny le Buat* dans le sud du département de la Manche (§ 2.3.1), à 30 km du *Mont St Michel*. Sur les *Coteaux de Gascogne*, le site comprend différents bassins versants emboîtés depuis le BV expérimental d'*Auradé* (320 ha) jusqu'au territoire des rivières de *Gascogne* (§ 2.3.2).

### 2.2.1 Bassins versants en Normandie

La figure 2-02 illustre la localisation des deux bassins versants normands étudiés.

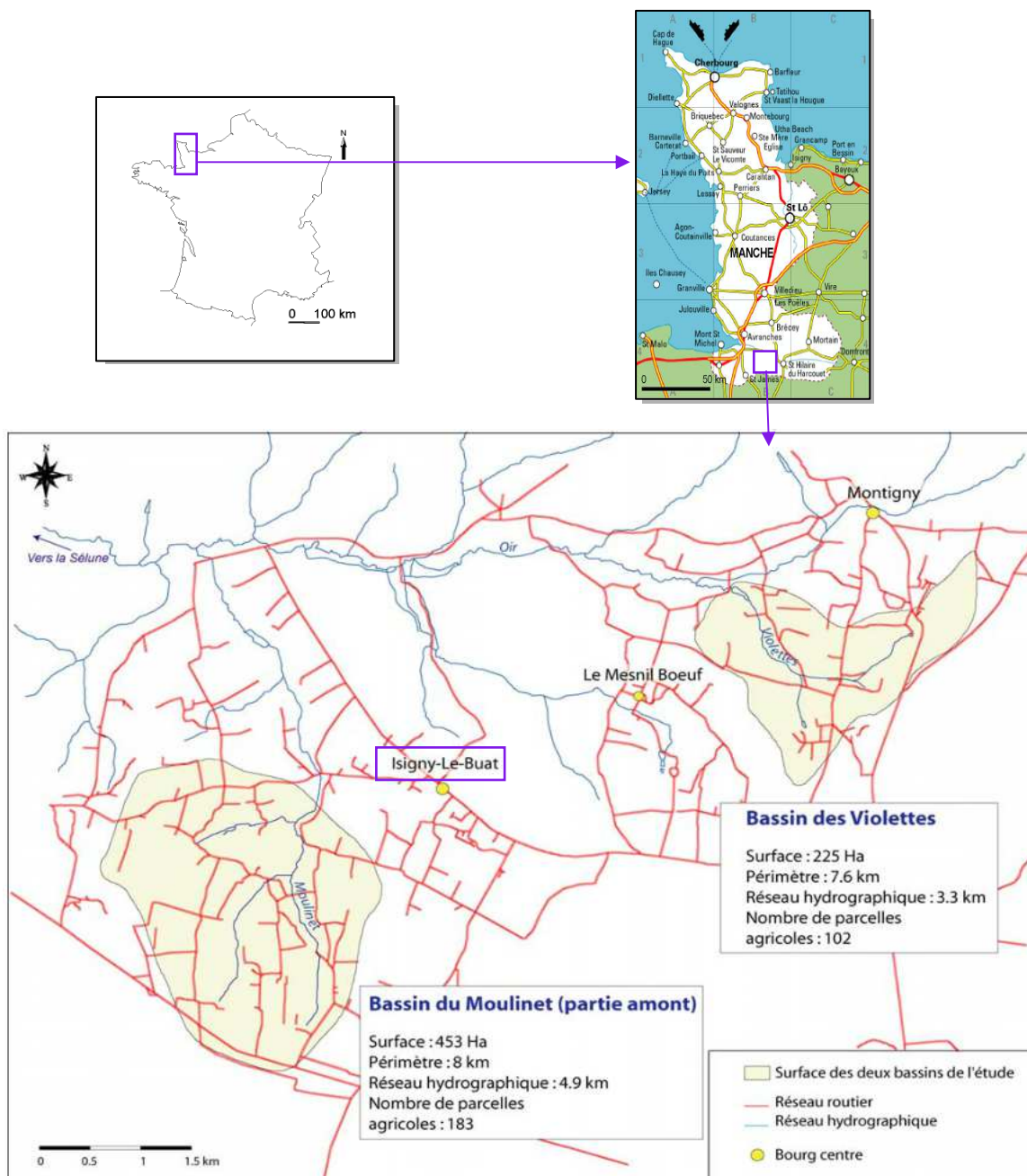


Figure 2-02. Localisation des BV des *Violettes* et du *Moulinet*, sur la commune-canton d'*Isigny le Buat*

Les deux ruisseaux drainant les deux bassins versants étudiés sont des affluents de l'*Oir*, lui-même affluent aval du fleuve côtier de la *Sélune*. Le ruisseau des *Violettes* (3,3 km de long pour une surface drainée de 225 ha et une pente moyenne de 2,6% en amont et 1,6% en aval), et le ruisseau du *Moulinet* (4,9 km pour une surface de 453 ha et une pente moyenne de 1,6%) sont tous deux localisés sur la commune-canton d'*Isigny le Buat*, laquelle compte un peu plus de 3000 habitants pour une superficie totale de 7331 ha. La Surface Agricole Utilisée (SAU) de cette commune représente 80 % de sa superficie, soit 5865 ha. Entre 1963 et 1973, les dix communes du canton d'*Isigny le Buat* ont fusionné afin de permettre un développement économique conséquent. L'implantation de la laiterie Besnier au cœur d'une région de production laitière intensive en est une illustration.

L'enjeu de la préservation de la qualité piscicole est lié aux usages de la ressource dont la dimension sociale, voire économique est importante : c'est avant tout un usage "loisir", celui de la pêche, et un usage passif, "patrimonial" lié à la préservation des populations de salmonidés. En effet, les deux bassins versants étudiés appartiennent à des zones de l'inventaire ZNIEFF<sup>41</sup> de type I et II. La commune d'*Isigny-le-Buat* appartient à la fois à l'ensemble hydrographique de "la *Sélune* et ses principaux affluents frayères", ZNIEFF de type 1 (pour le saumon atlantique, la truite de mer, la lamproie marine et la lamproie de rivière) et à l'ensemble "basse vallée de la *Sélune* et ses affluents", ZNIEFF de type 2 répertoriant 648 espèces remarquables (*Paulais, 2003*). Un suivi des populations piscicoles y est effectué depuis 1984 par l'INRA et Agrocampus Ouest – centre de *Rennes*.

La figure 2-02 illustre la localisation de ces deux BV. Ces deux petits ruisseaux sont d'ordre 1 à 2 dont la largeur du lit dépasse rarement 1 mètre de large. Leur petite taille permet une approche de terrain fine. Le débit moyen mensuel du *Moulinet* se situe aux environs de 50 l/sec (entre 12 et 232 l/s). Le débit moyen mensuel des *Violettes* est de 27 l/s environ, du fait de la surface du bassin considérée. L'obtention de données, les traitements et le rendu cartographique de l'évaluation des risques agro-environnementaux sont ainsi possibles au niveau du parcellaire agricole.

### 2.2.1.1 Caractéristiques physiques

☐ **Géologie et pédologie** : Les bassins des *Violettes* et du *Moulinet* sont établis sur un substrat de schistes briovériens précambriens, souvent surmontés de placages limoneux. La carte des sols de la région Basse Normandie au 1/ 1 000 000 permet de situer ceux de la zone étudiée dans la catégorie des sols bruns et bruns calcaires. L'étude de 17 analyses de sol effectuées sur la commune d'*Isigny le Buat*, dont 12 dans les deux sous bassins versants étudiés, (*Montigny* et le *Mesnil Thébault*), communiquées lors des enquêtes de terrain, par différents services professionnels agricoles, permettent de classer ces sols dans le type limoneux fin, suivant leur granulométrie, voire limoneux fins argileux par endroits.

L'observation d'autres analyses dans des communes voisines et d'une distance inférieure à 10 km permet d'aboutir à des résultats identiques. Cela traduit alors une certaine homogénéité de la nature des sols limoneux dans la zone. La différence de comportement physique entre ces sols semble provenir essentiellement de la *texture*<sup>42</sup>, dont la variation du taux des particules de taille inférieure à 2µm. Si l'homogénéité pédologique prévaut, les bas de versants et les talwegs accueillent généralement des colluvions à forte teneur en argile, ce qui explique la présence récurrente de zones humides en bordure de ruisseau et dans les bas-fonds.

Les caractéristiques moyennes des sols ont présentées dans le *Tableau 2-01*.

<sup>41</sup> **ZNIEFF** : Zone Naturelle d'Intérêt Écologique Faunistique et Floristique.

<sup>42</sup> **Texture d'un sol** : répartition dans ce sol des minéraux, par catégorie de taille (diamètre des particules supposées sphériques)

Tableau 2-01. Résultats moyens des 12 analyses physico-chimiques de sols sur les BV étudiés (d'après analyses communiquées par les professionnels agricoles) avec MO = Matière Organique, CEC = Capacité d'Échange des Cations

	Argile %	Total limons %	Total sables %	MO %	pH eau	CEC en meq/100g	Taux saturation %
Moyenne	12,3	71,2	16,1	2,9	6,0	9,3	67,4
Écart type	1,4	7,0	6,7	0,9	0,6	2,1	18

Concernant la texture des sols, les limons comprennent 37 % de limons fins (2 à 20 µm) et 73% de limons grossiers (20 à 50 µm). Étant donné la forte teneur en limons, les deux bassins versants ont une pédologie propice à la formation de croûtes de battance, phénomène qui accroît le ruissellement et peut accentuer le transfert de particules vers les cours d'eau. La croûte de battance diminue considérablement la perméabilité du sol et favorise le ruissellement (*Chapitre 1*). Le pH égal à 6,0 exprime le caractère acide de ces sols, compte tenu de la roche mère. La capacité d'échange cationique est faible, ainsi que le *taux de saturation*<sup>43</sup> du sol en cations échangeables : cela traduit l'instabilité structurale de ces sols. Nous avons calculé l'indice de battance à partir de ces analyses, selon la formule de l'INRA de Laon :

$$IB = (1.25 \times \text{limons fins} + 0.75 \times \text{limons grossiers}) / (\text{argile} + 10 \times \text{matière organique}) - 0.2 (\text{pH} - 7),$$

si pH >7, soit :  $IB = [(1,5 \times LF + 0,75 \times LG) / (A + 10 MO)] - 0,2 \times (\text{pH} - 7)$ .

Selon cet indice, on définit :

- des zones à indice de battance faible (indice inférieur à 1,4) ;
- des zones à indice de battance élevé (indice supérieur à 1,6).

Le traitement des analyses donne une valeur de 1,62 avec un écart-type de 0,39 : les sols ont une battance élevée, ce qui est prévisible, compte tenu du taux de limons et sont donc particulièrement vulnérables à l'action de la pluie. Le rôle de la couverture végétale est alors primordial pour limiter les phénomènes érosifs et de ruissellement.

□ **Relief** : Dans la commune d'Isigny-le-Buat, le relief est vallonné, le réseau hydrographique parfois encaissé de plus de 50 m pour les affluents de l'Oir tels que le Moulinet et les Violettes. Le contexte tectonique et géologique ne permet pas d'encaissements abrupts, mais les pentes atteignent localement 25 % sur les fronts des rebords du plateau schisteux et peuvent parfois atteindre 30% à l'approche des talwegs. L'altitude moyenne est de 100 m environ : comprise entre 78 m et 133 m sur les Violettes et entre 55 et 134 m pour le Moulinet. Nous avons établi la carte des pentes de ces deux bassins versants à partir d'un modèle numérique de 50 m interpolé à 10m (Annexe 14).

### 2.2.1.2 Caractéristiques climatiques

Ce secteur est baigné par un climat océanique, doux et humide. Les enregistrements de la station de Saint-Hilaire-du-Harcouët, à une dizaine de km à l'est d'Isigny-le-Buat, ont permis d'établir le diagramme ombrothermique (*Figure 2-03*) à partir des valeurs mensuelles moyennes de 1991 à 2001. Nous avons pris en compte l'année agricole du 1er novembre au 31 octobre, afin de comparer notamment les relevés pluviométriques avec les pratiques culturales.

<sup>43</sup> **Taux de saturation du sol** : rapport de la somme des bases échangeables (Ca<sup>2+</sup>, Mg<sup>2+</sup>, K<sup>+</sup> et Na<sup>+</sup>) par la capacité d'échange cationique apportée par l'argile et les matières organiques présentes dans le sol.



Les températures moyennes mensuelles sont douces en hiver (5.6°C en janvier) et peu élevées en été (maximum 18,3°C en août). L'amplitude thermique faible est caractéristique du climat océanique. Le gel est assez rare : 71 jours avec une température négative, sur 10 ans.

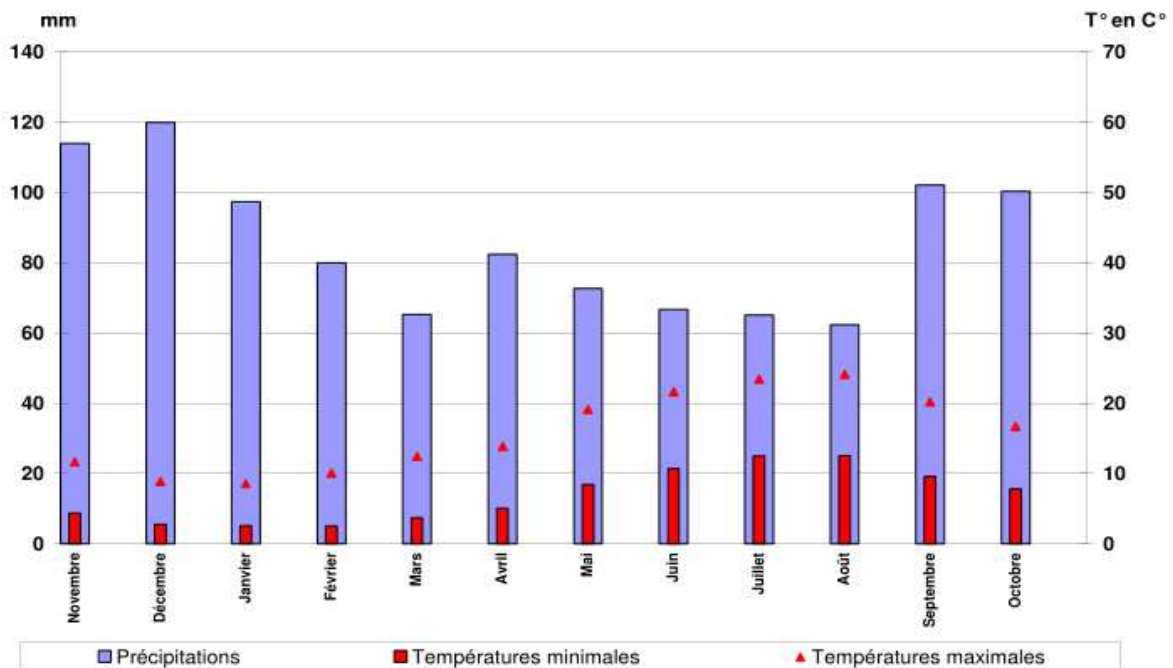


Figure 2-03. Diagramme ombrothermique établi sur les valeurs mensuelles de la station de St Hilaire du Harcouët (50) de 1991 à 2001

La pluviométrie est caractéristique d'un climat océanique marqué : 1028 mm annuels en moyenne sur 10 ans (1235 mm pour l'année 2000/2001). Les pluies sont réparties de façon relativement homogène au cours de l'année, avec un maximum de 120 mm en décembre et un minimum de 62 mm en août. Les précipitations sont de faible intensité, mais régulières. En effet, le suivi des données horaires de la station ne révèle que 5 pluies d'intensité supérieure à 10 mm/heure entre octobre 1996 et juin 2002 et 21 pluies supérieures à 7 mm/h. La régularité des précipitations peut accentuer le phénomène de saturation progressive des sols, (*Figure 2-04d*) donc celui du ruissellement et par voie de conséquence de transport de MES vers les ruisseaux. Cela est d'autant plus marqué durant la période suivant la récolte des maïs pour ensilage (mi-octobre) jusqu'au semis de l'année suivante (début mai). Les sols sont alors fortement découverts et particulièrement vulnérables (*Macary et Paulais, 2003 ; Macary et Gascuel-Oudou, 2008*)

### 2.2.1.3 L'agriculture et l'environnement paysager

Les enquêtes conduites en 2002-2003, puis en 2006-2008 auprès d'une soixantaine d'agriculteurs sur les deux bassins, ont permis de connaître avec précision les pratiques agricoles, leur évolution et de dresser une cartographie de l'occupation du sol. Sur les bassins versants du *Moulinet* et des *Violettes*, l'agriculture est principalement orientée vers l'élevage bovin laitier. Les exploitations agricoles à titre principal ayant une activité sur les 2 bassins ont une taille plus importante sur le *Moulinet* que sur les *Violettes* (*Tableau 2-01*). Le nombre de vaches laitières (VL) par exploitation est supérieur sur le BV du *Moulinet*, avec un chargement (nb UGB/h) à peu près équivalent sur les deux bassins. La productivité moyenne est sensiblement supérieure sur le bassin des *Violettes* avec une production annuelle de près de 7000 l de lait /VL.

Tableau 2-02. Comparaison des exploitations d'élevage sur les Violettes et le Moulinet en 2008

(d'après les enquêtes de terrain 2006-2008)

	Violettes	Moulinet
Nbre exploitations principales	20	25
SAU moyenne ( ha )	46	54
Nbre VL / exploitation	38	44
Nbre UGB / exploitation	71	80
Nbre UGB / ha SFP	1,89	1,86
Quantité lait / VL / an	6930	6535

En 2008, 55% de la SAU sur *le Moulinet* comprend des prairies permanentes ou temporaires, contre 35% sur les Violettes. L'autre partie de la SAU est en terres labourables dont 37% en maïs sur le Moulinet et 46% sur *les Violettes*. *Les annexes 15 et 16* présentent une répartition détaillée de l'occupation du sol et des surfaces moyennes de parcelles par nature de culture. Entre 2006 et 2008, les prairies ont régressé, modérément sur *le Moulinet* (- 4,5% de la SAU), plus nettement sur *les Violettes* (- 14% de la SAU), au bénéfice surtout de surfaces en maïs (+ 6,3% sur *le Moulinet*, + 16,6% sur *les Violettes*) (*Figure 2-04c*). Le classement du canton en Zone d'Excédent Structurel en 2004 pour la charge en azote a conduit les agriculteurs à la mise en place de cultures dérobées. Elles représentaient en 2008 sur les deux bassins environ 70% de la surface en terres labourables et 80% de celle en maïs. Cette intensification de la production a eu pour conséquences une forte modification des structures de production (extension de la taille des exploitations agricoles), des modes de production (remplacement de l'herbe traditionnelle par du maïs ensilé à l'automne, laissant les sols nus durant toute la phase hivernale, très vulnérables aux processus d'érosion et de ruissellement, avant le classement du canton en Zone d'Excédent Structurel, en 2004.

La trame bocagère (présence des talus arborés en bords de parcelles) (*Figure 2-04a*) a évolué d'abord lors de l'agrandissement des parcelles après l'aménagement foncier de 1976 sur *les Violettes* et le remembrement de 1982 sur *le Moulinet*, puis au fur et à mesure des agrandissements des structures d'exploitations (*Macary et Paulais, 2003*). En 2008, le linéaire de haies sur talus représente 80 m / ha en moyenne sur les deux bassins versants, mais avec une répartition un peu différente : le Moulinet présente une juxtaposition de parcelles de grande taille où les talus arborés ont disparu (*Figure 2-04b*), et de prairies de petite taille avec une trame bocagère dense ; alors que sur les *Violettes*, la taille des parcelles et la répartition des talus sont assez homogènes. Les ruisseaux sont bordés de prairies permanentes, généralement sur des sols hydromorphes ou exceptionnellement de parcelles de maïs. Les bovins étaient mis en pâturage dans les prairies ripariennes entre mars et novembre et s'abreuvaient directement dans les cours d'eau, piétinant et dégradant les berges, avant la pose de clôtures le long des berges en 2007-2008 sur *les Violettes* et 2008-2009 sur *le Moulinet* (*Macary et Gascuel-Odoux, 2008*).



(a) Bocage sur les Violettes



(b) Arasement de talus sur Moulinet (Photos Macary, F., 2002)



(c) Remplacement des prairies par le maïs

(d) Croûte de battance sur limons (Photos Macary, F., 2002)

Figure 2-04. Éléments paysagers sur les bassins des Violettes et du Moulinet

#### 2.2.1.4 Flux de MES sur les deux cours d'eau

En amont du ruisseau du *Moulinet*, les berges sont plutôt hautes, enherbées et résultent d'un recalibrage ancien, lors du remembrement de 1982, ce qui avait conduit à une déviation du cours d'eau ancien en effectuant un nouveau tracé rectiligne, et par la même à une quasi disparition des poissons salmonidés (Macary, *enquêtes de terrain*). Vers l'aval, les berges sont plus basses, enherbées rive gauche, en broussaille rive droite, puis, en prairie de chaque côté. Une seule zone d'abreuvement marquée est présente (Annexe 17). La largeur du ruisseau à l'aval de la zone d'étude est de 1,5 m. Le débit y varie de 10 l/s (étiage estival) à 570 l/s (crue hivernale) (Birgand et al., 2004). Sur le ruisseau des *Violettes*, un recalibrage a été effectué à la pelleuse mécanique par un agriculteur riverain en 2001 en amont (Macary, *enquêtes de terrain*). Les berges sont hautes et abruptes, le cours d'eau y est devenu rectiligne et marqué par des signes d'érosion. Vers l'aval, le recalibrage à la pelleuse est plus ancien et entretenu régulièrement à la pelle manuellement par un autre agriculteur riverain. Les berges sont plus basses, le cours est un peu plus sinueux.

Les parcelles longeant le cours d'eau sont en prairie tant en amont qu'en aval. La largeur du ruisseau à l'exutoire est de 1 m. Le débit varie de 2,5 l/s (étiage estival) à 260 l/s (crue hivernale). Des mesures en continu de turbidité dans les deux cours d'eau associées à celles des débits ont permis de calculer des flux de MES à différentes échelles temporelles : bilan annuel, variations saisonnières, période ou non des crues. Ces analyses avaient été réalisées sur une année (juin 2002 à mai 2003) dans le cadre du projet de recherche "AQUAE" (INRA-Cemagref) puis en 2004-2005 et 2005-2006 par Lefrançois (2007). Dans les deux ruisseaux, les concentrations moyennes mensuelles en MES variaient entre 25 et 180 mg/l. Les flux<sup>44</sup> estimés sur une année (2002-2003) représentaient 116 t/an de MES sur le *Moulinet* et 83 t/an sur les *Violettes*, ce qui correspond à un *flux spécifique* annuel de 256 kg/ha/an sur le *Moulinet* contre 368 kg/ha/an sur les *Violettes* (Birgand et al., 2004). La différence de charge en MES entre les deux ruisseaux ne semblait pas liée à une différence de leur fonctionnement hydrologique : les lames d'eau écoulées étaient identiques, le débit spécifique étant légèrement inférieur sur le *Moulinet* en automne et en hiver, mais supérieur au printemps et en été. Par contre, la morphologie du cours d'eau et du corridor fluvial (érosion du fond et des berges, contribution des zones humides de proximité) semblait jouer un rôle déterminant.

<sup>44</sup> Le flux (généralement exprimé en kg/an) est la quantité de matière transportée par un cours d'eau pendant un temps donné. Il est le résultat du produit entre le débit d'eau (en général en m<sup>3</sup>/s) et la concentration de la substance étudiée dans la colonne d'eau (en général en mg/L). Le flux spécifique est obtenu en divisant le flux du cours d'eau par la surface du bassin versant qui l'alimente (exprimé en kg/ha/an), ce qui permet de comparer entre eux différents cours d'eau.

Sur *le Moulinet*, les charges en MES étaient homogènes depuis l'amont jusqu'à l'aval, indiquant que la production et la sédimentation s'équilibraient le long du cours d'eau. Sur *les Violettes*, la charge en MES était près de trois fois plus importante en amont qu'en aval ; ceci était alors à relier à une forte dégradation des berges en amont due au recalibrage du cours d'eau en 2001 (*Figure 2-05a*) et au libre accès des animaux pour s'abreuver (*Figure 2-05b*). Sur *le Moulinet*, les concentrations en MES étaient nettement liées au débit. Sur *les Violettes*, elles restaient élevées même en régime de base et hors période hivernale. En automne, les concentrations en MES étaient particulièrement fortes sur les Violettes alors que les débits commençaient à peine à augmenter. Cela peut s'expliquer par la remise en suspension des sédiments accumulés en phase de décrue et en régime de base estival. Respectivement, 73% des flux sur *le Moulinet* et 70% sur les Violettes sont liés à la période de reprise des écoulements hivernaux (octobre à février). Ils représentent 68% et 75% des volumes d'eau écoulés sur la campagne de mesure. Sur une année, 74% des flux de MES sur *le Moulinet* et 67% sur les Violettes ont lieu pendant les périodes de crue (Birgand et al., 2004), bien que ces crues ne soient observées que durant 10% du temps environ sur l'année (Lefrançois, 2007). Ces valeurs étroitement liés à la pluviosité sont un peu différentes en 2004-2005 puis 2005-2006, car ces deux dernières années étaient plus sèches. Mais la forte augmentation des flux de MES est toujours significative en octobre.

Ces deux cours d'eau présentent des dynamiques temporelles des MES globalement assez comparables, compte tenu probablement de leur proximité géographique et des systèmes de production très proches. Mais les concentrations en MES et en flux annuels diffèrent. La principale différence repose sur la contribution des flux de MES hors crue. Les débits sont plus faibles sur les Violettes et donc moins susceptibles d'exporter des MES que sur *le Moulinet*. Cette contribution peut aussi s'expliquer d'abord par l'accès du bétail au cours d'eau, qui vient ajouter des particules situées près des berges, voire sur les versants et met en mouvement les sédiments fins présents dans le cours d'eau en le piétinant (Lefrançois, 2007). Cela est alors directement lié au nombre des zones d'abreuvement le long des cours d'eau (Paulais, 2003 ; Macary et Paulais, 2003)(Annexe 17). Un facteur déterminant est aussi la dégradation plus importante du linéaire sur le cours d'eau des Violettes dans la partie amont, suite au recalibrage. Ensuite, le transfert des particules depuis les versants tient à l'occupation du sol et aux pratiques culturales.

Si les pratiques sont très comparables entre les deux BV, la forte diminution des zones enherbées le long des cours d'eau sur les Violettes entre les périodes 2002-2004 puis 2006-2008, au bénéfice des surfaces en maïs destiné à l'ensilage, permet aussi d'expliquer ce flux de MES plus conséquent sur ce BV hors crue (Macary et Gascuel-Odoux, 2008). A partir de 2006, des travaux d'aménagement et de protection des berges ont débuté (*Figure 2-05c*) dans le cadre du Schéma d'Aménagement et de Gestion des Eaux de la Sélune.



(a) Recalibrage du ruisseau Violettes.



(b) Piétinement des berges (Photos Macary, F., 2002)



c) Protection des berges sur les *Violettes* après 2006 par clôtures, passerelles sur le ruisseau et abreuvoirs aménagés (Photos Uny, D., 2008)



Figure 2-05. État des berges avant et après protection, sur les bassins de *l'Oir*

### 2.2.2 Bassins versants sur les *Coteaux de Gascogne*

Les *Coteaux de Gascogne* constituent un territoire du sud-ouest de *la France*, délimité par le fleuve de *la Garonne* au nord et à l'est, le bassin de *l'Adour* à l'ouest et le plateau de *Lannemezan* au sud, où les rivières de *Gascogne* prennent leur source pour confluer avec *la Garonne*. Un canal d'étiage, en déviation de la Neste d'Aure à la sortie de la chaîne pyrénéenne alimente depuis 1860 les rivières gasconnes en période de sécheresse ainsi qu'un affluent de *l'Adour* (Figure 2-06). Il fournit environ  $2 \text{ m}^3/\text{s}$ .

Après 1945, le plan d'aménagement des *Coteaux de Gascogne* a mis en œuvre un programme d'irrigation faisant appel aux pompages dans les différentes rivières réalimentées par la Neste ainsi qu'aux différents lacs collinaires, créés depuis pour stocker les eaux de ruissellement en période hivernale. La Compagnie d'Aménagement des *Coteaux de Gascogne* (CACG) est chargée depuis 1947, de gérer la réalimentation des rivières gasconnes et de fournir de l'eau d'irrigation pour l'agriculture. Cela explique la présence des cultures irriguées (maïs et soja notamment) dans cette région sèche en été.

La Figure 2-06 illustre la localisation des rivières de la *Gascogne* en aval des *Pyrénées* et du système Neste, qui vient réalimenter ces rivières en période estivale d'étiage, ainsi qu'un affluent de *l'Adour* (bassin non étudié dans cette thèse).

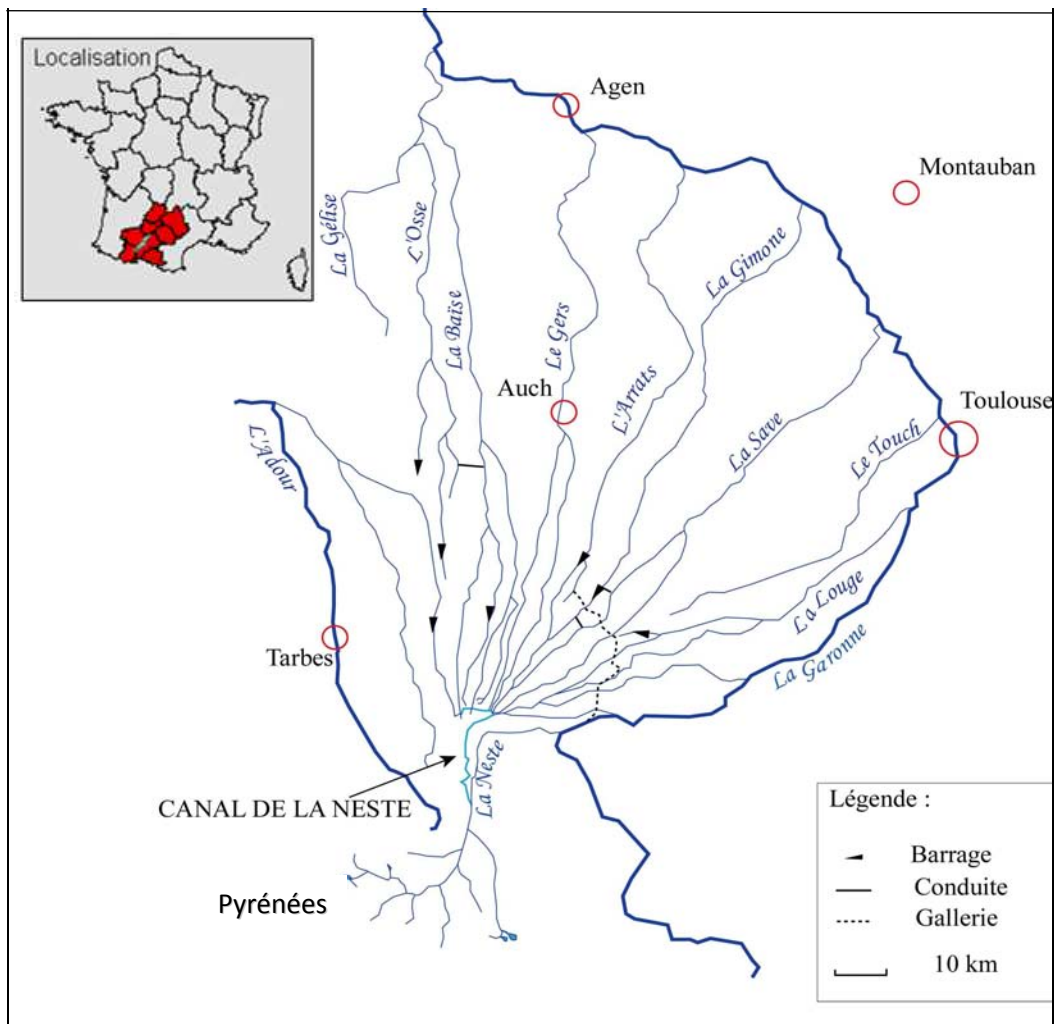


Figure 2-06. Les rivières de Gascogne et le système Neste  
(d'après données de la CACG, 1992)

La Figure 2-07 illustre l'emboîtement de bassins versants (*Chapitre 1, § 1.6*) sur notre zone d'étude des *Coteaux de Gascogne*. Les rivières de *Gasconie* sont des affluents de la *Garonne*, rive gauche (*Figure 2-07a*) : la *Save* est l'une d'entre elles (*Figure 2.07b*). Son bassin versant comprend seize zones hydrologiques, dont celle de la *Boulouze* (*Figure 2.07c*) dans laquelle se situe le bassin élémentaire du *Montoussé* (*Figure 2.07d*). Le petit bassin versant expérimental d'*Auradé* (*Figure 2.07e*), sur lequel nous avons conduit les analyses et modélisations multicritères spatialisées, correspond à la partie amont du bassin du *Montoussé*.

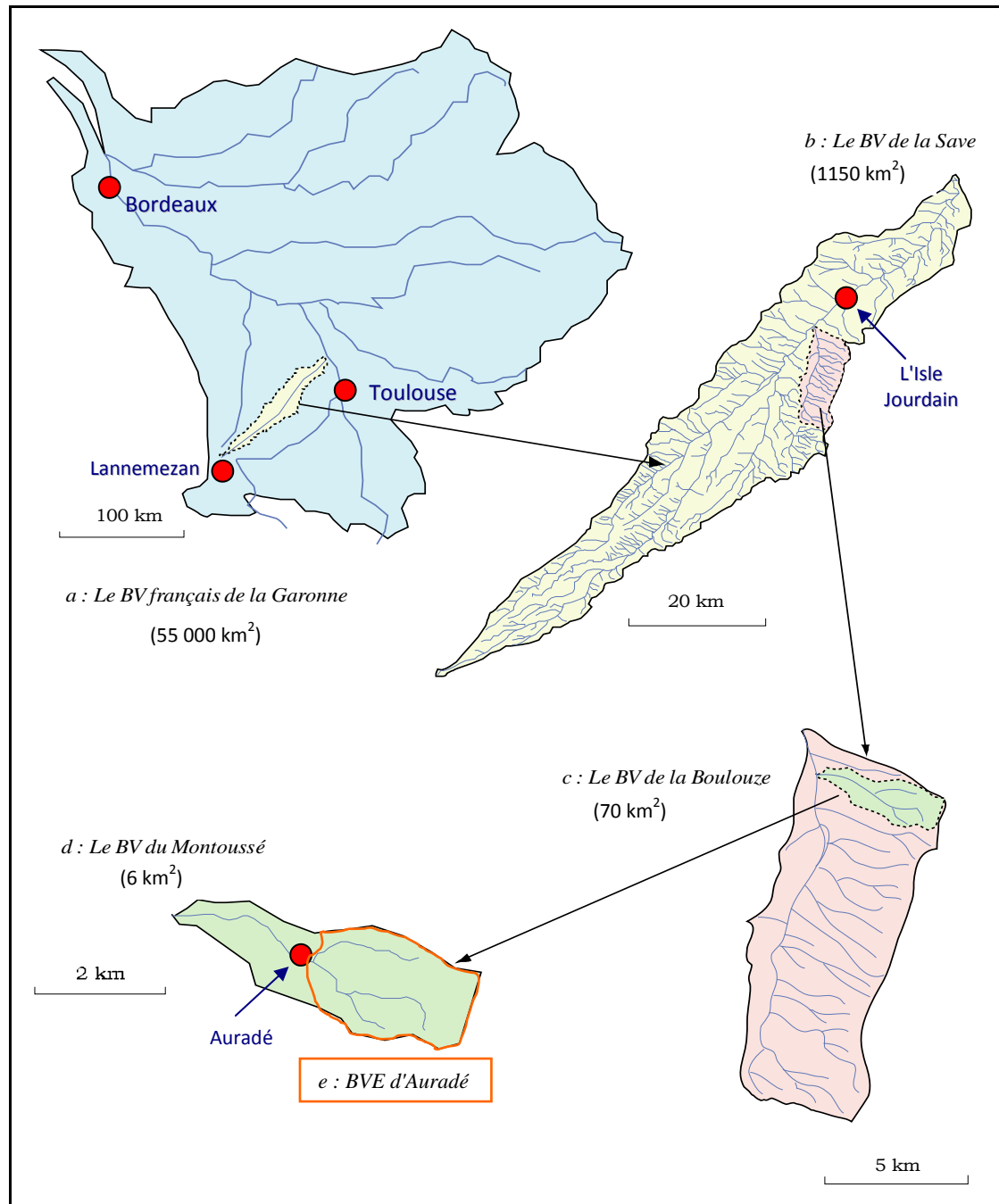


Figure 2-07. Bassins versants emboîtés dans le grand bassin hydrographique de *la Garonne* (modifié d'après Lavie, 2005)

### 2.2.2.1 Caractéristiques physiques

□ **Le relief** : La région des *Coteaux de Gascogne* se présente sous la forme d'un cône de déjection sédimentaire découpé par une série de cours d'eau (Figure 2-04) qui naissent pour la plupart au pied du plateau prépyrénéen de *Lannemezan*, et s'étalent ensuite en éventail vers la *Garonne*. Ce cône, qui s'entrouve à l'image d'une coquille Saint-Jacques, a une inclinaison générale Sud-Nord, des *Pyrénées* vers la *Garonne* (Figure 2-08). Les altitudes varient entre 100 et 400m dans la zone d'activités agricoles. Les vallées présentent des lignes de coteaux peu élevés mais dont les pentes en revanche, sont importantes (jusqu'à plus de 30%). Ainsi, par exemple la rivière *Save* prend sa source à une altitude de 663 m et rejoint *la Garonne* à une altitude de 97m, après avoir parcouru 140 km suivant un tracé linéaire et une pente moyenne de 0,4%.

La grande majorité des rivières gersoises présentent des vallées dissymétriques (le versant de rive gauche bénéficie d'une pente douce et cisaillé d'affluents, alors que celui de la rive droite est très pentu). D'après *Enjalbert (1961)*, les causes seraient paléoclimatiques et relèveraient des nappes fluviales. De grands « abats d'eau » se seraient formés sur l'ancienne surface néogène du tertiaire, déterminant des écoulements lents, en nappes, qui creusèrent la surface néogène, sous l'influence des vents d'ouest. Parallèlement, à la tête des vallées, le ravin ainsi formé aurait lui aussi creusé l'ancienne surface par érosion régressive. Les rivières de la *Gascogne gersoise* auraient alors vu leur lit se décaler vers l'est, ainsi que *la Garonne* en amont de *Toulouse* (*Figure 2-06*). Toutefois, la vallée de la Save présente des affluents sur ses deux rives et garde un fond plat et large (*Figure 2-07*).

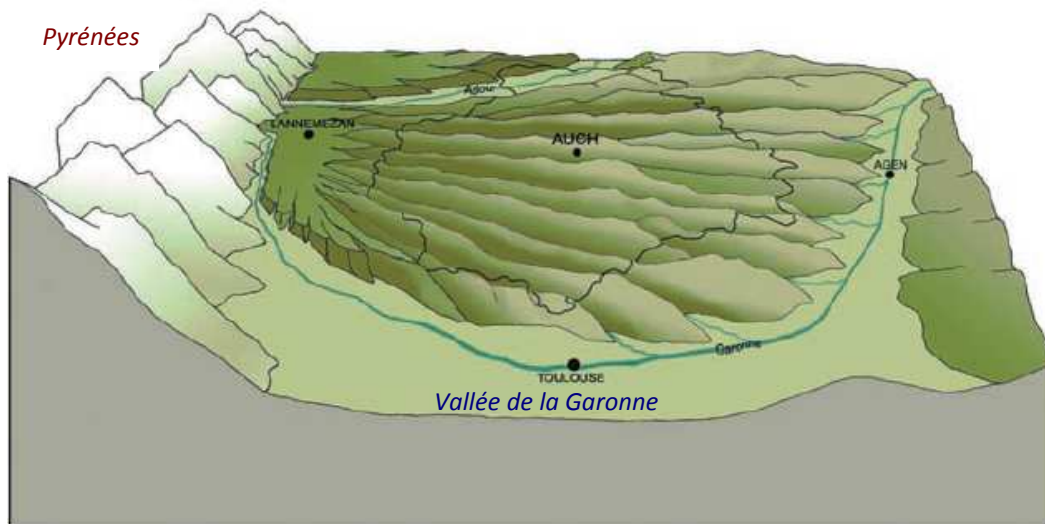


Figure 2-08. Ensemble géomorphologique de la *Gascogne gersoise*

(d'après CAUE 32 & Arbre et Paysage 32, 2002)

□ **Géologie et pédologie** : Le substratum géologique principal des *Coteaux de Gascogne* est constitué de molasses qui sont le résultat d'une forte érosion des *Pyrénées* durant la fin du Tertiaire. Ces molasses sont d'âge Oligocène (33-23 MA) et Miocène (23-5 MA). Elles sont couvertes sur les pentes par des sols brunifiés et des sols calcaires, plus ou moins de carbonatés et parfois des couches de sables et de galets, notamment dans le piedmont pyrénéen. Localement sur les pentes les plus faibles et lorsque le lessivage des argiles est important, on retrouve des sols lessivés. Ainsi, le degré d'acidité des sols rencontrés varie selon l'évolution de la pédogenèse et le degré de la pente. Quant à la végétation, on retrouve sur ces coteaux une variété d'espèces allant du caractère mésoneutrophile à celui acidophile. Selon la topographie et le degré de pente, on trouve donc :

- Sur les pentes les plus faibles, des sols limoneux (teneur en limons de 50 à 60%) non calciques type *Luvisols*, localement appelés "*boulbènes*", qui ont été lixiviés de leurs constituants calcimagnésiques et lessivés en partie de leurs argiles. Ces sols acides sont sensibles à la battance. Ils forment des croûtes sédimentaires en surface qui s'imperméabilisent ce qui favorise le ruissellement et l'érosion par ruissellement concentré (*Figure 2-09b*). De ce fait, ce sont des sols extrêmement sensibles à l'érosion même sur des terrains de faible pente. Si rien ne vient contrecarrer ces phénomènes d'érosion, le profil de ces *Luvisols* évolue vers une troncature complète des horizons de surface pour aboutir à des *Luvisols tronqués* où seul l'horizon d'accumulation d'argile (BT) affleure. Cet ensemble représente moins de 10% des sols de la région (*Chéry, communication personnelle*).
- Sur les pentes douces à moyennes, l'érosion modérée, plutôt diffuse, a conduit à la formation selon l'intensité de la pente, de *calcosols* plus ou moins épais et de *rendosols peu épais*.



Les sols calci-magnésiens de la région ont une texture principalement argileuse : "*les terreforts*" (teneur en argile variant de 30% à 40% en moyenne et parfois nettement plus). Ces terres sont lourdes, difficiles à travailler, mais fertiles, disposant d'une bonne réserve en eau et propices aux cultures de céréales, oléo-protéagineux et sorgho conduit en culture sèche. Ils sont essentiellement localisés sur les coteaux ainsi que sur les versants est des vallées. Localement, lorsque les pentes sont de faible intensité sur des matériaux argileux issus de la décarbonatation du calcaire, on retrouve des *Calcosols* ou des *Brunisols* qui présentent des conditions de culture optimales si les pentes sont suffisantes pour évacuer les excès d'eau temporaires dus aux textures essentiellement argileuses de ces sols.

- Sur les pentes très élevées, les sols squelettiques sont généralement non calcaires sur argile ou colluvions et calcaires sur marne : ce sont des *Lithosols* (calcaires ou non) et des *Rendosols*.
- Dans les vallées, les sols sont constitués principalement d'alluvions calcaires, très fertiles : les *Fluviosols*. Ils sont le plus souvent cultivés en maïs, dès lors que l'irrigation et quelquefois le drainage sont possibles.

Une carte illustrative de ces types de sols dans le bassin de la *Save* (Figure en Annexe 20). La présence de cette molasse imperméable (Figure 2-09a) limite le réapprovisionnement de l'hydrosystème superficiel par les eaux souterraines. Il n'existe pas de nappe proche de la surface, les écoulements étant majoritairement superficiels (Figure 2-09c). Cela nous conduira à ne considérer que des écoulements de flux de surface dans la construction du modèle spatial et du modèle multicritère pour l'évaluation des risques agro-environnementaux (Chapitres 3 et 4).



(a) Coupe pédologique dans le BV de la *Boulouze* montrant le substratum molassique (Photos Lavie, E., 2005)

(b) Croûte de battance sur un sol limoneux dans le BV de la *Save* (Photo Macary, F., 2005)





(c) Conséquences d'un orage violent sur la formation de ravines en coteaux, sur le BV d'Auradé (Photos Association Agriculteurs Auradé, 2005)

Figure 2-09. Illustrations d'états de sols dans le bassin de *la Save*

### 2.2.2.2 Caractéristiques climatiques

Le climat des *Coteaux de Gascogne* est tempéré, de type océanique. Il est soumis à trois influences :

- la principale est d'origine atlantique, à l'Ouest, qui amène les précipitations,
- l'influence méditerranéenne à l'Est, avec le vent d'Autan, très asséchant,
- l'influence montagnarde au Sud, moins forte, marquée par un *effet de foehn*\* localement.

Les étés sont chauds et secs, les hivers doux et humides. En été, l'évapotranspiration est souvent plus élevée que les précipitations, induisant alors une forte sécheresse estivale. La période sèche s'étend de juin à août, voire septembre et la période humide d'octobre à mai (Figure 2-07). Les hausses de températures au cours du printemps et de l'été influent sur la lame drainante qui se matérialise sur le terrain par un abaissement des hauteurs d'eau dans les cours d'eau.

- La moyenne des précipitations (station d'Auch) sur la période 1984-2004 est de 701 mm, avec de fortes variations : 522 mm en 1987 ; 995 mm en 1992.

- La moyenne de l'évapotranspiration potentielle (ETP) sur 1985-2004 est de 821 mm (données absentes en 1984). Cette valeur est élevée, avec également de fortes variations : 726 mm en 1992 ; 939 mm en 2003.

- La moyenne des précipitations efficaces<sup>45</sup> (P-ETP) sur la période 1985-2004 est négative : -120 mm, cela tient aux valeurs très élevées de l'ETP durant la période estivale face aux précipitations faibles, essentiellement apportées par des orages.

- La moyenne des températures sur 1984-2004 est de 13,1 °C.

- La moyenne de l'amplitude thermique annuelle (ATA) sur 1984-2004 : 16,3 °C.

La température moyenne est douce (13°C) et l'amplitude thermique annuelle (ATA) plutôt faible (< à 20°C). En revanche les fortes variations annuelles constatées sur les précipitations et l'ETP illustrent les diverses influences climatiques sur la région : celle de l'océan étant favorable aux précipitations alors que le vent d'autan provenant de l'Est, très asséchant conduit à une élévation des températures et de l'ETP. Le bilan hydrique est globalement déficitaire avec une perte moyenne annuelle de près de 120 mm, ce qui est très significatif. La production de certaines cultures estivales dont le maïs ou le soja, qui nécessitent un volume d'eau conséquent, n'est envisageable sur un plan économique que grâce à la pratique de l'irrigation.

<sup>45</sup> **Précipitations efficaces** : représentent la quantité d'eau fournie par les précipitations, disponible à la surface du sol, après soustraction des pertes par évaporation à la surface du sol et transpiration des plantes.

De plus, les rivières de *Gascogne* seraient en étiage durant l'été, si elles n'étaient pas réalimentées par l'eau en provenance des *Pyrénées*, grâce au système *Neste*. La *Figure 2-10* illustre le diagramme ombrothermique établi à partir des données météorologiques de la station Météo France à *Auch*.

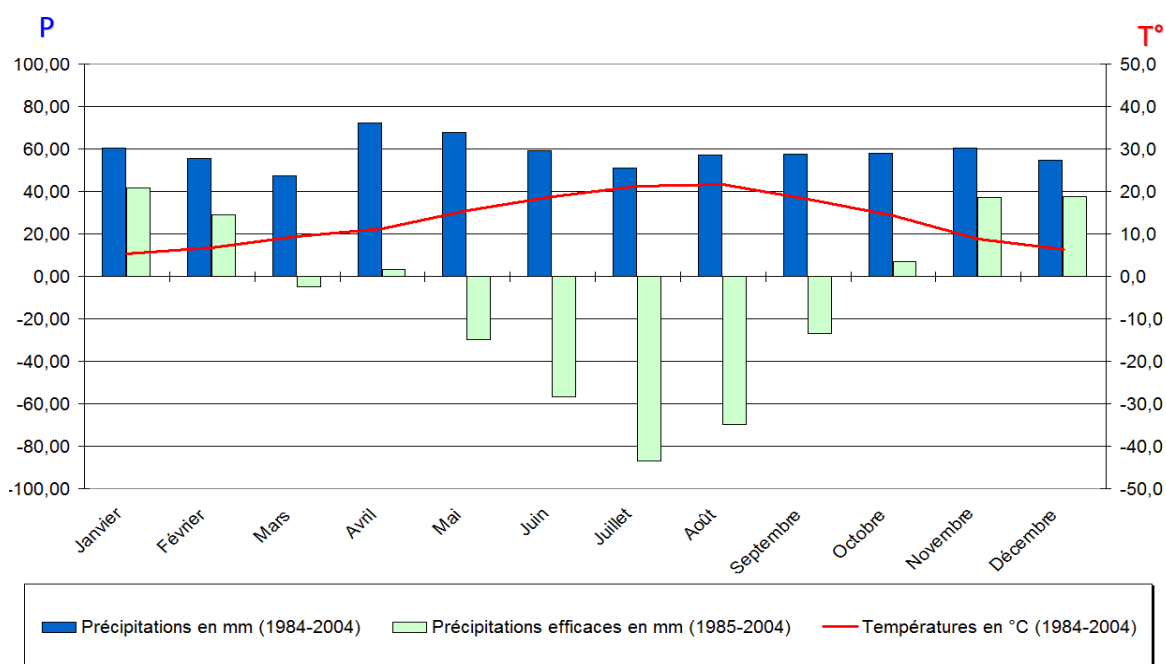


Figure 2-10. Diagramme ombrothermique à Auch : position centrale sur les *Coteaux de Gascogne* (d'après les données Météo France de la station d'*Auch* : 1984-2004)

### 2.2.2.3 L'agriculture et l'environnement paysager

Les *Coteaux de Gascogne* présentent un paysage varié sur le relief vallonné et une occupation du sol différenciée suivant la proximité avec les *Pyrénées*, ou les *Coteaux* et les vallées.

Dans le piedmont pyrénéen, les prairies sont importantes avec des élevages essentiellement de bovins-viande conduits en extensif. La forêt et les zones de déprise liées à l'abandon des cultures tendent à se développer. Sur les plateaux, des céréales paille et du maïs sont produits généralement pour l'alimentation animale.

Dans les vallées alluviales des rivières de *Gascogne*, les cultures irriguées sont conduites de façon intensives : essentiellement maïs et soja.

Sur les coteaux, où l'irrigation n'est pas possible en l'absence de ressource en eau, les cultures sèches sont conduites en système intensif avec des rotations courtes sur 2 ou 3 ans le plus souvent. Les cultures associées sont le blé tendre, blé dur, colza d'hiver, tournesol et de façon secondaire l'orge et le sorgho.

Ainsi le traitement d'une série temporelle d'images satellitales Landsat 5-TM (2009) nous a permis d'obtenir la répartition de l'occupation du sol en 2009 sur le grand BV de la Save (1150 km<sup>2</sup>) (*Figure 4-07 au Chapitre 4*). Elle montre clairement une coupure du BV en 2 zones : amont avec prédominance des prairies, forêts et cultures sur les plateaux (*Figure 2-11a*) ; aval avec une agriculture intensive : large prédominance du blé et tournesol en coteaux. Les surfaces estimées par la télédétection indiquent la répartition suivante par rapport à la surface totale : 29% en prairies et jachères ; 26% en céréales paille (blé, orge, avoine) ; 21% en maïs et soja ; 10% en tournesol et sorgho ; 3,5% en colza, pois ; 9% de forêts et 1,5% divers (eau, urbain...) (*Figure 2-11b*).

Sur le BV expérimental d'*Auradé*, à l'aval du BV *Save* où l'agriculture est intensive (*Figure 2-05*), pour la même année 2009, le blé occupe 59,5% de la surface (dont 51,3% de blé dur qui nécessite une fertilisation azotée supérieure au blé tendre) ; le tournesol 35,8% et diverses cultures : 4,7%.

La rotation est ici essentiellement binaire (*Figure 3-10 au Chapitre 3*). La superficie du BVE est de 320 ha, et suivant les années il comprend de 85 à 90 parcelles agricoles, redécoupées suivant les cultures. Les mesures d'éco-conditionnalité pour bénéficier des aides de la PAC imposent une protection des cours d'eau par bandes enherbées que l'on trouve désormais dans le paysage. De même une ripisylve plus ou moins importante borde les rivières gasconnes (*Figure 2-11c*).



(a) Paysages de l'amont du BV *Save* : forêts, landes, pâturages (Photos Macary, F., 2010)



(b) Partie centrale et aval du Bassin de la *Save* : agriculture intensive (Photos Macary, F., 2010)



(c) Bandes enherbées et ripisylves sur le Bassin expérimental d'*Auradé* (Photos Macary, F., 2010)

Figure 2-11. Paysages du bassin versant de *la Save*

### □ La présence d'une association d'agriculteurs, active depuis 20 ans dans le BV de *la Boulouze*

Dans les années 1980 un suivi de la qualité des eaux avait été mis en place par le laboratoire des établissements Azote France à *Toulouse* (AZF), aujourd'hui société Grande Paroisse (GPN-TOTAL) afin de suivre notamment les évolutions des concentrations en nitrates dans le ruisseau du Montoussé, et de pouvoir ainsi adapter les conseils de fertilisation pour les agriculteurs en grandes cultures. En 1992, des agriculteurs de la commune d'Auradé ont souhaité profiter de ce suivi pour mettre en place des pratiques adaptées plus respectueuses de l'environnement, notamment de la qualité des eaux de surface, telles que les démarches de raisonnement de la fertilisation azotée et la mise en place dès le début des années 1990 de bandes enherbées le long des petits cours d'eau. Ils ont ainsi créé l'Association des Agriculteurs d'Auradé (AAA) qui groupe actuellement 32 exploitations agricoles désireuses de travailler ensemble à l'amélioration des performances agro-environnementales. L'association travaille à deux échelles différentes :

- au niveau du BV expérimental de 320 ha à *Auradé*, sur lequel nous avons conduit nos travaux,
- au niveau d'un espace de 2500 ha, lequel représente l'ensemble des parcelles des agriculteurs qui en cultivent au moins une sur la commune d'*Auradé*.

Le rôle de l'AAA est d'aider les agriculteurs dans le raisonnement de la fertilisation de leurs cultures mais aussi dans les pratiques phytosanitaires. Elle accompagne également les agriculteurs qui s'engagent dans des démarches environnementales telles que les Mesures Agro-environnementales Territorialisées (MAET) et les Plan végétaux pour l'environnement (PVE) : par exemple depuis 2008, ils se sont engagés dans une MAET de réduction de l'Indice de Fréquence de Traitement (IFT)<sup>46</sup> de 20 %. Elle enregistre tous les ans les pratiques de ses adhérents pour permettre le suivi de la qualité de l'eau du Bassin-versant. Des actions agro-environnementales sont mises en place sur le territoire.

L'AAA porte également le Plan d'Action Territorialisé (PAT) *Boulouze Save Lisloise* amont, qui a débuté en 2008 pour 5 ans. Il a pour but de protéger la qualité des eaux de la *Save*, notamment par rapport aux produits phytosanitaires (PPh). En effet, les eaux de la *Save* sont pompées et traitées à la station de *l'Isle Jourdain*, située à quelques kilomètres d'*Auradé*, aux abords de l'agglomération toulousaine. Cette station alimente une population d'environ 20 000 habitants. Le PAT couvre 21 communes dans le BV de la *Boulouze* élargi au BV dont les eaux de surface s'écoulent vers le captage, soit globalement 10.000 ha. Environ 150 exploitations sont présentes sur ce territoire. Les surfaces agricoles sont constituées essentiellement de céréales et oléo protéagineux (75 %). Les différentes actions relatives à l'adaptation des pratiques agricoles menées sur le territoire concernent :

- la formation des agriculteurs au raisonnement des pratiques phytosanitaires,
- le contrôle du réglage des pulvérisateurs et les conditions d'application de PPh,
- l'évaluation des risques d'érosion et l'adaptation des pratiques correctives dans les bassins versants prioritaires,
- l'évaluation du rôle des zones tampons dans le ralentissement de l'érosion et la diminution des pollutions phytosanitaires.

Des actions sont mises en place aussi pour les zones non agricoles (PPh utilisés par les collectivités, pour l'entretien des parties urbaines et des voiries, ainsi que dans les jardins de particuliers).

---

<sup>46</sup> **Indice de Fréquence de Traitement (IFT)** est l'indicateur choisi par le ministère français en charge de l'agriculture pour suivre la réduction des produits phytosanitaires (Plan Ecophyto). Il comptabilise le nombre de doses homologuées utilisées par hectare et par campagne. Il peut être calculé à l'échelle de la parcelle ou de l'exploitation et selon le type de produit phytosanitaire (herbicide et hors herbicide).

### ❑ Les pratiques de fertilisation azotée et les rendements des cultures

De façon générale, les pratiques de fertilisations des agriculteurs de l'AAA sont très comparables avec celles de l'ensemble de la région *Midi-Pyrénées*, pour des rendements culturaux quasi identiques. Les résultats importants de cette comparaison traduisent le fait que nous pouvons appliquer des valeurs moyennes recueillies localement, à la zone des *Coteaux de Gascogne*.

Des enquêtes complémentaires sont nécessaires dans les secteurs où les pratiques et les conditions notamment pédo-climatiques sont différentes. Les indications ci-après indiquent une fourchette de valeurs pour les rendements et la fertilisation azotée pratiquée au sein de l'AAA, suivant les années de production (*Annexe 22*) :

- **Blé dur** : La majorité des agriculteurs apportent une dose d'azote comprise entre 175 et 200 unités, pour un rendement moyen qui s'étale de 40 à 55 q/ha en fonction des années.

- **Blé tendre** : La majorité des agriculteurs apportent une dose d'azote comprise entre 150 et 175 unités pour un rendement moyen de 50 à 65 q/ha.

- **Blé améliorant** : La fertilisation du blé améliorant est inférieure pour l'association à celle pratiquée dans la région *Midi-Pyrénées*. Elle se situe aux alentours de 180 unités d'azote pour un rendement moyen de 48 à 60 q/ha.

- **Tournesol** : La fertilisation du tournesol est très variable, elle peut aller de 0 à 60 unités d'azote selon les agriculteurs. Le rendement varie de 17 à 25 q/ha.

- **Colza** : La fertilisation du colza est sensiblement supérieure dans l'association à celle pratiquée en MP. Elle varie de 160 à 175 unités d'azote pour un rendement de 25 à 35 q/ha.

Nous avons comparé les pratiques de fertilisation des agriculteurs de l'AAA, voire celles sur les *Coteaux de Gascogne* en conditions de production similaire, avec celles de la région *Midi-Pyrénées* (M.P.) pour l'année culturale 2006/2007, (car données disponibles en M.P.), dont les rendements en blé et colza sont inférieurs d'environ 15% à la moyenne annuelle (*Tableau 2-03*).

Tableau 2-03. Apports moyens en N et rendements moyens (q/ha) de l'Association des Agriculteurs d'Auradé (AAA) et de la région *Midi-Pyrénées* (Mi-Py).

(Irstea- UR ADBX-Bernert, d'après AAA et Chambre Régionale Agriculture Mi-Py.)

	Blé tendre		Blé T. améliorant		Blé dur		Colza		Tournesol	
	AAA	MP	AAA	MP	AAA	MP	AAA	MP	AAA	MP
Rendement q/ha	55	52	52	50	42	42	26	26	23	23
Unités N /ha	169	161	178	189	182	181	166	160	40	48

### ❑ Les pratiques d'utilisation des produits phytosanitaires

Pour caractériser les pratiques phytosanitaires sur le bassin-versant, nous avons utilisé l'Indice de Fréquence de Traitement (IFT). La *Figure 2-08* permet de comparer les pratiques sur le BVE d'Auradé (320 ha), aux pratiques du territoire de l'AAA (2500 ha) et à celles de la région *Midi-Pyrénées*.

Pour l'ensemble des cultures, l'IFT sur le BVE d'Auradé est inférieur aux moyennes observées sur le territoire de l'ensemble des agriculteurs de l'association AAA. Il est également inférieur aux moyennes régionales. Il apparaît alors que l'action de sensibilisation aux pratiques menée par l'AAA semble assez efficace. L'utilisation de PPh est nettement plus faible pour le Tournesol. Pour les trois cultures présentées, les agriculteurs de l'AAA appliquent en général un traitement herbicide. Les traitements hors herbicides correspondent à un ou deux traitements fongiques sur le blé.

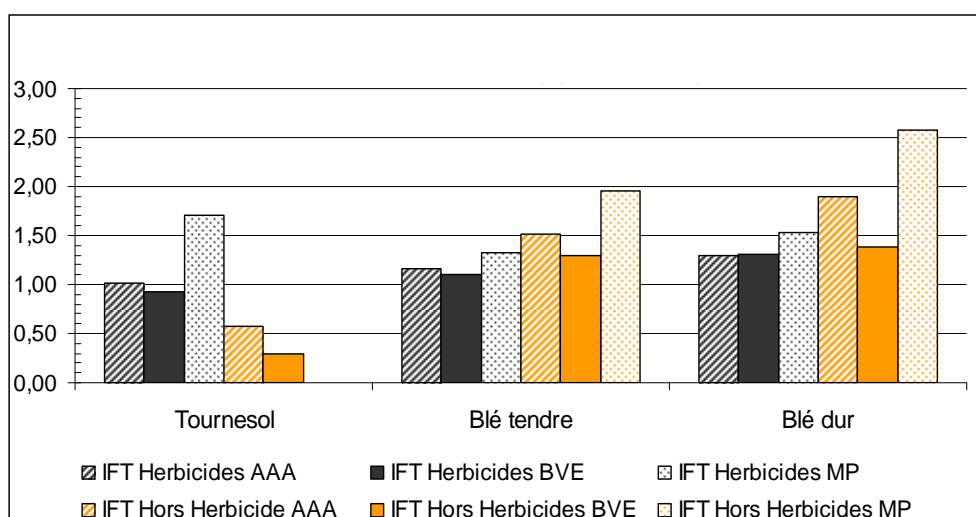


Figure 2-12 : Comparaison des pratiques phytosanitaires (Indice de Fréquence de Traitement : IFT) dans l'AAA et sur le BVE d'Auradé (en 2008-2009) avec celles de la région *Midi-Pyrénées* (IFT Mi-Py 2008)

(Irstea- UR ADBX-Bernert, d'après données AAA et Agreste *Midi-Pyrénées*)

L'utilisation des PPh est raisonnée sur l'ensemble du BVE. D'après les enquêtes de terrain, les molécules herbicides les plus utilisées sur céréales appartiennent principalement à la famille des *Sulfonylurées très solubles dans l'eau* (alors que pour le Tournesol, l'*Aclonifen* est peu soluble). Les fongicides utilisés sont en majorité de la famille des *Triazoles* et des *Strobilurines*. Ils sont pratiquement insolubles dans l'eau. Mais leur usage en application sur feuillages induit un lessivage moindre que celui des herbicides au sol et de ce fait leur détection est plus faible dans les eaux.

#### 2.2.2.4 Flux de contaminants vers les cours d'eau

Le régime hydrologique des cours d'eau sur les *Coteaux de Gascogne* est principalement pluvial, c'est à dire régulé par les pluies, avec un débit maximum en mai et une période d'étiage durant l'été (juillet à septembre). Les rivières sont essentiellement alimentées par les écoulements de surface et hypodermiques. Les eaux souterraines sont limitées aux nappes phréatiques alluvio-colluviales. Sur la rivière *Save*, le débit moyen annuel est de  $6 \text{ m}^3/\text{s}$  ; le débit de crue bi-annuelle est de  $69 \text{ m}^3/\text{s}$  ; celui d'étiage est de  $1,3 \text{ m}^3/\text{s}$  auquel se rajoute  $2 \text{ m}^3/\text{s}$  en provenance de la *Neste d'Aure* par le canal d'étiage.

#### □ Mesures des concentrations en Nitrates

La société Grande Paroisse (GPN-TOTAL, précédemment AZF) avait instrumenté le ruisseau du Montoussé, plus précisément à l'exutoire du BVE d'Auradé (320 ha) en 1985 afin de suivre l'impact des fertilisants azotés sur la qualité de l'eau en surface. Un suivi des débits journaliers et des concentrations en nitrates a été assuré jusqu'en 2004. L'Association des Agriculteurs d'Auradé créée en 1992 a depuis lors pris en charge la collecte des données agricoles (assolement, fertilisants et itinéraires techniques) et depuis 2004 les traitements phytosanitaires.

Depuis 2005, le laboratoire EcoLab (INPT-ENSAT et CNRS à *Toulouse*) a pris en charge le suivi de ce site avec un suivi des précipitations, des débits et des concentrations en nitrates (en partenariat avec GPN-TOTAL jusqu'en 2010.) Depuis 2011, les suivis et les observations effectuées sur ce Bassin par EcoLab, font partie du Réseau des Bassins Versants (RBV) qui est un SOERE (Systèmes d'Observation et d'Expérimentation pour la Recherche en Environnement) labellisé par AllEnvi (Alliance française de la recherche pour l'environnement).

La Figure 2-13 illustre les mesures des hauteurs d'eau et des concentrations en nitrates de 1985 à 2006.

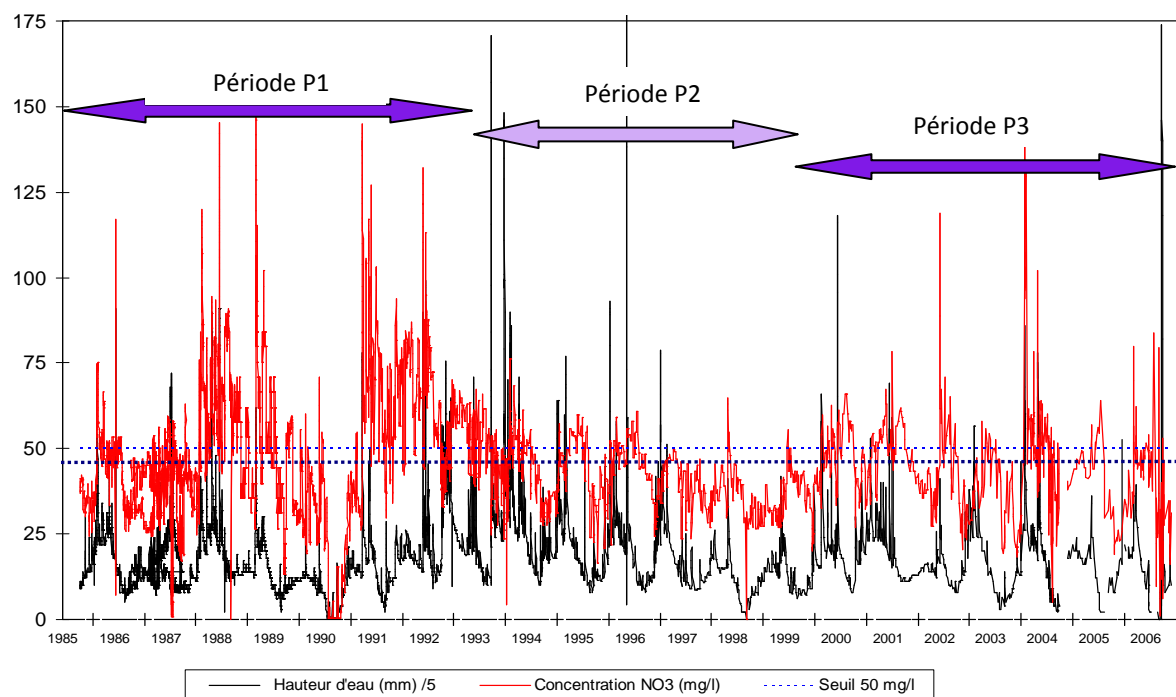


Figure 2-13. Mesures de concentrations en nitrates sur le BVE d'Auradé de 1985 à 2006 (les périodes P1, P2, P3 sont explicitées dans le texte)

(Ferrant, 2009, d'après les mesures effectuées par Grande Paroisse et EcoLab)

De 1986 à 2004, la valeur moyenne des précipitations s'établit à 656 mm /an, celle des températures moyennes à 14,5°C. La concentration moyenne en nitrates sur cette période est de 49 mg/L (Ferrant *et al.*, 2011). En fait la courbe de concentration en nitrate permet de mettre en évidence trois périodes liées étroitement aux pratiques agricoles :

- De 1985 à 1992 (période P1): les valeurs sont nettement plus élevées ; cela correspond à la période d'agriculture intensive. Dans ses études conduites sur le BVE d'Auradé, Paegelow (1991) soulignait que les expérimentations effectuées avaient permis de démontrer qu'un aménagement agro-paysager valorisant les sites à tendances naturelles hydromorphes, exerce un contrôle efficace sur la dynamique de l'azote nitrique. Les éléments paysagers traditionnels tels que prairies et haies, mais aussi rideaux d'arbres ou talus arbustifs sur les berges sont des pièges naturels pour l'azote et leur préservation, constitue un atout sérieux pour lutter contre les effets indésirables des excès de la fertilisation azotée.
- De 1993 à 2000 (période P2): la tendance générale de la courbe nitrates est décroissante ; cela correspond à la période d'implantation des bandes enherbées et de rideaux d'arbres ou talus arbustifs sur les berges du Montoussé, après la création de l'AAA en 1992. On peut dès lors supposer un effet positif de ces dispositifs environnementaux (Paegelow, 1991), tout en ne pouvant en déterminer les limites par rapport aux réductions de doses d'apports. De plus, 1992 est également l'année de la nouvelle orientation des politiques publiques (réforme majeure de la PAC) avec notamment l'alignement des subventions agricoles d'équilibre des prix à la surface de production et non plus comme précédemment aux quantités produites. Cela a eu pour conséquence une réduction des intrants notamment azotés par les agriculteurs, ne ressentant plus alors la nécessité d'atteindre les rendements cultureux maximum.
- Après 2000 (période P3): la tendance semble traduire une valeur moyenne quasi constante mais à un niveau moyen sensiblement supérieur à celui de la période 1993-2000. Entre 2006 et 2008, la valeur moyenne établie suite aux mesures d'EcoLab, sur la période est de 40 mg/l (Ferrant, 2009). Des mesures hebdomadaires que nous avons effectuées au printemps et début d'été 2005 (mars-juin), de façon ponctuelle sur douze points de prélèvements (Lavie, 2005)



montraient également, malgré une période sèche, une concentration moyenne à l'exutoire du BVE d'*Auradé* de 43 mg/l et 52 mg/l dans un ruisseau voisin. On peut imaginer qu'en l'absence des dispositifs paysagers mis en place 20 ans plus tôt, même si certaines bandes enherbées sont actuellement vieillissantes, les concentrations seraient à un niveau probablement supérieur. On peut émettre l'hypothèse que cette élévation des concentrations tient à une reprise des niveaux de fertilisations en vue d'une optimisation des rendements, car contrairement aux prévisions de la PAC qui voyait un alignement des prix agricoles européens sur les cours mondiaux, cela n'a pas eu lieu. La forte demande alimentaire au niveau mondial a incité les agriculteurs à intensifier de nouveau leurs productions.

Le cours d'eau d'ordre 2 (celui de *La Boulouze*) qui collecte ces ruisseaux présentait à son exutoire des valeurs oscillant de 20 à 35 mg/l et la rivière *Save* réalimentée par *la Neste* avec un niveau de dilution assez important, des valeurs de 12 à 20 mg/l à cette période. Ces dernières valeurs de concentrations soulignent le problème de la détermination des zones vulnérables aux nitrates par les pouvoirs publics. En effet, les valeurs de référence retenues proviennent de mesures ponctuelles effectuées par les services publics de la gestion de la qualité des eaux, dans les rivières principales. Or, il apparaît clairement ici que si la dilution dans ces rivières permet d'atteindre des valeurs nettement inférieures au seuil français de potabilisation de 50 mg/l, cela n'est d'ailleurs pas souvent le cas pour la norme européenne de recommandation fixée à 25 mg/l et appliquée par les pays du nord de l'Europe. On peut également souligner qu'aux USA et au *Canada*, cette norme en vue de la potabilité des eaux est de 45 mg/l (*Self et Waskom, 2008*).

Cependant, *en France*, le problème reste posé dans les bassins versants élémentaires où les valeurs relevées frôlent, voire dépassent, lors des pics, le seuil de 50 mg/l.

#### □ Mesures des concentrations des produits phytosanitaires (PPh)

Sur les *Coteaux de Gascogne*, suite au Grenelle de l'environnement, les partenaires territoriaux ont mis en place trois Plans d'Actions territoriaux (PAT), parmi les 25 du bassin *Adour-Garonne* (*Annexe 23*), dont celui de la "*Boulouze-Save Lisloise amont*" évoqué au § 2.2.2.3. Sur ce PAT, au coeur de notre zone d'étude, la qualité des eaux est contrôlée en partenariat avec l'Agence Régionale de Santé et Agence de l'*Eau Adour Garonne*, le Conseil Général du *Gers*, la ville de *l'Isle-Jourdain*, par un dispositif de mesure en six points (*Annexe 24*). Ces mesures ont permis de connaître les principales molécules les plus retrouvées dans les eaux de surface sur les *Coteaux de Gascogne* (*Tableaux 2-04 et 2-05*).

Deux autres PAT ont été mis en place sur les coteaux de Gascogne : le PAT "*Gers amont*" situé dans la partie amont de la rivière *Gers* ; il a pour objet la protection de la station de pompage des eaux brutes de la ville d'*Auch* dans une zone de production intensive de maïs. Un troisième PAT est situé dans le BV de la *Gimone*, rivière voisine de la *Save*. Il présente également des mesures de protection à l'égard des PPh, pour un captage prioritaire dans la liste du Grenelle de l'environnement. Les résultats obtenus dans le BV *Save*, plus particulièrement sur notre zone d'étude montrent que les molécules les plus retrouvées dans les eaux de surface sont des herbicides hydrosolubles, particulièrement ceux utilisés sur cultures estivales (maïs, sorgho, tournesol, soja). Leur transport par ruissellement de surface joue un rôle essentiel. La part des détections > 0,1 µg/L est suffisamment importante pour justifier la mise en œuvre de ce PAT, afin de stopper cette évolution, voire la faire régresser.

Les tableaux 2-04 et 2-05 présentent les principaux résultats obtenus sur la détection des molécules phytosanitaires dans le cadre du PAT "*Save-Boulouze*" sur quatre campagnes agricoles.

Tableau 2-04. Principaux résultats des analyses de produits phytosanitaires dans le Plan d'Action Territorial "Save-Boulouze" pour 4 campagnes agricoles  
(d'après Association Agriculteurs Auradé, 2012)

Année	Résultats principaux
2009	39 molécules trouvées sur 115 recherchées, dont 7 retirées du marché : l'atrazine, le carbaryl, le carbendazime, le carbofuran, la diméthénamide, le diuron, le glufosinate. 85% sont des herbicides dont essentiellement le déséthylatrazine (métabolite de l'atrazine, herbicide du maïs et sorgho, interdit depuis 2003) et s-métholachlore (herbicide pour cultures estivales). Le glyphosate a été détecté à des concentrations élevées en aval de L'Isle-Jourdain. Tous les points de prélèvement ont été classés en qualité passable en 2009, notamment à cause du diuron en aval de L'Isle Jourdain, de la carbendazime et du carbofuran.
2010	24 molécules retrouvées sur les 115 recherchées, 75 % d'herbicides, dont essentiellement le déséthylatrazine et le s-métholachlore. Le glyphosate a été détecté sur 3 points. Aucune détection > 2 µg/L (norme eau brute).
2011	22 molécules retrouvées sur les 76 recherchées, 77 % d'herbicides, 5 fongicides. Le s-métholachlore est la molécule la plus retrouvée. 10 détections à une concentration supérieure à 0,2 µg/L
2012	17 molécules retrouvées sur les 76 recherchées, 76 % d'herbicides. Le s-métholachlore est la molécule la plus retrouvée. L'AMPA (métabolite du Glyphosate) a été retrouvé 13 fois. Aucune détection > 2 µg/L.

Tableau 2-05. Détections des molécules par rapport aux seuils limites règlementaires dans le Plan d'Action Territorial "Save-Boulouze" pour 4 campagnes agricoles  
(d'après Association Agriculteurs Auradé, 2012)

Année	Nb Prélèvements	Nb fois où molécules sont détectées	Nb molécules différentes détectées	Détections > 0,1 µg/L	Détections > 2 µg/L	Cumuls concentrations > 0,5 µg/L
2009	65	357	39	32 %	2 %	28 %
2010	60	171	24	27 %	0 %	13 %
2011	42	91	22	16 %	10 %	10 %
2012	30	86	17	47%	0 %	30 %

Les mêmes conclusions ont été avancées par *Taghavi (2010)* sur des travaux portant également sur les transferts de PPh sur le BV *Save* et notamment en effectuant une analyse des molécules prélevées dans les eaux de surface à l'aval du BV *Save* et à l'exutoire du BVE du *Montoussé* durant deux campagnes : 2007/2008 et 2008/2009. Il ressort de ces travaux que la majorité des composés sont détectés au cours des phénomènes de ruissellement pluvial. Les concentrations moyennes de certains herbicides ont dépassé la limite de 0,1 µg/L sans pour autant atteindre celle de 2 µg/L à l'aval de la *Save*. C'est notamment le cas pour le chlortoluron (utilisé sur blé d'hiver), l'isoproturon (blé hiver), le linuron (maïs, sorgho, tournesol), le métolachlore (maïs), l'aclonifen (tournesol); ainsi qu'un fongicide : le tébuconazole (céréales). A l'exutoire du BVE *Montoussé*, ces mêmes molécules notamment les herbicides sur blé ont des concentrations identiques, voire supérieures.

Le *Tableau 2-06* récapitule ces valeurs mesurées.

Tableau 2-06. Molécules présentant les concentrations les plus élevées  
(d'après Taghavi, 2010)

[en µg/l]	BV aval de la Save		BVE du Montoussé	
	[maximum]	[moyenne]	[maximum]	[moyenne]
Chlorotoluron (H)	1,97	0,39	1,32	0,36
Isoproturon (H)	1,16	0,14	0,76	0,30
Linuron (H)	1,65	0,27	1,38	0,22
s-Métolachlore (H)	0,95	0,20	0,35	0,08
Aclonifen (H)	1,34	0,14	1,52	0,14
Tébuconazole (F)	0,78	0,26	0,33	0,02

Taghavi (2010) a montré dans ses travaux qu'il existe une relation positive dans les eaux de rivière entre les MES, le Carbone Organique Dissous, les PPh, les concentrations et les rejets de ruissellement de surface ou en subsurface en fonction des propriétés des pesticides. De plus, 60 à 90% des molécules sont transportées pendant les périodes de crues.

Cela signifie qu'une attention particulière doit être accordée aux facteurs de risque concernant le transfert de ces molécules phytosanitaires dans les eaux de surface par voie de ruissellement.

## 2.3 Choix des critères et des méthodes pour l'évaluation spatiale des risques agro-environnementaux

### 2.3.1 Choix des critères de l'évaluation des risques

Les différents facteurs intervenant dans les transferts de contaminants d'origine agricole vers les hydrosystèmes ont été décrits dans le *Chapitre 1- Etat des connaissances*, ainsi que la démarche de la détermination des risques agro-environnementaux. Ces facteurs déterminants sont liés aux processus de ruissellement, d'érosion hydrique, d'infiltration en subsurface et de mobilisation des matières azotées et de produits phytosanitaires. Il importe également de tenir compte des aménagements anthropiques : zones tampons, zones enherbées, zones boisées, notamment en bord de cours d'eau. Quelle que soit la méthode retenue d'évaluation des risques, aux différents niveaux d'organisation spatiale, elle se fonde sur le croisement entre les facteurs liés au milieu physique (traduisant la vulnérabilité des eaux de surface aux transferts de contaminants) et des facteurs d'origine anthropique définissant une pression.

La *Figure 2-14* en présente une synthèse.

La notion de *critère* (éthymologiquement du grec *krinein* : juger) est définie de manière générique dans le *Petit Larousse* par "un caractère, un principe qui permet de distinguer une chose d'une autre, d'émettre un jugement, une estimation". Dans les concepts de l'analyse multicritère pour l'aide à la décision, en recherche opérationnelle : "un critère est un facteur de jugement sur la base duquel on mesure et on évalue une action. Il diffère de la notion de variable dans la mesure où un critère est relié aux préférences du décideur alors qu'une variable ne l'est pas nécessairement" (Laaribi, 2000).

Une *contrainte* est un facteur qui permet de circonscrire et de limiter les actions prises en considération (par exemple : les terres cultivables mécaniquement sont situées sur des versants dont les pentes sont inférieures à 10%).

Il ressort de ces définitions que dans l'analyse des risques agro-environnementaux, chaque facteur déterminant est préalablement discuté avant de l'intégrer dans le modèle correspondant. Il ne s'agit pas de simples variables descriptives, mais d'éléments qui peuvent être présentés, discutés et appréciés séparément, dans un objectif de recherche opérationnelle en aide à la décision. De ce fait, dans les *Chapitres 3* et *4* dédiés aux développements méthodologiques et à la détermination des risques environnementaux, nous parlerons de *critères* qui peuvent aussi conduire à la notion d'indicateurs, dès lors qu'ils peuvent déjà représenter l'expression d'un résultat, par exemple la pression anthropique spatialisée concernant les apports de fertilisants, ou de phytosanitaires : la quantité d'azote / ha ou l'Indice de Fréquence de Traitement sont des indicateurs du critère pression anthropique intégrés dans un modèle d'évaluation environnementale.

La *Figure 2-14* présente un schéma synthétique des facteurs déterminants du risque de contamination des eaux de surface, et quelques variables associées, que nous avons considérés dans nos approches de modélisation environnementale.

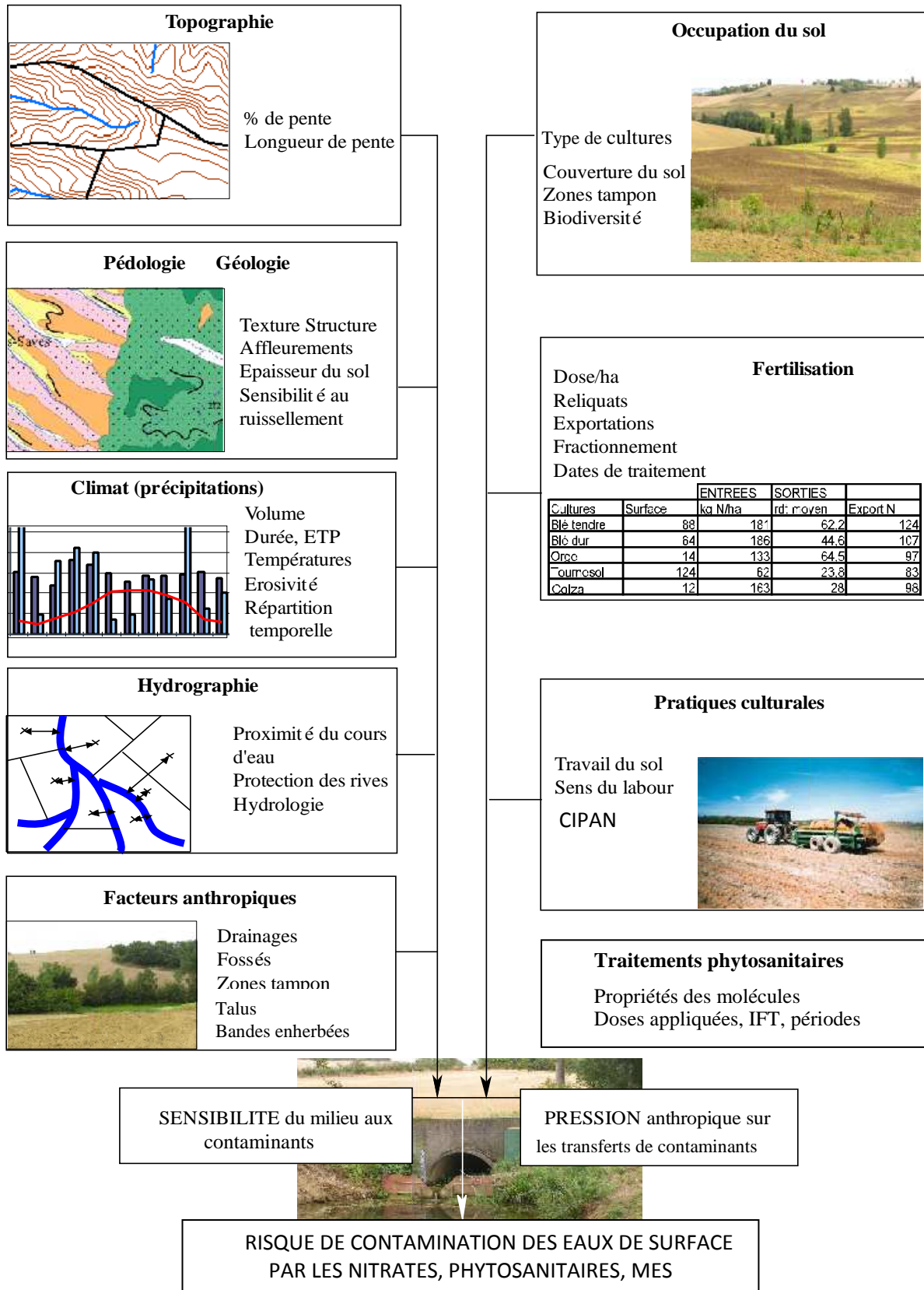


Figure 2-14. Schéma synthétique des facteurs déterminants du risque de contamination des eaux de surface, et quelques variables associées

(modifié d'après Lavie, 2005)

### 2.3.2 Choix des méthodes et outils d'analyse

Notre problématique d'évaluation environnementale, axée notamment sur les risques, concerne à la fois plusieurs types de contaminants et plusieurs niveaux d'échelle spatiale pour des enjeux de la qualité physico-chimique (potabilité) et biologique (ressource halieutique) des eaux de surface :

- contamination des eaux de surface par des matières azotées et des produits phytosanitaires, voire MES en excès, avec conséquences néfastes au niveau des stations de pompage des eaux brutes pour la potabilité,
- augmentation excessive de la charge en MES pour la qualité biologique des eaux de surface, car elles entraînent un colmatage de frayères dans les cours d'eau poissonneux tels ceux du bassin de *l'Oir en Basse Normandie*.

Certains critères sont de nature purement qualitative, par exemple l'état d'un talus à l'aval d'une parcelle, la qualité fonctionnelle d'une bande enherbée en bord de cours d'eau ou la qualité du boisement d'une ripisylve. L'évaluation environnementale implique de tenir compte de ces éléments et ce d'autant plus que leur présence dans le paysage est d'origine anthropique (par les agriculteurs le plus souvent). Les modèles hydrologiques de type mécanistes, déterministes, dynamiques (§ 1.7.2.1) ne peuvent intégrer que des variables quantitatives, et de ce fait cela ne correspond pas à nos attentes. De plus, il n'est pas possible de modéliser les préférences des décideurs (exemple : choix des priorités d'action suivant les parcelles), contrairement à des méthodes d'analyse et de modélisation multicritère, conçues pour intégrer des critères de nature quantitative et qualitative, dans une logique d'aide à la décision. Notre objectif n'est pas de fournir des valeurs de flux de contaminants pour chaque OSR considéré, mais d'évaluer un gradient de risque de contamination des eaux de surface dans un espace considéré. Les résultats obtenus servent ici essentiellement l'aide à la décision des acteurs de terrain : agriculteurs et leurs conseillers ou par exemple les techniciens de rivière (ex des *BV sur l'Oir*) pour décider des priorités dans la gestion des travaux de protection des berges de cours d'eau.

A l'échelle de petits bassins versants élémentaires, nous avons choisi des modèles multicritères d'aide à la décision de type ELECTRE, que nous avons combinés à un SIG. Le choix de cette famille de modèles tient à leur capacité à modéliser des préférences dont les données mobilisables présentent parfois un niveau d'imprécision (c'est le cas en environnement) et à accepter l'incomparabilité des alternatives (*Chapitre 1, § 1.7.3*) grâce notamment à l'usage des différents types de seuils (*Chapitre 3, § 3.1.3*). Pour les bassins de *l'Oir*, nous avons d'abord utilisé la méthode ELECTRE III (procédure de classement des parcelles entre elles suivant leur niveau de risque, avec pondération des critères) puis nous avons testé et contribué à finaliser le modèle ELECTRE TRI-C (procédure de rangement des parcelles dans les catégories de risque prédéfinies), en partenariat avec Roy et ses collaborateurs au laboratoire LAMSADE de l'Université Paris Dauphine. Ces travaux confirment l'intérêt de ce modèle pour les problématiques de risques agro-environnementaux, voire le cas échéant en combinaison avec d'autres méthodes et modèles. Nous avons ainsi utilisé successivement les méthodes ELECTRE TRI-C puis ELECTRE III afin d'optimiser l'affectation de parcelles agricoles en cinq classes de risque prédéfinies (*Macary et al., 2010*). Ces travaux ont porté sur les petits *BV des Violettes et du Moulinet* en Normandie et sur le *BVE d'Auradé (Coteaux de Gascogne)* dont l'approche est très comparable et la surface également (225, 450, 320 ha). La méthodologie et les résultats sont explicités dans le *Chapitre 3*.

Parallèlement à cette approche à un niveau géographique très fin (2 à 5 km<sup>2</sup>), se pose la question de l'évaluation environnementale sur des vastes espaces de plusieurs centaines, voire milliers de kilomètres carrés. Elle concerne l'observation des risques à différents niveaux d'organisation spatiale en vue de l'aide à la décision, dans la programmation des priorités de zonages d'intervention (MAET par exemple), pour l'application des bonnes pratiques agricoles et environnementales par les gestionnaires publics des services déconcentrés des ministères en charge de l'agriculture et de

l'environnement, ainsi que des agences de l'eau et des collectivités territoriales. Nous devons ici intégrer la problématique du changement d'échelle : l'approche est purement spatiale, car elle dépasse les limites de mise en œuvre des méthodes multicritères précédemment évoquées. L'objectif est d'aboutir à une méthode et à des résultats facilement utilisables par les gestionnaires.

La restitution du gradient des risques doit être faite suivant des formats vecteurs correspondant à des limites de bassins versants, de façon à pouvoir agréger les indices de risque (calculés à l'échelle de l'Objet Spatial de Référence) à différents niveaux d'organisation (bassins versants emboîtés), nécessaire aux gestionnaires publics. Nous avons alors opté pour une modélisation spatiale de type cognitive, en implémentant les critères retenus dans un SIG, combiné avec un traitement d'images satellitales de façon à pouvoir déterminer l'occupation du sol sur un espace à enjeux de plusieurs milliers de km<sup>2</sup>. Ainsi, ce modèle spatial s'appuie sur un Système d'Information à Référence Spatiale (SIRS)\*. L'OSR est le pixel de l'image satellitale (30m x 30m avec Landsat 5-TM que nous avons choisie). Nous avons retenu la *méthode linéaire* pour agréger les pixels, en utilisant la *moyenne pondérée* des indices de risque par rapport à la surface du bassin considéré (§ 1.6.4.3).

Nous avons cherché à affiner le paramétrage de chaque indicateur de base (facteur explicatif) constitutif du modèle spatial mis en œuvre à l'échelle des *Coteaux de Gascogne*, en utilisant le paramétrage du modèle multicritère ELECTRE TRI-C, implémenté sur le bassin versant expérimental d'*Auradé*. Nous avons également souhaité optimiser la prise en compte de certains processus tels que les épisodes de crues, dont les conséquences sont majeures, notamment pour le transfert des molécules de produits phytosanitaires (*Taghavi et al., 2011*). La méthodologie et les résultats sont explicités dans le *Chapitre 4*.

Nous avons enfin souhaité confronter les résultats des gradients de risque obtenus avec des *mesures d'état de la qualité des eaux de surface* et des *indicateurs biologiques (diatomées)*, provenant de sites d'échantillonnage répartis sur l'espace des *Coteaux de Gascogne*. Les diatomées sont des algues brunes siliceuses unicellulaires vivant à la surface du substrat ou d'autres végétaux immergés. Elles sont considérées comme les algues les plus sensibles aux conditions environnementales. De ce fait, dans les territoires essentiellement ruraux, elles représentent un bon indicateur biologique de la pollution provenant des activités agricoles sur les versants. L'IPS utilise toutes les espèces présentes de diatomées benthiques (263 espèces et variétés dans notre cas d'étude). Elles sont classées selon leur sensibilité à la pollution et selon la signification écologique des individus, contrairement à l'Indice Diatomique Générique ou IDG (*Rumeau et Coste, 1988*). L'IDG est de même formule mais son application est simplifiée, car la détermination systématique est limitée au niveau du genre (42 genres pris en compte) (*Genin et al., 2003*).

Ces données biologiques permettent de calculer un *Indice de Polluosensibilité Spécifique (IPS : Coste, in Cemagref, 1982 ; Prygiel et Coste, 1993)* qui prend en compte la totalité des espèces présentes dans les inventaires et repose sur leur abondance relative et leur sensibilité à la pollution. Il permet de donner une note à la qualité biologique de l'eau variant de 1 (eaux très polluées) à 20 (eaux pures) et ont une bonne corrélation avec la physico-chimie (instantanée et estivale) de l'eau. L'*Indice de Biodiversité de Shannon (Shannon and Weaver, 1949)*, qui est un indice permettant de mesurer la biodiversité, suivant la formule suivante :

$$H' = - \sum_{i=1}^s p_i \log_2 p_i \quad \begin{array}{l} H' : \text{indice de biodiversité de Shannon} \\ i : \text{une espèce du milieu d'étude} \end{array}$$

$p_i$  : Proportion d'une espèce  $i$  par rapport au nombre total d'espèces ( $S$ ) dans le milieu d'étude (ou richesse spécifique du milieu), qui se calcule de la façon suivante :

$$p(i) = n_i/N \quad \text{Où } n_i \text{ est le nombre d'individus pour l'espèce } i \text{ et } N \text{ est l'effectif total (les individus de toutes les espèces).}$$

(Il est possible de choisir arbitrairement la base du logarithme et on trouve donc souvent dans la littérature scientifique log ou log de base 2 à la place de ln).

## Conclusion du chapitre

Nous avons d'abord présenté les sites d'études que nous avons retenus, à différentes échelles spatiales, afin d'évaluer la performance environnementale des activités agricoles eu égard aux risques de contamination des eaux de surface, pour l'enjeu de leur potabilisation et celui du maintien, voire du rétablissement de leur qualité biologique pour la ressource halieutique.

Des bassins versants élémentaires de 2 à 5 km<sup>2</sup> permettent d'effectuer cette évaluation à l'échelle de la parcelle, niveau de la prise de décision par les acteurs locaux (agriculteurs et conseillers de terrain) : bassins de l'*Oir* en *Basse Normandie* où le colmatage de frayères (essentiellement pour des salmonidés) provient du transfert de matières particulaires depuis les versants cultivés et de l'altération des berges par le bétail ; bassin expérimental d'*Auradé* sur les *Coteaux de Gascogne* dans la zone de protection du captage des eaux d'une agglomération de 20.000 habitants, à 30 km de Toulouse, dont la qualité des eaux de surface dépend principalement de la concentration en nitrates et en produits phytosanitaires.

Les objectifs de protection des hydrosystèmes par les gestionnaires publics implique notamment la mise en œuvre de mesures agro-environnementales territorialisées qu'il importe de cibler au mieux sur les espaces à enjeux environnementaux, afin d'optimiser leur efficacité pour la protection de la ressource en eau. Nous avons alors choisi pour terrain d'étude, l'espace des *Coteaux de Gascogne*, qui s'étend sur plusieurs milliers de kilomètres carrés. Cela nécessite alors d'avoir recours à une autre méthodologie que celle développée à l'échelle des petits bassins.

Nous avons ensuite présenté les critères principaux que nous avons retenus en fonction du rôle majeur qu'ils jouent dans les transferts d'éléments physico-chimiques vers les eaux de surface. Ces critères traduisent l'état de la vulnérabilité des eaux de surface par rapport aux transferts de contaminants, la pression anthropique d'origine agricole dans les bassins versants, et les aménagements environnementaux qui permettent de limiter la contamination des eaux.

En conséquence, afin de satisfaire à cet objectif d'évaluation environnementale, et en complément des méthodes et modèles déjà existants, nous avons fait le choix d'implémenter des méthodes d'analyse et de modélisation multicritère d'aide à la décision spatialisées, à l'échelle des petits bassins versants. La prise en compte des critères au niveau du parcellaire agricole est décrite en *Annexe 25*, en complément des éléments figurant dans les publications intégrées dans les *Chapitres 3 et 4*. A l'échelle de grands espaces à enjeux environnementaux (plusieurs milliers de km<sup>2</sup>) tel que celui des *Coteaux de Gascogne*, nous avons ensuite opté pour une modélisation spatiale cognitive des risques.



## Chapitre 3

# Évaluation des risques agro-environnementaux à l'échelle de bassins versants élémentaires

*Le niveau d'observation des processus physiques et des pratiques agricoles et environnementales sur le terrain est celui de la parcelle agricole, sur laquelle sont appliquées les décisions des acteurs (agriculteurs et leurs conseillers). C'est également le niveau d'application des mesures agro-environnementales (MAE) soutenues par les pouvoirs publics. A l'échelle territoriale, le bassin versant élémentaire est le niveau d'évaluation des risques de contamination des eaux de surface par les différents éléments physico-chimiques, à partir de la contribution des différentes parcelles.*

*Ce chapitre est consacré à l'évaluation des risques agro-environnementaux à l'échelle de petits bassins versants élémentaires, par l'application de méthodes d'analyse et de modélisation multicritère spatialisées, en prenant référence sur les processus physiques et les pratiques observées sur chaque parcelle agricole.*

*Nous présenterons d'abord un travail d'analyse effectué sur les deux bassins versants des Violettes et du Moulinet en Basse Normandie. Il s'agit de déterminer les parcelles et zones qui jouent un rôle dans l'émission et le transfert de matières particulières vers ces petits cours d'eau, affluents de l'Oir. La méthode d'analyse utilisée dans cette première approche a mobilisé une procédure de classement (ELECTRE III), combinée à un SIG, afin de pouvoir d'abord établir une typologie des parcelles agricoles suivant leur gradient de risque ; ensuite fournir des recommandations pour une aide à la décision destinée aux gestionnaires environnementaux afin de prioriser leurs mesures.*

*Nous aborderons ensuite l'évaluation des risques de transfert des produits phytosanitaires sur le Bassin versant d'Auradé dans les Coteaux de Gascogne, en utilisant une approche multicritère suivant une procédure de rangement (ELECTRE TRI-C) également combinée à un SIG. L'objectif est ici d'affecter chacune des parcelles dans l'une des cinq catégories de risque prédéfinies avant le déroulement du processus.*

*Ces travaux sont restitués sous forme d'articles scientifiques publiés dans la revue dédiée aux applications d'analyse et de modélisation multicritère d'aide à la décision "International Journal of Multicriteria Decision Making". Le premier a été publié à la suite d'une présentation aux 69<sup>èmes</sup> journées du Groupe européen de travail en "Aide Multicritère à la Décision" à l'Université Libre de Bruxelles, en avril 2009. Le second article a été publié suite à sa présentation aux 73<sup>èmes</sup> journées de ce Groupe de travail à l'Université P. Paoli de Corte, en avril 2011.*



### 3.1 Risques de colmatage des frayères de salmonidés par les MES liées aux pratiques agricoles

Les travaux ayant permis la production de cet article scientifique ont été conduits dans le cadre de l'action de recherche structurante nationale INRA-Cemagref "AQUAE" (2001-2004) : "Bassin Versant et Qualité Biologique des cours d'eau. Effets de la gestion des bassins versants sur les transferts particuliers et dissous et sur la qualité biologique des eaux de surface en zone d'élevage", et du projet ANR ECOGER "PAPIER" (2006-2008) : "*Paysages Agricoles, Flux de Polluants, Impact Écologique en Rivière*", porté par le programme ECOGER (Écologie pour la Gestion des Écosystèmes et de leurs Ressources) du programme national ANR "ECCO" (Écosphère Continentale).

Ces deux projets avaient pour objectifs de fournir des éléments explicatifs de l'état écologique d'une rivière par l'activité agricole et l'aménagement du paysage, dans le bassin versant qui l'alimente, en vue de proposer des mesures concrètes aux acteurs locaux pour réduire ces flux.

Notre question de recherche principale (UR ADBX) portait sur l'évaluation de la contribution de l'agriculture aux transferts de particules dans les cours d'eau (dont la conséquence est un colmatage de frayères de salmonidés), en vue d'un approfondissement de la connaissance du rôle du paysage sur les flux d'eau. Ces travaux ont fait l'objet de mémoires de fin d'études d'agronomes et de géographes (Berville, 2002 ; Paulais, 2003 ; Cattaneo, 2006 ; Auroux, 2008 ; Dumas, 2009) ; d'articles techniques (Macary et Berville, 2003a ; Macary et Paulais, 2003b) et scientifique (Gascuel-Oudou et al., 2011) et de présentations à plusieurs colloques.

L'article scientifique relatif à ces travaux et présenté dans la thèse, a été publié sous les références suivantes :

*Macary, F., Ombredane, D., Uny, D. (2010) A multicriteria spatial analysis of erosion risk into small watersheds in the low Normandy bocage (France) by ELECTRE III method coupled with a GIS - International Journal of Multicriteria Decision Making - Vol. 1, n° 1, pp. 25-48.*

Ce papier présente une analyse multicritère spatialisée du risque d'érosion au sein de petits bassins versants dans le bocage de *Basse Normandie (France)* par la méthode ELECTRE III combinée à un SIG.

**Résumé** : Dans l'analyse du risque environnemental, plusieurs facteurs déterminants doivent être considérés. Ils présentent souvent des interactions très complexes. C'est notamment le cas par exemple, pour l'étude des relations entre les pratiques agricoles et la qualité des hydrosystèmes. Les matières en suspension sont responsables du colmatage des frayères des salmonidés. La situation est particulièrement marquée dans les petits cours d'eau où il a été observé sur une longue période, une réduction de leurs populations. Nous avons étudié le risque d'érosion sur deux petits bassins versants en *Normandie* à l'échelle des parcelles agricoles : le niveau de l'action c'est-à-dire celui des pratiques agricoles, mais aussi celui auxquelles des bonnes pratiques agricoles et environnementales pourraient être appliquées. Les parcelles ont été évaluées selon des critères de nature quantitative et qualitative. Il s'agit de la connectivité de chaque parcelle au ruisseau ; de la couverture des sols et des pratiques agricoles associées ; de l'état des talus en aval des parcelles et de leur capacité à retenir les MES ; enfin l'état des berges par rapport à leur degré d'érosion lié notamment au piétinement des animaux venant s'abreuver directement dans les ruisseaux.

Nous avons pu discriminer les parcelles et les zones qui présentent un risque d'émission et de transfert des MES en combinant dans une première approche, la méthode d'analyse multicritère ELECTRE III avec un système d'information géographique. Les résultats traduits sous forme de cartes fournissent une aide à la prise de décision pour les acteurs locaux.

**Mots clés** : analyse multicritère pour l'aide à la décision ; système d'information géographique ; bassin versant ; risque ; matières en suspension ; bocage ; cultures intermédiaires ; *Normandie*.

**A multicriteria spatial analysis of erosion risk into small watersheds in the low Normandy bocage (France) by ELECTRE III method coupled with a GIS**

**Francis Macary\***

Amenities and Dynamics of Rural Areas Research Unit, Cemagref, Bordeaux Center,  
50, Avenue de Verdun-Gazinet-F-33612 Cestas Cedex, France

E-mail: [francis.macary@cemagref.fr](mailto:francis.macary@cemagref.fr)

\*Corresponding author

**Dominique Ombredane**

INRA – Agrocampus Ouest, Ecology and Ecosystems Health Research Unit,  
65 Rue de Saint Brieu, F-35042 Rennes Cedex, France

E-mail: [Dominique.Ombredane@agrocampus-ouest.fr](mailto:Dominique.Ombredane@agrocampus-ouest.fr)

**Daniel Uny**

Amenities and Dynamics of Rural Areas Research Unit, Cemagref, Bordeaux Center,  
50, Avenue de Verdun-Gazinet-F-33612 Cestas Cedex, France

E-mail: [daniel.uny@cemagref.fr](mailto:daniel.uny@cemagref.fr)

**Biographical notes:**

**Francis Macary** is an Agronomist and a Researcher in the Environmental Sciences. His principal research topics are: environment risk assessment according to agricultural practices and their consequences on quality of water environmental indicators; and multicriteria analysis for decision-making in the public environmental policies, at several spatial scales. He uses different methods for the multicriteria decision analysis and the GIS systems. He is a member of specialists in French Ministry of Agriculture. He has focused his research work on the transfers of nitrogen, pesticides and erosion. He has participated in several national and European investigation projects.

**Dominique Ombredane** is a Professor in the Agronomy Higher Education School of Agrocampus Ouest in Rennes where she is the Head of the Laboratory of Ecology and Pesticides Sciences. She also develops researches in a mixed research unit INRA (the French National Institute for Agricultural Research) – Agrocampus Ouest. Her research focuses on the impact of human activities, including agricultural activities, on fish populations in salmonids streams. She has participated in several national and European investigation projects and was the coordinator on some of them.

**Daniel Uny** is a Geomatician in the amenities and dynamics of rural areas research unit. He has participated in several French and European projects with different colleagues in the team. He uses different GIS software and remote sensing.

**Abstract:** In environmental risk analysis, many explanatory factors, often with highly complex interaction relationships, need to be taken into account. This is the case, for example, in the relation between agricultural practices and the quality of superficial aquatic ecosystems.

Suspended solids are responsible for clogging salmonid spawning areas and hence for reductions in their populations. We studied the risks of erosion across two small watersheds in *Normandy* (France) on the scale of the agricultural plot – the level on which good practices can be applied. Plots were defined according to quantitative as well as qualitative criteria: connectivity to the stream, slope, plant cover, presence of embankments and erosion of the banks in the case of plots beside the river.

By combining the ELECTRE III multicriteria analysis method to a geographical information system (GIS), it was possible to discriminate zones that present a risk with respect to particle emission and then to present the results in map form to provide decision-making aid for local actors.

**Keywords:** ELECTRE; multicriteria decision analysis; geographic information system; GIS; watershed; risk; erosion; total suspended solids; TSS; bocage; sequential cropping; *Normandy*.

---

### 3.1.1 Introduction

In recent decades, the intensification of cropping practices and major changes in rural landscapes have led to many physico-chemical and ecological disturbances in aquatic environments (*Boulton et al., 1998; Gergel et al., 2002*). This is due to the adaptation of farm structures (Baudry and Thenail, 2004). For example, the increase in water erosion phenomena of soil is detrimental to superficial water quality (*Cros-Cayot, 1996*). This phenomenon is mainly the result of the increased particle load found in water as total suspended solids (TSS) or in the substrate of the river beds that they clog, depending on hydrological conditions. Excess turbidity in streams has consequences on the functioning of the aquatic ecosystem (*Wood and Armitage, 1997*), and especially for fish. In particular, clogging the substrate disrupts salmonid embryonic development (*Malcolm et al., 2003*) which takes place in winter under the gravel. This results in a decrease in the population of these fishes, observed over a period of years (*Gouraud et al., 2001; Bagliniere and Marchand, 2002*).

However, relations at watershed level between erosion and the flow of TSS in streams are complex and not properly understood. In particular, they combine the morphology and nature of the soil in the watershed, the specific features of the landscape such as a network of hedges and embankments, climate conditions and the hydromorphological characteristics of the river. But they also take account of human activities including agriculture and livestock rearing. Appreciating the agricultural and environmental risks on hydrosystems therefore involves taking into account multiple explanatory factors which interact in a complex way. There are some qualitative factors that hydrological models do not incorporate very well (e.g., the state of the river banks, the size of the embankment and hedges in the landscape). All explicative factors translate a spatial nature of the problem and that needs a requirement of spatial data. So, it seemed appropriate to develop a complex spatialised method combining a multicriteria analysis approach with a geographical information system (GIS) (*Macary and Paulais, 2003*).

The present study is carried out in the context of two successive multidisciplinary programmes: AQUAE (*Dorioz and Ombredane, 2004*) and the PAPIER project (Paysages Agricoles, flux de Polluants, Impact Ecologique en Rivière) (*Montuelle and Grimaldi, 2008*) on an ANR-ECOGER programme. It consists of identifying those zones in two small watersheds where there is a risk for streams of suspended solid emission and transfer. More precisely, the aim of the study is to produce and analyse a classification of agricultural plots in respect to the risk for streams of suspended solid emission and transfer, while taking into account the different criteria relating to their specific natural

features (e.g., slope) or anthropic features (e.g., land use, agricultural practices, etc.). The decision to use the agricultural plot as the geographic unit is motivated by the ultimate objective of the study which is to provide decision-makers (including farmers) with agricultural, environmental and impact risk indicators to guide them in their land development decisions, resource management and implementation policies (Froger, 2005; Schärli, 1985).

Multicriteria analysis, introduced in the early 1960 (Roy, 1968), have been used in a large spectra of applications (Vincke, 1989; Maystre et al., 1994), essentially to deal with management problems, to overcome the shortcomings of conventional methods, which are based on single, very often financial, criterion (Froger, 2005). Since the early 1980, multicriteria decision aiding (MCDA) has been used to support spatial planning and environmental management. Starting from the later 1980 and early 1990, MCDA have been coupled with GIS. Joérin (1997) created a MEDUSAT model resulting from the Different systems and applications were explained by Ascough et al. (1999).

Laaribi (2000) used a multicriteria decision analysis in Tunisia by coupling the ELECTRE III method with a GIS (ArcInfo) to discriminate the erosion level of eight watersheds (and five criteria) in a water and soil conservation program. This procedure would seem to be fairly similar to our own, with crop plots in place of sub-watersheds. Another study about erosion was made in Ethiopia (Dragan et al., 2003) with a GIS (IDRISI systems) coupling two modules: multicriteria evaluation (MCE) and multi objective land allocation (MOLA). MCE was applied for the first objective with the following factor maps: potential erosion, altitude, proximity to croplands, proximity to water, proximity to the same type of crop and proximity to roads. Karnatak et al. (2007) used multicriteria spatial support system (MC-CDSS) software for the conservation of biodiversity and the priorities management in India coupling of the ELECTRE MCDA (ELECTRE TRI and IS) and a GIS for local development problems. Recently, Chakhar and Mousseau (2008) have developed a prototype created with the ArcGIS GIS from ESRI and the ELECTRE TRI method. They used it to identify a hypothetical corridor relating two different districts in the Ile de France region (Paris and its suburbs), with data which are essentially of socio-economic nature.

The aim of our project was to answer the problem of the emission and transfer of suspended solids towards the streams. It required very precise data. The different software described in the literature could not be applied at this scale of 225 ha and 450 ha (the two watersheds) because our GIS was specially built in relationship with the other teams of the project. We decided to use a special methodology including the use of a MCDA ELECTRE method and a GIS, but without direct integration.

A two-phase procedure was developed. The first phase consisted of acquiring the objects needed (descriptive criteria of the agricultural plots) then in their spatialisation using a GIS. In the second phase, a multicriteria decision analysis was carried out using the ELECTRE III method, in order to discriminate zones at risk from particle emission and transfer at agricultural plot level. The results were represented on maps thanks to the GIS to serve as decision-making support for farmers and decision-makers in country planning.

The aim of this article is not so much to present all the results of the study as to demonstrate the advantages and technique of an MCDA combined with a GIS, created on a research project and useful for environmental managers. First we present the background to the study, then the multicriteria decision analysis procedure selected and study methods and lastly, as an illustration, some of the spatialised results.

### 3.1.2 Background

#### 3.1.2.1 Study area: a local context, favourable to erosion and runoff phenomena

The study was carried out in *Normandy*, France, in the catchment area of the Oir, a tributary of the *Selune*, in the southern part of lower Normandy, about 30 kilometres from the '*Mont St Michel*'. This study area is part of the environmental research observatory on small coastal rivers. It is an area of intensive dairy farming marked by significant modifications of the rural space. The study sites are the watersheds of two small left-bank tributaries of the Oir: the *Violettes* stream and upper part of the *Moulinet* stream (*Figure 1*). The *Violettes* watershed covers 225 ha and includes 112 agricultural plots. The upstream part of the *Moulinet* watershed covers 453 ha, with 211 agricultural plots. The size of the watersheds selected for the study was deliberately kept small so that a very detailed analysis could be carried out at plot scale. These hydrographic basins have the same geological origin (schist) with soils that are sensitive to surface sealing. The fairly rugged relief around the steep-sided streams is a factor that favours runoff and erosion phenomena.

The anthropic activities associated with rural space management in the two watersheds considered were assessed by means of exhaustive field surveys of all the local actors concerned: 60 farmers, an agricultural cooperative supplying fertiliser, plant protection products and various supplies and cereal collection, a wholesaler offering the same services across the sector, departmental and local agricultural and development institutions, and also the town hall of this commune canton which results from the merger of some 5–6 former small communes in the 1970s. These data, which were first obtained in 2002, have been updated three times: in 2003, 2006 and 2008 (*Berville, 2002; Paulais, 2003; Cattaneo, 2006; Auroux, 2008*).

Rural landscapes consist essentially of pastures alongside streams, which play a protective role in respect to particle transfer, in contrast to maize forage crop production where surface areas have increased considerably in the last few decades, replacing pasture, and, until recently, providing no protection for soils during the winter. We have been able to observe a favourable change in practices since 2006 with the introduction of sequential cropping in winter (*Auroux, 2008*).

In the two watersheds, embankments and pastures, basic elements in the bocage landscape, still hold a significant place, despite the regression of permanent (perennial) and temporary (4-5 years) pasture: they occupied about 50% of the utilised agricultural area across the two watersheds in 2001, but only 35% and 55% respectively on the *Violettes* and the *Moulinet* in 2008.

The farms are geared to a system of dairy production. The agricultural use of crop rotation in the two watersheds is based essentially on annual green maize crops (silage), soft wheat and pasture. In parallel to this, the changes that have taken place in the rural space since the 1970s have led to the slow destructuring of this bocage network, and hedge maintenance has been abandoned. Today, this network is much looser, and where there are embankments, they no longer automatically provide support for the hedges. On the contrary, the tree alignments along the edges of the plots are almost always the remnants of former hedge/embankment complexes. The embankments that are still present measure between 20 and 150 cm high.

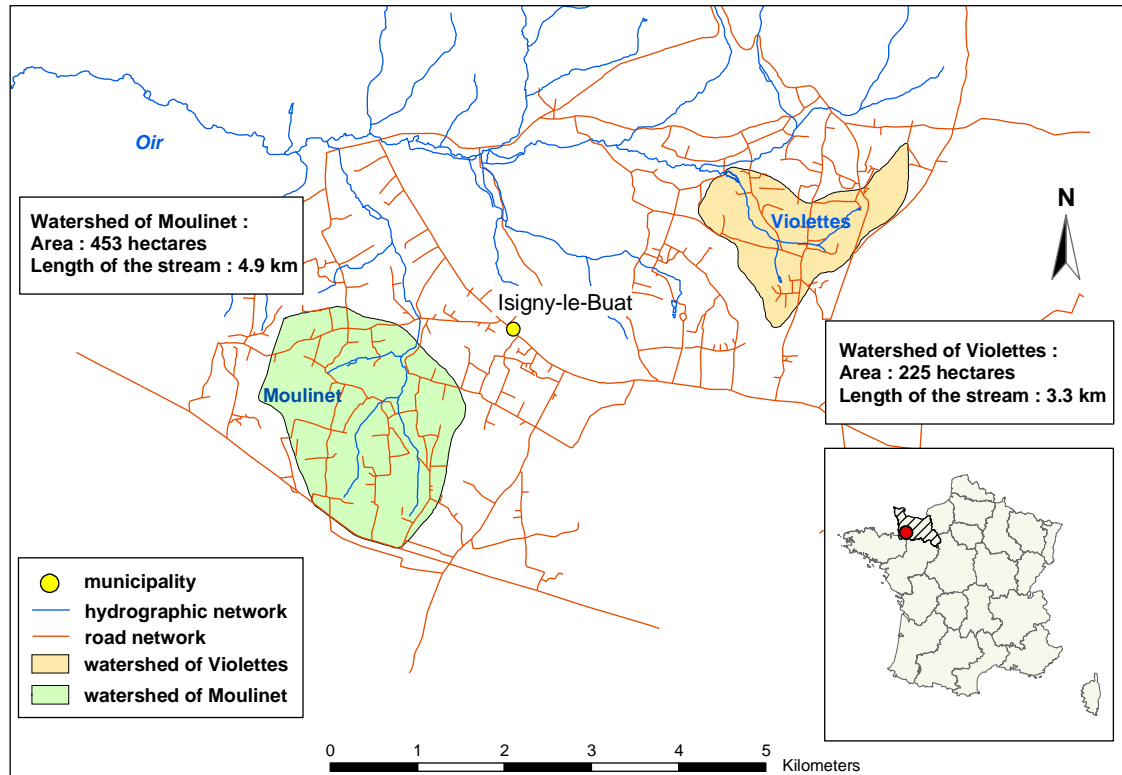


Figure 3-01. Location of the areas of studies

### 3.1.2.2 Factors favourable to water erosion and runoff

Before determining the criteria to be used in the decision aiding analysis in terms of erosive risks, it is important to know the main factors that play a role in soil erosion and runoff mechanisms.

The action of rain on the soil surface destroys the soil structure, all the more so, when texture (mineral quality and size of particles that make up the soil) and physico-chemical composition lend themselves to this process. The initial soil structure can sometimes be totally destroyed. The soil surface passes from a loose and porous state to a more compact state. The surface layer becomes separated from the rest of the profile and forms a crust or seal which reduces the permeability of the soil considerably, and increases runoff and erosion (*Boiffin et al., 1988*). Erosivity depends essentially on rainfall intensity and volume (*Gril and Duvoux, 1991*). In the absence of runoff, soil particles detached by the rain are not carried very far. Thus erosion is very much dependent on mechanisms that form runoff (*Auzet et al., 1987*).

#### a) The topography effect

Topographical parameters are fundamental in determining the scale of runoff phenomena (*Wishmeier and Smith, 1978*). For example, if the surface slope were null, the flow of rainwater would be very low and the detached particles would remain in place. Embankments have an effect primarily on topography. They slow water flow, decreasing its transport capacity and causing the sedimentation of some of the solid matter, and thus limiting the erosion. By reducing the speed of the runoff water they extend circulation time, thus enabling some of the water to infiltrate the soil. Moreover, where there is shrub vegetation the embankment can be stabilised and can form an element of the hydraulic network.



**b) Plant cover**

It has also been shown by several authors that well developed plant cover protects the soil from the action of rain. The plant cover that provides the best protection for the soil is pasture (*Tellier, 2000*). It protects the soil from the action of rain and the roots hold the particles in place, trapping them in a dense root network which thus increases the soil's resistance to shear stress and limits incision. Moreover, because it consumes water, the vegetation can drain and dry out the soil. However, the protective effect of plant cover is effective only when the soil surface is not degraded before the vegetation has become sufficiently well developed to provide this protection (*Boiffin et al., 1988*).

Cultivated soils remain without cover or with little cover during certain periods of the year, especially after harvesting during winter. The situation can be a source of worry if rain is abundant and the state of the surface favours the formation and concentration of runoff. The possibility of reducing the risks of runoff and erosion at agricultural plot level can therefore only be appreciated by taking into account all the mechanisms by which runoff and erosion occur, and also the technical procedures put in place. By studying cropping according to season it can be seen which the most sensitive periods of the year are, as the cropping system has been very much simplified since the introduction of intensification after the 1960s. Over the last 20 years, many authors (*Bonnamour, 1992; Papy, 1992; Delahaye, 1992; Martin et al., 2000*) have observed an increase in damage due to erosion.

**c) The change of cultivation practices**

One of the main reasons put forward is the change in land use patterns: first the decrease in permanent pasture and then the introduction of intensive spring crops, including maize. These intensive crops alter the relationship between winter crops and spring crops. The reduction in pasture has resulted in the cultivation of fragile zones like steep slopes or indistinct thalwegs. *Ouvry (1990)* demonstrates that in the *Pays de Caux* area, the introduction of certain crops such as green maize forage has increased the percentage of long intercropping, thus increasing the risks of runoff, given the degraded state of the soils and the absence of plant residues.

At the same time, this evolution has been accentuated by an increase in the size of cultivated plots and by changes to cultivation practices (*Ouvry, 1990*). As a result of land consolidation, plots have been adapted to the requirements of mechanisation but this increases the surface area liable to generate runoff. At the level of growing techniques and to increase yields, seedbeds have been reduced (*Boardman 1998 in Souchère, 1995*) which encourages the appearance of a surface crust and hence of water runoff (*Ouvry, 1990*). Cultivation practices combined with the factor of the oceanic climate, result in a pedological context that is extremely favourable to particle transfer at certain periods of year. This is due to their action on the rough texture of the soil, its porous system and the degree of compaction (*Papy et al., 1992*). Thus, the study of watershed topography, of the distribution of agricultural plots and the connectivity between soil and stream, and also agronomic practices and livestock farming are all elements to take into consideration in a spatial analysis of landscape structures in order to understand the transfer of suspended solids into the streams (*Boiffin et al., 1988; Papy, 1992; Ludwig, 2000; Baudry and Thenail, 2004*).

Several factors that have aggravated the soil's sensitivity to phenomena of water erosion and runoff across these two watersheds are linked to cultivation practices:

- exposing the soil during the winter phase on the maize plots with no plant cover
- compaction of the soil and rutting as a result of the repeated passage of agricultural machinery
- working the soil in the direction of the slope
- exporting earth on the wheels of heavy equipment
- destruction of river banks by cattle.

These factors often interact, in a system where the rainfall, which is not heavy but is nevertheless steady, plays a central role.

### 3.1.3 Procedure for identifying plots sensitive to particle transfer by multicriteria spatial analysis for decision aiding

GIS are increasingly widely used in spatial analysis for environmental problems. In our application, we connected a MCDA method with a GIS which was created to identify the sensitive plots of land to particle transfer. The general diagram of the methodology (Figure 3-02) shows the interaction between the GIS and the MCDA method. First we are going to explain the structure of the GIS and after the different elements for the MCDA method.

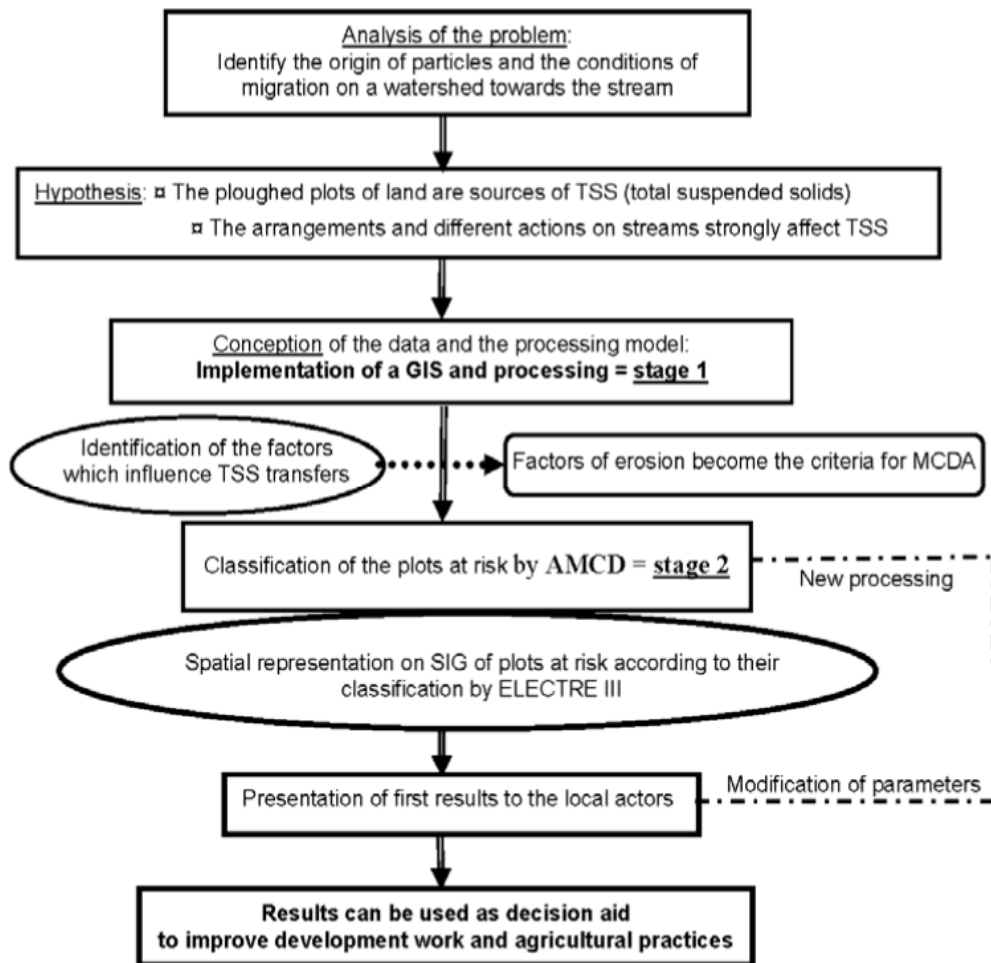


Figure 3-02. General flowchart of the methodology

#### 3.1.3.1 General structure of the GIS

The different types of geographic cover were developed in the context of Arc/Info© and ArcGis© including the digitisation of the cadastral plan and networks and the application of a digital elevation model, DEM (all altimetric points) of 50 m interpolated to 10 m. Thus at this stage in the creation of a GIS, the information concerning topography, land use on each cultivated plot, and the practices carried out there could be processed spatially. The sitting of the different elements of the micro-relief (embankments) and development work (mechanical modifications to portions of the stream), areas with natural drinking places where animals have trampled the edges of the streams (eroded zones in Figures 4, 5 and 6) were also spatialised.

As well as the surveys that were carried out, field reconnaissance enabled us:

1 to complete the data on the position of the embankments, hedges, elements connecting the plots to the water ways (paths, roads, etc.)

2 to quantify damage caused to the streams on the basis of visual assessment, again at plot level: deterioration of the banks, areas where animals come to drink (*Macary and Paulais, 2003*).

Figure 3 shows the structure of the GIS and its contribution to building the discrimination criteria of the plots at risk for the MCDA process carried out using the ELECTRE III method.

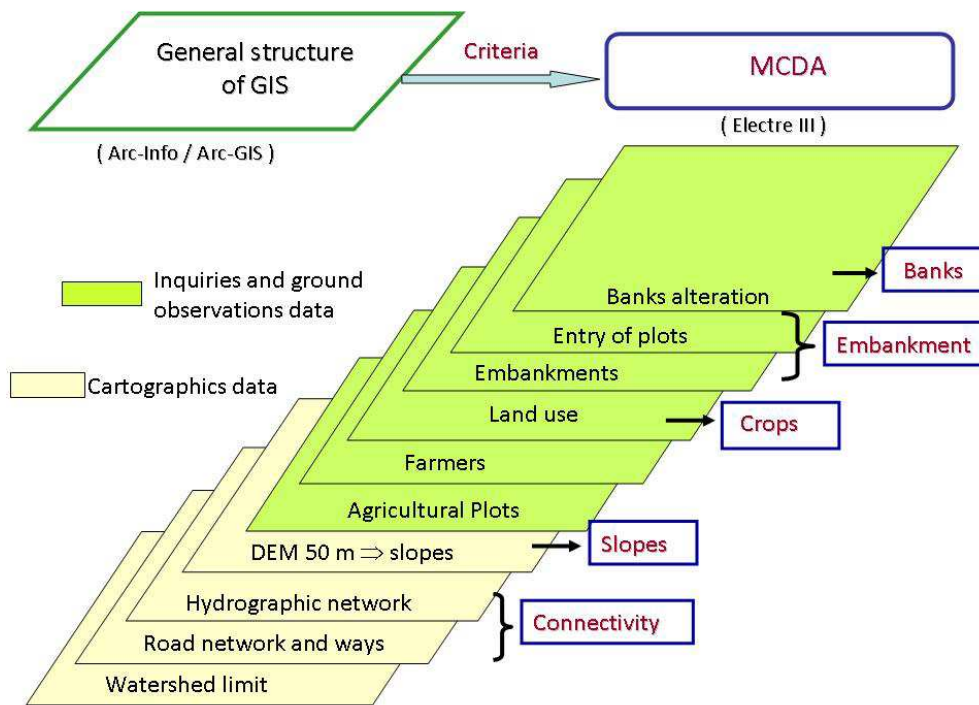


Figure 3-03 General structure of the geographic information system and relations with the MCDA

### 3.1.3.2 Multicriteria analysis for decision aiding: principles and method

The classification procedure we chose was an outranking method (*Maystre et al., 1994; Simos, 1990*). The ELECTRE III method (*Roy, 1978; 1990; Almeida Dias et al., 2006*) was selected first because we wanted to classify each plot of land and get so a series ordered of all plots following their degree of risk. In the vocabulary of MCDA methods, the plots are actions, or alternatives for other authors like *Chakhar and Mousseau (2008)*. In this application we decided to use the action term. In this method, real criteria (like slope) as well as qualitative criteria can be used too at the same time. It is thus possible to take into account the value for the plots. This method also incorporates ranking of the criteria (whereas ELECTRE IV is used without weighting). Although the weighting is rather difficult to implement so that certain criteria are not exaggerated or minimised in relation to others, in this instance, with our environmental approach, it seemed justified.

We also tested the ELECTRE TRI-b method (*Mousseau et al., 1999*), but it was not appropriate to the data of our project. The method ranks actions into a number of classes, of which we specify the limits as borders). This system requires a sufficient variety of performance values. If we consider, for example, that there are four classes, five numbers of values are used for the borders, and in our case study, as we explain in § 3.2.1, the number of performances value for the criterion evaluation is just 3 or 4. On the contrary, in the future we are going to try to use the ELECTRE TRI-c method (*Almeida Dias et al., 2009*), based on characteristic actions of every category. In this case, this consisted first in comparing plots of land so as to order them from the highest level of risk (most effective actions) to the lowest, and assigning them to ordered categories or ranks. In other words, plots of land were

classified into groups with the same risk level, called ranks, or when they could not be sufficiently discriminated, they were placed in a lower or higher rank.

*Some vocabulary considerations*

$A = \{a_1, a_2, \dots, a_i, \dots, a_m\}$  : a finite set of *actions* to rank, with  $|A| = m$

$F = \{1, 2, \dots, j, \dots, n\}$  : is the set of indices of *criteria*  $g_1, g_2, \dots, g_j, \dots, g_n$

$g_j(a)$  : the *evaluation or performance* of action  $a$  on *criterion*  $j$ , with  $j = 1, 2, \dots, n$

$w_j$  : the relative importance coefficient or *weight* attached to *criterion*  $j$ , for  $j = 1, 2, \dots, n$ .

The ELECTRE III method starts by a pairwise comparison of each action against the others with the aim of accepting, rejecting, or, more generally, assessing the credibility of the assertion 'action  $a$  is at least as good as action  $b$ ', usually called 'a outranks  $b$ ' (Vallée and Sienkiewicz, 1994; Almeida Dias et al., 2006). The plots of land (actions in MCDA) are first compared to determine which plot outranks the other. So, for instance, plot  $a$  outranks plot  $b$  when, first,  $a$  is at least as good as  $b$  in relation to a majority of criteria, and second,  $a$  must not be very much worse than  $b$  in relation to the rest of the criteria (Schärlig, 1985).

ELECTRE III then exploits the outranking relations based on the concepts of fuzzy logic and graph theory. Classification involves a descending and then an ascending distillation process. The descending distillation gradually selects the best actions, or the plots considered to be the most at risk, ending up with the worst, and this process is reversed for the ascending distillation. The final result is a partial preorder derived from the intersection of the two results above: it tolerates ex aequo results and incomparability between plots when this occurs (hence the notion of partial preorder) and it reveals the most reliable part of the global preference (Maystre et al., 1994; Roy, 1968).

**a) Choice of criteria**

In the context of our study, the agricultural plots are considered as actions, because they are the plots of land where farmers decide what they want to do. This is of course an adaptation of the MCDA method to environmental studies. This is also the decision level on which environmental managers can influence farmers to change their agricultural practices and arrangements. The judgement factors of these actions are called the criteria in the MCDA method. In our case, in fact, they are related to physical factors which contribute to TSS transfers.

Comparing a set of actions involves first of all measuring their performance in respect to the criteria considered: this is the evaluation stage. For each criterion several values, called performance values, are proposed. The highest performance is associated with the strongest risk of particle transfer. These values were chosen so as to maintain a significant deviation when pairs of plots were compared. In concrete terms, this involved completing a matrix with values for the actions for each criterion. Performances for each criterion were either the result of direct measurement in the fields or were calculated on the basis of mapping data or surveys via a GIS.

The principle of multicriteria analysis presupposes that each criterion brings some information that is non-redundant in relation to other information (Roy and Bouyssou, 1993; Mousseau, 1993). This obviously excludes any combination representing a first degree of analysis which would then result in disrupting the plot classification. On the other hand, by using a weighting system (cf. § 2.3) the priority given to each criterion can be expressed for the role it plays in particle transfer.

We selected five criteria for the MCDA method according to their recognised importance in relation to the phenomena being studied, and of course according to whether it was possible to provide appropriate information for all the plots (Annexe 25):

- slope of the plots
- connectivity between the plots and the stream

- micro-topography: embankment downstream from the plots
- land use
- degree of damage to the banks.

➤ **Slope criterion – CR 1**

The slope criterion is the only quantitative criterion in the MCDA where the performances for each action are raw numerical values. Performance values do not record the average slope of the plot, but rather the contribution of the plot in terms of the risk associated with the slope. We calculated these performances with the GIS. On the basis of a DEM extrapolated to 10 m, each plot was broken down into polygons of uniform slope  $P_u$  and surface area  $S_u$ . The performance of the criterion for a plot is  $\Sigma (P_u \times S_u)$ , with the highest values being associated with the highest risk.

➤ **Connectivity criterion – CR 2**

This criterion represents all the various sorts of connection between a plot and the stream, which could facilitate particle migration and the distance to the stream. Field observations and digitisation of the network of paths and roads by the GIS formed the basis for estimating this criterion. Five performance rating parameters were defined:

- 7: plot is crossed by the stream
- 5: strong connection in terms of road network, or close to the stream
- 3: average connection, at a greater distance
- 2: weak connection or distant
- 1: no connection.

➤ **Embankment criterion – CR 3**

The embankments, which originally acted as a support for the hedges, are key elements in the landscape and topography of the area being studied and they highlight the contours of the plots. For rating this criterion in the performance matrix, it is the presence of an embankment downstream from a plot that is considered first, then the entry to the plots. The ability of the plot to emit particles that can be mobilised by runoff is evaluated. Any possible protection from an embankment therefore occurs downstream. We gave these performance rating values after visiting all plots of land, and indicating the observations on the GIS:

- 6: no embankment, no protection from runoff
- 4: partial embankment
- 2: embankment with passage, entry to plot downstream
- 1: closed embankment, hydraulic isolation.

➤ **Crop criterion – CR 4**

Information for the land use section of the GIS was taken from surveys carried out with farmers. It is primarily the distinction between permanent pasture (protects the soil) and arable land (facilitates erosion) which is of interest to us here. After that comes the presence or absence of a sequential crop (stabilises tilled soils after harvest). The rating parameters for this criterion were therefore based on these differentiations, assuming that plots of land with orchards represented the intermediate stage:

- 6: maize with no catch crop, context of maximal erosivity
- 4: maize with catch crop
- 3: orchards and other perennial crops, except pasture
- 1: temporary or permanent pasture, soil protected.

➤ **Bank alteration criterion – CR 5**

It is clear that the prime potential factor for increasing stream turbidity is (natural or anthropic) deterioration of the banks and/or trampling of the stream bed. 'Natural' erosion processes do come into play, but it is mainly the trampling of the banks and the bed by animals as they cross the stream, come to drink or feed at the edge of the stream that causes this excess of TSS in the water. For plots which included part of the stream, we adopted the following rating:

- 10: Considerable deterioration of the banks and/or bed: uncontrolled drinking areas, edge of the banks trampled, etc.
- 6: Average deterioration: presence of a drinking place, banks have become vulnerable along a few metres of their length.
- 2: Little deterioration: some natural or provoked collapses, sensitive cleared channels.
- 0: No notable abnormal deterioration, bank vegetated and fenced off. More, plots having no contact with the stream have also a performance of 0 for this criterion

**b) Choice of criteria weighting**

Some studies have allocated criteria weights (*Mousseau, 1993; Mousseau et al., 2001*), but in our application, we tried to get weights in relation with the real impact of each criterion on particle transfer risks. This requires expertise in agronomic problems and good knowledge of the area. We began by carrying out several processing tests (*Table 3-01*) combining various weightings, and the results of the plot classification were transferred onto the maps of the two watersheds.

Table 3-01. Criteria weighting tests

Criteria Comments of the results	Number of ranks	Slopes	Connectivity	Embankments	Crops	Banks
Without weighting = ELECTRE IV	<b>36</b>	1	1	1	1	1
Connectivity, too much reduced	<b>40</b>	2	1	3	2	4
Strong ascendancy of the effect of banks	<b>44</b>	3	3	5	4	8
Overestimation of connectivity with regard to banks	<b>36</b>	3	4	2	3	1
Underestimation of the role of type of land use	<b>41</b>	2	1	2	1	4
Slope effect too great	<b>38</b>	3	1	3	2	4
Underestimation of slope effect	<b>44</b>	1	2	3	2	4
Weighting validated according to expert opinion	<b>39</b>	<b>2</b>	<b>2</b>	<b>3</b>	<b>2</b>	<b>4</b>

We then submitted these to local actors, who expressed their preference for one or the other of the maps according to their knowledge of the area and the plots at risk. This is the classical method based on "expert opinion" which we use in environmental problems. We then deduced the final weighting values (*Table 3-02*); it was clearly logical to give a higher ranking to the bank criterion when associated with livestock farming on riverside plots, and to embankments where the presence of arable plots downstream slowed the runoff of particle-laden water. On the other hand, we opted to give the same level of weighting to the other three criteria (*Table 3-02*).

Table 3-02. Weighting of factor adopted and coefficient values used to calculate indifference thresholds  $Sq$ , preference  $Sp$  and veto  $Sv$

	Criteria				
	Slopes	Connectivity	Embankments	Crops	Banks
Weighting	2	2	3	2	4
$Sq(\alpha)$	0.01	0	0	0	0
$Sq(\beta)$	268	0	0	0	0
$Sp(\alpha)$	0.05	0	0	0	0
$Sp(\beta)$	829	1.9	1.9	1.9	2
$Sv(\alpha)$	0	0	0	0	0
$Sv(\beta)$	0	0	0	0	3.9

Note: Just for banks alteration ( $Sv$ )

**c) Uncertainty over the performances of the plots**

For each criterion or pseudo-criterion, indifference (Q) thresholds  $Sq$  and strict preference (P) thresholds  $Sp$  were introduced, and a veto (V) threshold  $Sv$  only for the bank alteration criterion, because it is the most important for our problem. They were defined so as to take the varying levels of uncertainty surrounding the values in the matrix of the evaluations into account directly, especially the ratings for qualitative characteristics. The thresholds  $Sq$ ,  $Sp$ ,  $Sv$  are considered as refined functions of the performances  $g_j(a)$  of each criterion  $g_j$  (Vallée and Zielniewicz, 1994; Maystre et al., 1994):

$$\text{Threshold of } g_j(a) = \alpha \times g_j(a) + \beta .$$

The value of the two coefficients  $\alpha$  and  $\beta$  is specified by criteria and for each threshold. These coefficients can be calculated as a function of the worst or the best performance of a and b.

The general principle of the outranking method can be summarised by Figure 3-04.

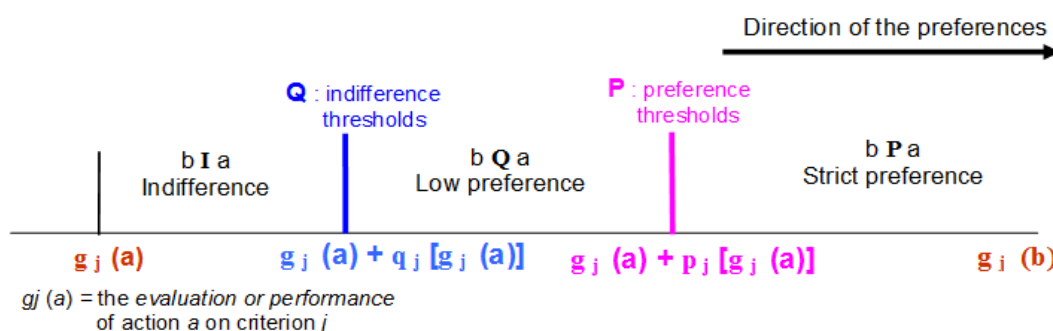


Figure 3-04. General principle of the outranking method

For the values of criterion 1 (slope), we allocated the coefficients  $Q(\alpha, \beta)$  and  $P(\alpha, \beta)$  such that:  $Q(0.01; 268)$  and  $P(0.05; 829)$ , where the values of  $\alpha$  represent uncertainty of the measurements and the values of  $\beta$ , the first quartile and the median of the differences of slopes values for respectively  $Q$  and  $P$ .

In the cases of connectivity, embankment, crops and bank alterations, we decided not to link thresholds to performances, given that these ratings were purely qualitative, thus  $\alpha = 0$  and  $\beta$  varies according to the criteria values (Table 3-02).

#### ***d) Sensitivity and robustness of the results***

To appreciate the sensitivity and robustness of our results, we could not find a method in the literature which could be easily used for this number of actions. For this preliminary study, we therefore carried out a large number of sensitivity tests, in particular by varying the threshold values. We observed that considerable changes in values led to only very slight variations in the classification of the plots of land (actions). We also modified the ratings given to the criteria, and their weightings in particular. Major variations, especially in the weighting values, did alter this classification but without modifying the results significantly, compared with any change made to the rating of the criteria. The final pre-order still showed the same classes of plots as being the most representative.

Truly aberrant ratings had to be allocated before observing any considerable degree of disruption in the results; we could therefore conclude that the results obtained by the method we applied to this effect were indeed robust. This can easily be explained by the fact that we constructed the criteria ourselves in a robust manner and because the criteria were highly discriminative for the plots of land.

### **3.1.4 Results and discussion**

#### **3.1.4.1 Classification of plots according to erosion risk**

Only the results for the *Violettes* watershed (225 ha) in 2008 are presented here. The conclusions are comparable for the *Moulinet* watershed. After processing with ELECTRE, the 112 plots were classified into 39 ranks in the final pre-order. We then aggregated the ranks into ten risk classes (with the level of risk decreasing from class 1 to class 10). Each class contains almost the same number of plots. After that, we exported the results of the classification (manually) into the ArcGis© software and all the plots were represented on the map of the watershed (*Table 3, Figure 3-05*). Whole ranks of plots in each class were distributed so that classes 1, 2 and 3 taken together contained about 25% of all the relatively uniform plots. As these are the ones most at risk, a particular attention will be paid to them in decision aid with a view to remedial action being taken by the farmers (*Table 3-03; Figure 3-05*).

Table 3-03. Final ranking of the 112 plots, aggregated into ten classes of risk

<i>Class of risk with aggregation of ranks</i>	<i>1</i>	<i>2</i>	<i>3</i>	<i>4</i>	<i>5</i>
MCDA ranks	1 to 4	5 to 8	9 to 11	12 to 14	15 to 18
Number of plots	11	10	12	14	13
<i>Class of risk with aggregation of ranks</i>	<i>6</i>	<i>7</i>	<i>8</i>	<i>9</i>	<i>10</i>
MCDA ranks	19 to 20	21 to 23	24 to 28	29 to 32	33 to 39
Number of plots	9	11	12	12	10

Note: Decreasing risk from class 1 to class 10



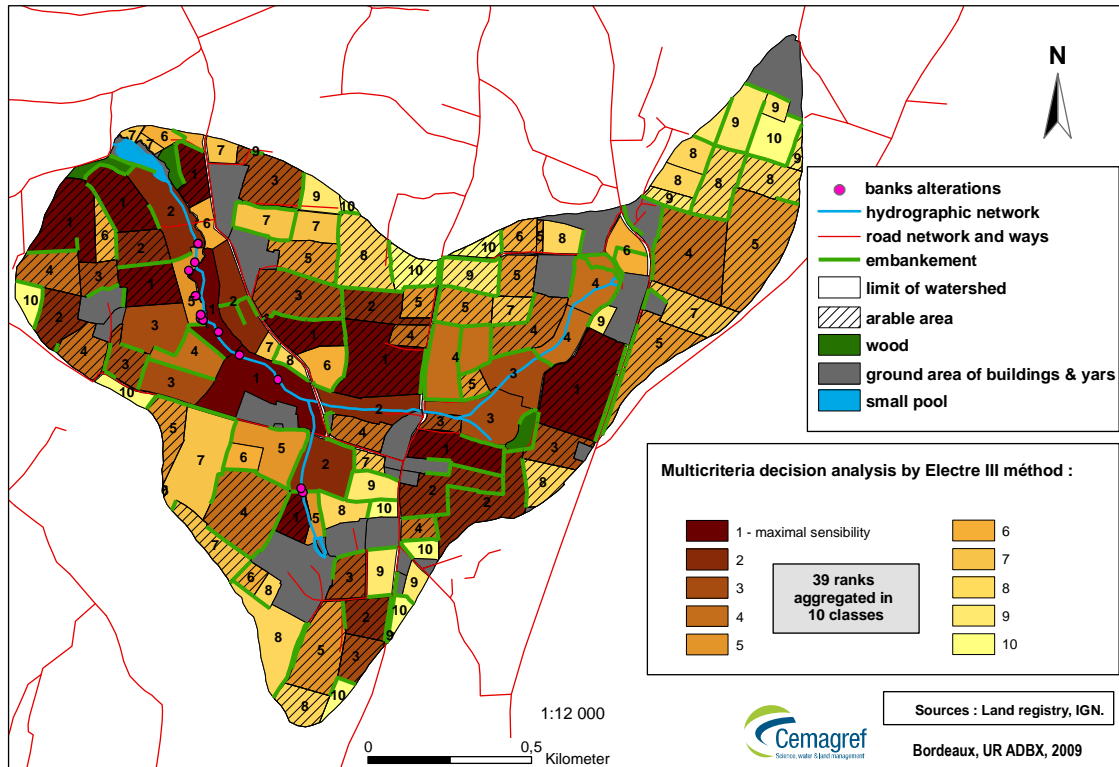


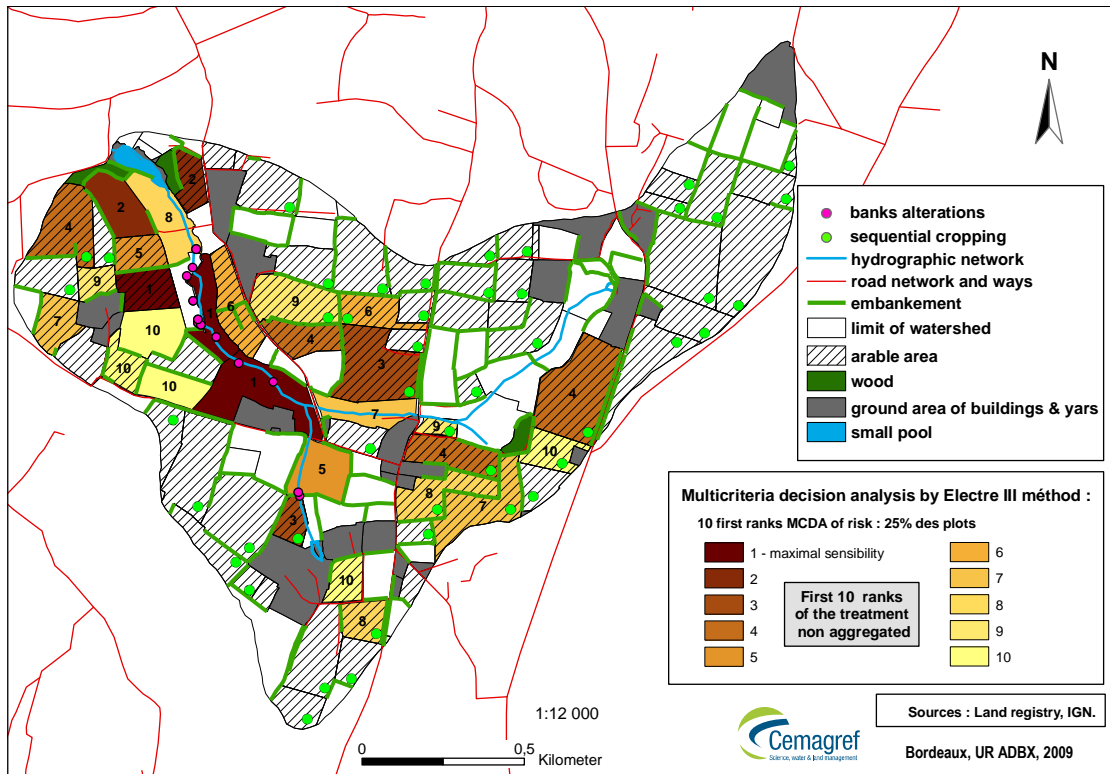
Figure 3-05. Classification of the 100% plots at risk of particle transfers in 2008, in the watershed of *Violettes*, with sequential cropping

Plots of land with the highest risk of eroded particle transfer can be divided into two subsets: plots situated on either side of the stream, which are weed infested and with some damage to the banks in the case of those that did not undergo any remediation work in 2007, and cultivated plots bordering the stream or connected by a road or a path, and in particular with little protection from embankments. Steep slopes, in the absence of embankments, have a considerable effect on the classification. Thus, of the 23 plots concerned, seven were located alongside the stream. It was also noted that weeds on the plots close to the stream did not fulfil their role of buffer strips when there were direct connections between these plots and the stream. However, by grouping the plots into classes in this way, some information was lost. Nevertheless, it is possible to present (*Figure 3-06*) only the results for the classification of plots in the first ten non-aggregated ranks: the 29 plots (about 25% of the total and 37% of the arable area in the watershed) that are the most sensitive to particle emission in the watershed. Particular attention will be paid to them in decision aid with a view to remedial action being taken by the farmers.

In 2008, 2/3 of arable plots carried sequential cropping during the winter period (new legal obligation to trap excess nitrates), which was not the case in the earlier period studied (2002 to 2006). In order to measure the impact of this cultivation practice on the classification, for 2008 we created a situation without sequential crops and represented this in the 27% of plots that were most at risk after MCDA processing (*Figure 3-07*). By comparing *Figures 3-06 and 3-07*, we see that with the presence of sequential cropping in winter, some plots disappear from the 25% most sensitive ones. For the 25% most sensitive plots, we established a simplified typology, based on observation of each plot with regard to its location on the watershed. This provides a visual summary of the multicriteria analysis results. It can be used as a simple decision aid to improve agricultural practices and arrangements for farmers. This differentiated the following main types of plot:

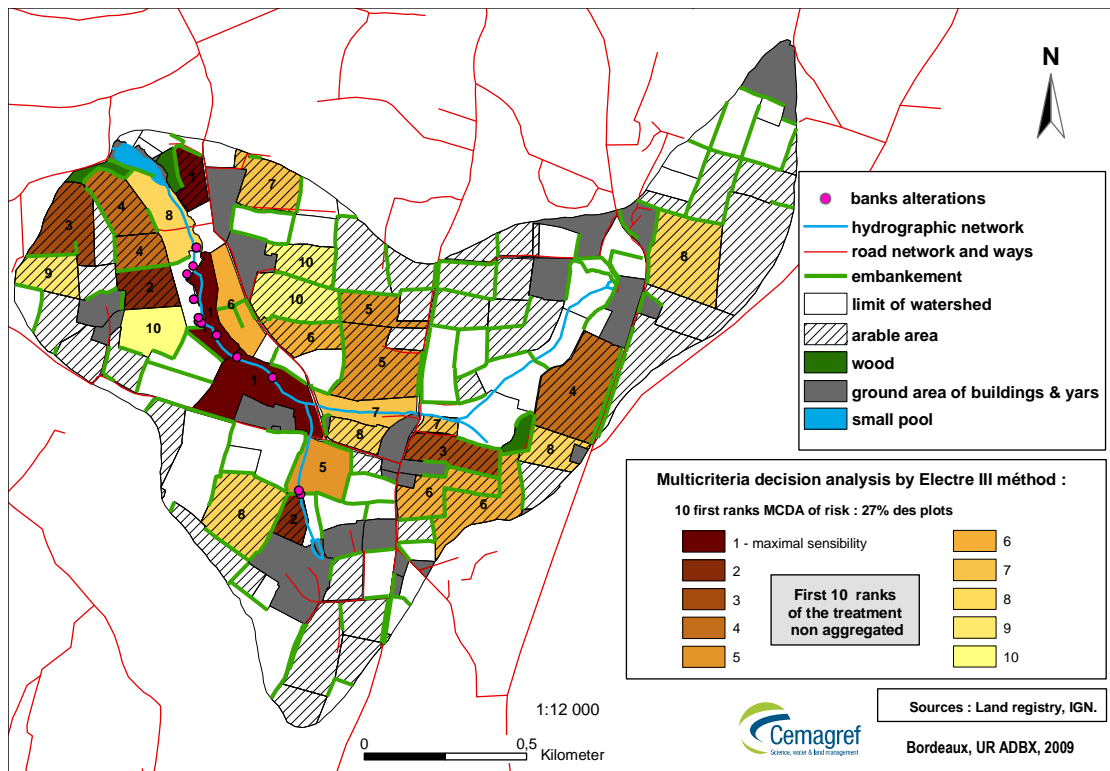
- pasture, crossed by the stream or alongside it, with uncontrolled access to animal drinking areas resulting in damage to the banks,

- cultivated (maize), close to the stream, with no downstream embankment,
- cultivated, not far from the stream and connected to it by a road or path,
- cultivated, further from the stream, with no downstream embankment, but connected by a road or path.



Note: Ten first ranks MCDA non-aggregated.

Figure 3-06. Classification of the 25% plots at risk of particle transfers in 2008, with sequential cropping



Note: Ten first ranks MCDA non-aggregated.

Figure 3-07. Simulation of a classification of the 27% plots at risk in 2008, without any sequential cropping

To refine the results still further, we then observed just the classification of the top 4 non-aggregated ranks (initially grouped together in class 1). This represents 10% of all the plots of land and 17% of the arable surface of the watershed. The risk is very high here because the banks of streams are not protected by enclosures, or because there are no banks downstream from crops of corn grown on sloping ground. It is here that remedial action must be taken first. *These 10% of plots of land can produce and transfer enough TSS to disrupt aquatic cycles, in particular embryonic development of salmonids.*

#### 3.1.4.2 Discussion

The grid showing plot cropping would seem to be the optimal scale on which to work within a watershed, both to assess sensitivity to erosion and to provide a map showing the measures that need to be taken. This MCDA method is particularly interesting in that it exploits qualitative information while providing as nuanced a view as possible and presenting results in a format that is useful for local stakeholders.

On the other hand, it can be somewhat difficult to use, especially in the choice of appropriate criteria. In this study we have not taken into account the geology of the substrate, which is nevertheless a factor that can play an important role in erosion phenomena (Auzet *et al.*, 1987), as in this case both watersheds lie on the same substrate. Similarly, since the surface soils were relatively homogeneous on the spatial scale used in this study, it was not possible to discriminate plots according to this criterion: it was therefore not selected. If plots in watersheds on different geological substrates were to be compared, it would be worth including these geological and pedological criteria in the analysis.

Nor were hydroclimatic conditions included in our analysis since they were similar in both watersheds. In other circumstances, this criterion would have been required, for example to discriminate between small watersheds, as Laaribi (2000) did in Tunisia. The difficulty would be that there is no hydroclimatic data on the small scale of the plot. It would be necessary to allocate the same performance to all the plots in a given watershed if the aim of a study were to compare plots.

The choice of criteria weighting values based on the different tests and results presented to local stakeholders, in other words according to expert opinion, may be debateable in terms of objectivity. However, it seemed more logical to carry out an MCDA using the ELECTRE III method, rather than ELECTRE IV without weighting, which we tested initially, because the weight of some criteria was clearly preponderant, especially the state of the banks (Lefrançois, 2007) and the presence of an embankment downstream from the plots. It would be interesting, however, experimentally, to validate the classification of the plots at risk by in situ measurements of erosion and runoff during rainy periods (monitoring markers, comparison with particle flows measured in the field, etc.). This would enable us, in particular, to validate the weighting coefficients for use in other watersheds.

The advantages of the ELECTRE method are that it is fairly easy to use once the field data has been obtained, and it produces results for decision aid in the field of agricultural and environmental risk management. However, certain limitations did emerge: the plots were classified in relative terms and not according to a TSS flow value. Thus even if the risk is reduced as much as possible, applying the method will produce a classification of plots on a gradient from the lowest to the highest sensitivity.

The ELECTRE TRI-b method we tried is not appropriate with these data, because we can only discriminate the plots in three classes of risk level, and we believe that at least four classes are indispensable: very high risk – fairly high – moderate – low or zero. The ELECTRE TRI-c method needs just a typical performance value for each criterion and each category to discriminate the actions. We think we could use it when it is available, because we can get more precise information in the two high-risk categories by coupling it with the ELECTRE III method.

### 3.1.5 Conclusions - perspectives

Over the last 20 years, changes in agricultural practices have profoundly altered landscapes and the structure of the bocage in the region studied here. Due to the intensification of milk production, the areas given over to maize have increased considerably to the detriment of pasture, and hence erosion phenomena have increased. Remedial action by local farmers is needed, but first it would appear necessary to improve these stakeholders' awareness of the problems involved.

Several factors are involved in the emission and transfer of fine soil particles; we therefore chose to produce a classification of agricultural plots considering agricultural and environmental risk according to the major explanatory criteria.

Our choice of methodology was the ELECTRE III multicriteria analysis decision aid method. The results of the plot classification, first all the plots and then the 25% of plots most at risk, were visualised on the maps of the two watersheds using a specially-constructed GIS. Using MCDA, we were able to build a typology of plot sensitivity according to risk level.

The results of the MCDA confirmed the decisive role of the weathering of the banks and of embankments downstream from the plots blocking the migration of eroded particles for the phenomena studied here.

On the basis of the results presented on the maps, it is feasible to put forward measures to reduce the transfer of particulate matter into the stream. The first type of measure concerns the protection and restoration of the banks:

- doing away with uncontrolled access to drinking areas and restoring eroded banks
- putting up fencing along the banks, at least 0.5 m from the edge
- installing nose pump reservoirs, gravity fed from the stream.

These measures were taken in the *Violettes* watershed in 2007 by the local planning and water management authority for the *Selune* river (of which the *Oir* is a right-bank tributary), following the results of our initial research study carried out from 2002.

A second type of measure is suggested to restore, conserve or rehabilitate the framework of bocage:

- restoring and maintaining some existing embankments, with hedge replanting in some cases
- re-establishing embankments with a hedge to stabilise them in certain particularly sensitive areas and in those places where they had disappeared as a result of excessive land consolidation in 1982, or subsequent farm expansions.

These measures have also been implemented by the farmers on the sites studied.

The multicriteria decision analysis method used here with ELECTRE III appears to be an efficient tool to aid environmental diagnostics. It is all the more effective if users have good knowledge of the territory they are studying. This knowledge of the territory and agricultural practices is essential in order to achieve good weighting of the criteria, to validate initial results by obtaining expert opinion on typical plots. Subject to specific adaptations and the choice of relevant criteria, the procedure can be used for different types of agricultural and environmental problem and is particularly well adapted to small watersheds with diffuse pollution linked with excess nitrates or the transfer of plant protection products into the surface water.

We think that it would be interesting to couple the two methods, ELECTRE TRI-C and ELECTRE III.

- first, the TRI method to compare all the plots with standard classes and achieve better classification, as plots would not be compared with each other but according to the references stipulated for each class
- then ELECTRE III just in the two classes the most at risk, to obtain more precise information about plot classification for small watersheds.

Regarding the ELECTRE methods, a computerised development linking up the database directly with the GIS and MCDA software would be a very useful tool in decision aid for environmental risks.

**Acknowledgements**

We thank the PAPIER project of the ECOGER program which funded this work. We are grateful to the anonymous reviewers for their valuable comments and suggestions, which improved the technical detail and the presentation of this paper. We thank also Mr. *Garry Hutton* and Mr. *Peter Hancock* for reviewing the English style.

**References** of this paper and others are integrated with all references at the end of the manuscript.

## 3.2 Risque de contamination des eaux de surface par les produits phytosanitaires et effets des bonnes pratiques environnementales

Les travaux ayant fait l'objet de cet article scientifique ont été conduits d'une part, dans le prolongement des projets interrégionaux "IMAQUE" (2004-2006) : "*Impact des activités agricoles sur les transferts de matière et de polluants et sur la qualité des eaux, des sols, des sédiments et des milieux aquatiques sur les Coteaux de Gascogne*" et "INSOLEVIE" (2006-2009) : "*Risques environnementaux liés aux pollutions agricoles et qualité physico-chimique et biologique des cours d'eau ; modélisation de l'impact des pollutions ; performance environnementale des activités agricoles*" ; d'autre part, dans le cadre du projet européen INTERREG-SUDOE IVB - "AGUAFLASH" (2009-2012) : "*Développement d'une méthode d'évaluation des risques de dégradation de la qualité des eaux dans les bassins versants agricoles au cours de crues transposable aux bassins versants de Sudoe*".

Les objectifs des deux premiers projets étaient de caractériser les états de surface, l'occupation des sols, les pratiques agricoles et les dispositifs agro-environnementaux sur les bassins versants du Sud Est du Gers, zone des Coteaux de Gascogne, et de déterminer leurs impacts sur les niveaux de concentrations, l'intensité des flux, l'intensité de l'érosion mécanique et chimique, puis de modéliser les dynamiques de transfert des matières azotées et phytosanitaires depuis les sols où elles sont épandues, jusqu'aux ruisseaux et aux rivières vers lesquels elles sont exportées. L'objectif du projet AGUAFLASH était de développer une méthodologie qui permette d'évaluer les risques de contamination des eaux de surface en période de crues à l'échelle des bassins versants agricoles du sud-ouest européen (Sudoe). Cette méthodologie a été mise œuvre sur 4 bassins versants agricoles de caractéristiques hydro-climatiques et typologiques différentes, visant à être transposable aux bassins versants agricoles de Sudoe. Cette démarche d'aide à la décision doit permettre d'une part, d'aider les plans d'actions pour administrer les points de captage de l'eau potable et d'autre part, de mettre en place des mesures efficaces sur les sources de pollution identifiées.

Notre question de recherche principale (UR ADBX) était de représenter spatialement le risque de contamination des cours d'eau, notamment en période de crues, par les matières azotées et phytosanitaires d'origine agricole, à différentes échelles spatiales. Ces travaux ont fait l'objet de mémoires de fin d'études d'agronomes et de géographes ; notamment à l'échelle des grands bassins versants (Lucas, 2004 ; Riglos, 2005 ; Lavie, 2005 ; Balestrat, 2006 ; Blasquez, 2008 ; Boussetta, 2009) et à celle du petit bassin d'Auradé (Bernet, 2010), en effectuant une analyse et modélisation multicritère, parallèlement à celles conduites sur les BV de l'Oir. Ces travaux ont également fait l'objet de présentations à plusieurs séminaires et colloques.

L'article scientifique ci-après est relatif aux travaux conduits à l'échelle du parcellaire sur le bassin d'Auradé. Il a été publié, sous les références :

*Macary, F., Almeida-Dias, J., Uny, D., Probst, A. (2013) Assessment of the effects of Best Environmental Practices on reducing pesticide contamination in surface water, using multicriteria modelling combined with a GIS - International Journal of Multicriteria Decision Making - Vol. 3, n° 2-3, pp. 178-211.*

Ce papier présente une évaluation des effets des bonnes pratiques environnementales pour la réduction de la contamination des eaux de surface par les produits phytosanitaires, en utilisant une modélisation multicritère combinée avec un SIG.

**Résumé :** Depuis un demi-siècle, le développement important de l'agriculture intensive a conduit à une utilisation massive d'intrants tels que les produits phytosanitaires. L'utilisation excessive de ces substances a contaminé les eaux de surface et des eaux souterraines. Quelques points de captage pour l'eau potable ont dû être abandonnés. Il y a une trentaine d'années, dans le sud-ouest de la France, un groupe d'agriculteurs a décidé d'améliorer ses méthodes de culture, et également de développer de nouvelles meilleures pratiques environnementales, telles que des bandes enherbées le long des cours d'eau et les ripisylves.

En combinant un modèle multicritère d'aide à la décision, utilisant une procédure de tri (ELECTRE TRI-C), avec un SIG, nous avons pu affecter chaque parcelle agricole d'un petit bassin versant élémentaire à l'un des cinq niveaux de risque associés à la contamination des eaux de surface par les produits phytosanitaires. Nous avons également évalué l'efficacité de bonnes pratiques environnementales, et avons constaté que leur utilisation a conduit à une réduction du risque de transfert de pesticides. Cette méthode vient renforcer les outils d'aide à la décision, à la fois pour les gestionnaires de la ressource en eau, et les acteurs de l'agriculture et de l'environnement.

**Mots clés :** bonnes pratiques environnementales ; ECOPHYTO 2018 ; ELECTRE TRI-C ; risques environnementaux ; SIG ; modélisation multicritère ; contamination des eaux de surface ; produits phytosanitaires ; ripisylve ; bande enherbée.

---

Assessment of the effects of Best Environmental Practices on reducing pesticide contamination in surface water, using multicriteria modelling combined with a GIS

**Francis Macary\***

Irstea, ADBX Unit  
50 avenue de Verdun-Gazinet, F33620 Cestas-Gazinet, France  
E-mail: [francis.macary@irstea.fr](mailto:francis.macary@irstea.fr)  
\*Corresponding author

**Juscelino Almeida-Dias**

LAMSADE, Université de Paris-Dauphine,  
Place du Maréchal de Lattre de Tassigny, F75775 Paris, France  
E-mail: [judiascv@gmail.com](mailto:judiascv@gmail.com)

**Daniel Uny**

Irstea, ADBX Unit  
50 avenue de Verdun, F33620 Cestas-Gazinet, France  
E-mail: [daniel.uny@irstea.fr](mailto:daniel.uny@irstea.fr)

**Anne Probst**

Laboratoire Ecologie Fonctionnelle et Environnement (EcoLab),  
Université de Toulouse, INPT, UPS, ENSAT, Avenue de l'Agrobiopôle,  
31326 Castanet-Tolosan, France  
and  
CNRS, EcoLab,  
F31326 Castanet-Tolosan, France  
E-mail: [anne.probst@ensat.fr](mailto:anne.probst@ensat.fr)

**Biographical notes:**

**Francis Macary** is an Agronomist and Researcher in the Environmental Sciences at Bordeaux Center of the French Public Institute of Sciences and Technologies for the Environment and Agriculture (Irstea). His principal research topics are: environment risk assessment according to agricultural practices focusing on the transfers of nitrogen, pesticides and total suspended solids on water. He uses also multicriteria analysis for decision aiding in the public environmental policies, at several spatial scales. He is a member of the specialist engineers in French Ministry of Agriculture. He has participated in several National and European investigation projects.

**Juscelino Almeida-Dias** has recently obtained his PhD in Industrial Engineering and Management of Lisbon University and Business Intelligence of Paris Dauphine University. His research interests are in ordinal classification, nominal classification, multicriteria clustering, multiple criteria decision aiding, operational research, electoral systems, project management, accounting, finance, family enterprises management, learning management. He is now working in a consultant office in Paris for decision making aid.

**Daniel Uny** is a Geomatician in the Amenities and Dynamics of Rural Areas Research Unit at Irstea-Bordeaux Center. He has participated in several French and European projects in support to different colleagues in the team. He uses different GIS softwares and remote sensing.

**Anne Probst** is a Senior Researcher in the ECOLAB Laboratory of Toulouse University, National Polytechnic Institute of Toulouse (INPT) and the National Center of Scientific Research (CNRS). She is specialist in issues about geochemistry of the environment, hydrology, water pollution and soil contamination impacts, eco-forest soils. She has participated in several national and international investigation projects, recently in China and Russia and has published around an hundred papers in international journals and many books chapters.



**Abstract:** For half a century, the significant development of intensive farming has led to a massive use of products such as pesticides. The excessive use of these substances has contaminated surface water and groundwater. Some drinking water extraction points have also had to be abandoned. Around 30 years ago, in the southwest of France, a group of farmers decided to improve their farming methods, as well as developing new best environmental practices, such as grass strips along streams and riparian forests.

By combining ELECTRE TRI-C, a sorting multi-criteria model, with a GIS, we were able to assign each farming parcel to one of the five levels of risk associated with surface water pesticide contamination. We also assessed the effectiveness of best environmental practices, and found that their use led to a reduction in the risk of pesticide transfer. This methodology re-enforces decision support tools for both water resource managers and agricultural and environmental stakeholders.

**Keywords:** best environmental practices; ECOPHYTO 2018; ELECTRE TRI-C; environmental risks; GIS; multi-criteria modelling; surface water contamination; pesticides; riparian zone; vegetative filter strip.

---

### 3.2.1 Introduction - Background

Since the second half of the 20th century, worldwide food production has seen a significant increase, particularly in countries with a high level of farming activity. This is due not only to advances in genetics, increased mechanisation, and improved farming techniques, but also a more widespread use of chemical products such as fertilisers and pesticides. Unfortunately, while agricultural pesticides have improved agricultural productivity, they have also caused potential risks to human health and the environment (*OECD, 2008*). The risks vary greatly depending on a pesticide's inherent toxicity (or hazard) and exposure. Exposure depends on a number of factors, such as the application method, weather after application, the environmental mobility and persistence of molecules, the characteristics of the ground (slopes, soil characteristics), proximity to bodies of water, and the nature of the hydrographical network.

The Organisation for Economic Development and Cooperation (*OECD, 2008*) has compared the use of pesticides for each member country by the indicator of overall sales of these products. The use of pesticides in developed countries declined by 5% over the period 1990 to 1992 to 2001 to 2003, but was marked by a large variation in trends between countries (measured in terms of the quantity of active ingredients). Agriculture accounts for 90% of all pesticide use, with some examples of other users being local councils, road and railway maintenance contractors, and members of the public for use in their own gardens.

Among the largest users of pesticides across the OECD, pesticide use increased in Italy, *Mexico* and *Spain*, while decreasing in *France*, *Japan* and the *USA* (where agriculture accounts for 75% of pesticide use). Together, these top-consuming countries accounted for around three quarters of total OECD pesticide use in 2001 to 2003. For example, in *France* (the world's third largest consumer of pesticides) the overall quantity of pesticides (active products) sold was 95,300 tons in 1990 to 1992, 85 500 tons in 2001 to 2003 (*OECD, 2008*), and around 78 000 tons in 2008. The OECD indicators show a link between the use of pesticides and risk levels. When more pesticide is used, contamination risks are increased, and when less pesticide is used, they are reduced.

Some studies have shown that tests are unfortunately not always being carried out in the most appropriate places – i.e., on farmland where pesticides are extensively used. Furthermore, indicators of pesticide sales are now less representative of the consequences for both human and animal health, and that of the environment. The reason for this is that over the last decade, it has become more common to replace traditional molecules with new ones, which are used in very small doses. These new molecules are more difficult to accurately measure, and environmental managers

therefore find it harder to monitor their presence in the natural environment. On top of this, their increased concentration makes them a great deal more toxic when coming into contact with water, even in very small quantities.

Since the early '80s, the European Community has gradually begun to control pesticide use, through various regulations to reduce their impact on the environment, and the likely risks to human health. Standards have been established for the maximum levels of pesticides in drinking water and food (CEE, 1998). As part of the Common Agricultural Policy (CAP), the EC identified pesticides that could potentially damage the environment, as well as strengthening the toxicological and ecotoxicological criteria for registration of plant protection products and marketing: Directive 91/414/EC replaced by Regulation No. 1107/2009 from 21/10/09 (EU 2009a). But, the intensive use of pesticides for four decades without any consideration for environment (and public health) have led to a major problem: many water systems have come to serious harm, and some pumping stations for drinking water have had to be closed down due to excessive concentrations of pesticide (Barriuso, 2004; Claver *et al.*, 2006; Carvalho, 2006; IFEN, 2007). In view of this significant reduction in water quality, the European community decided to impose the Water Framework Directive (EC, 2000), which requires member states to achieve a rating of 'good' for the ecological and chemical quality of water bodies within their jurisdiction by 2015.

Directive 2009/128/EC (EU, 2009b) establishes a framework for community action to achieve a use of pesticides in keeping with sustainable development policies. It serves as a guide at national level. In France, the Ministry of Agriculture has created the Ecophyto 2018 plan (MAP, 2008), aimed at reducing pesticide risks. It demands a 50% reduction in the use of pesticides within the next ten years (2008 to 2018) and the removal from sale of around 50 different molecules that have been recognised as health hazards (MEDD-MAAPRAT, 2011). European States are now subject to a results-based water quality policy, rather than one that simply specifies the means to be put in place. Farmers receive funding from the CAP but on the provision that they improve their agricultural practices. For instance, the managers of water agencies in France have now decided to prioritise the protection of water pumping zones. It is no longer sufficient to achieve this goal by agricultural means alone, and environmental action must also be taken (IFEN, 2007; OECD, 2008). This explains why the managers of water public institutions have also developed best environmental practices (BEPs) (FAO, 1994) in addition to best management practices (BMPs). Some examples of BEPs are vegetative filter strips (VFS) and riparian zones (RZ), along streams and rivers. These BEPs have been studied for around 20 years, and their assessment is essential in providing good advice to farmers.

Different studies have shown the positive effects of RZs in decreasing total suspended solids (TSS) in water (Schlosser and Karr, 1981). This is essential for the pesticide molecules adsorbed on the TSS. Hedgerows also have a significant influence on the surface runoff (Mérot *et al.*, 1999). The main effect of BEPs is that a part of the catchment – up to 40% of the total area – is disconnected from the river course due to the presence of hedges, which behave like wells, collecting large amounts water and other substances. Many experiments have demonstrated the effectiveness of VFSs in reducing the flow of pesticides in surface waters: in the USA (Misra *et al.*, 1996; Schmitt *et al.*, 1999); in France (Patty *et al.*, 1997; Carluer *et al.*, 2009). Along the sides of streams, the efficiency of the VFS depends on their width, the length of the watershed slope, and of course on their maintenance (CORPEN, 1997). The grass of the VFS retains the solid particles, and water containing dissolved products filters through to the roots, where microorganisms cause them to degrade. A RZ improves the efficiency of the whole buffer zone, when it is located between the stream and the VFS, (Gril and Lacas, 2004). Their efficiency depends on dominant hydrological processes: surface runoff, deep infiltration, lateral subsurface flow, tile drainage flow. A sound diagnosis at the watershed or the hill slope scale is necessary to optimise the design of a set of buffer zones in the area in question. The French adaptation of the CAP regulations imposes a width of five to ten metres (Lafitte and Cravero, 2010).

In order to evaluate the decrease in the use of pesticides, different methods with indicators or hydrological models have been developed (*Aurousseau et al., 1998, Centofanti et al., 2008, Gascuel-Odoux et al., 2009, Surgan et al., 2010*). BEPs are best evaluated using qualitative criteria, but the aforementioned methods use only quantitative figures. As a result, they do not effectively evaluate the effects of BEPs. Other groups of methods called multi-criteria decision aiding (MCDA) methods, or multi-criteria decision analysis methods were developed in the 1970s (*Roy, 1968*). They have been used in several sectors (*Schärliig, 1985, 1996; Roy, 1990; Roy and Bouyssou, 1993; Maystre et al., 1994*). Since the early 1980s, these methods been tested with success on environmental management issues (*Simos, 1990*). Given the spatialised nature of environmental issues, it was not long before MCDAs were coupled with the use of a geographical information system (GIS).

Our research aimed to assess the efficiency of BEPs as they apply to the problem of pesticide transfer into surface waters, using a MCDA sorting method, combined with a GIS. Risk zone modelling of these types of agricultural and environmental practices is first and foremost of benefit to farmers and their advisers in the field. It is also useful to public environmental managers who are looking for advice on proven BEPs for water protection. The objective of the project is two-fold: firstly to provide a risk-assessment method for each farming parcel (the level of decision for farmers) and secondly to assess the BEPs, taking into account all relevant criteria. This method is suitable for use in an environmental context, and can also be used for a wide variety of other purposes.

Before using this method in different regions, we tested it in a small watershed in the southwest of France, located around the village of *Auradé*, where intensive farming is commonplace. There is a local agricultural association of 36 members who work together to improve farming methods, and reduce their impact on the environment. The willingness of the local farmers and advisers to embrace changes was a key factor in choosing this location. In *Section 3.2.2*, we will introduce our study site and the different criteria considered, along with the multi-criteria modelling and interaction between the GIS and MCDA sorting methods. In *Section 3.2.3*, we will present our results regarding the effect of BEPs on pesticide risks, along with a general discussion.

## 3.2.2 Equipment and methods

After defining the study site, we will present an overview of the chosen sorting method, the interaction between the GIS and MCDA methods, and the modelling method, as it was applied to pesticide transfer risks.

### 3.2.2.1 Study site

The study site is located in the southwest of *France*, in the *Coteaux de Gascogne* area, which is part of the hydrographical basin of the *Adour and Garonne Rivers* (*Figure 3-08*). The *Gascony* area is drained by 17 rivers. These rivers are all left tributaries of the *Garonne River*, located between the *Pyrenees* and the *Atlantic Ocean*. All rivers have their source in the *Lannemezan* plateau, in the *Pyrenees* piedmont. Some of their watersheds cover several thousand square kilometres. Our test site was the small *Auradé* watershed (*Montoussé* stream), near *Toulouse*, which is located in the 1,150 km<sup>2</sup> catchment area of the *River Save*. Divided into approximately 90 agricultural parcels, this small watershed covers an area of 330 ha. It is used by 12 farmers. The local climate is influenced by the proximity of the *Atlantic Ocean* and the *Pyrenees*, with the *Mediterranean* also having a slight effect. The annual rainfall is around 700 mm, with evapotranspiration of 820 mm.

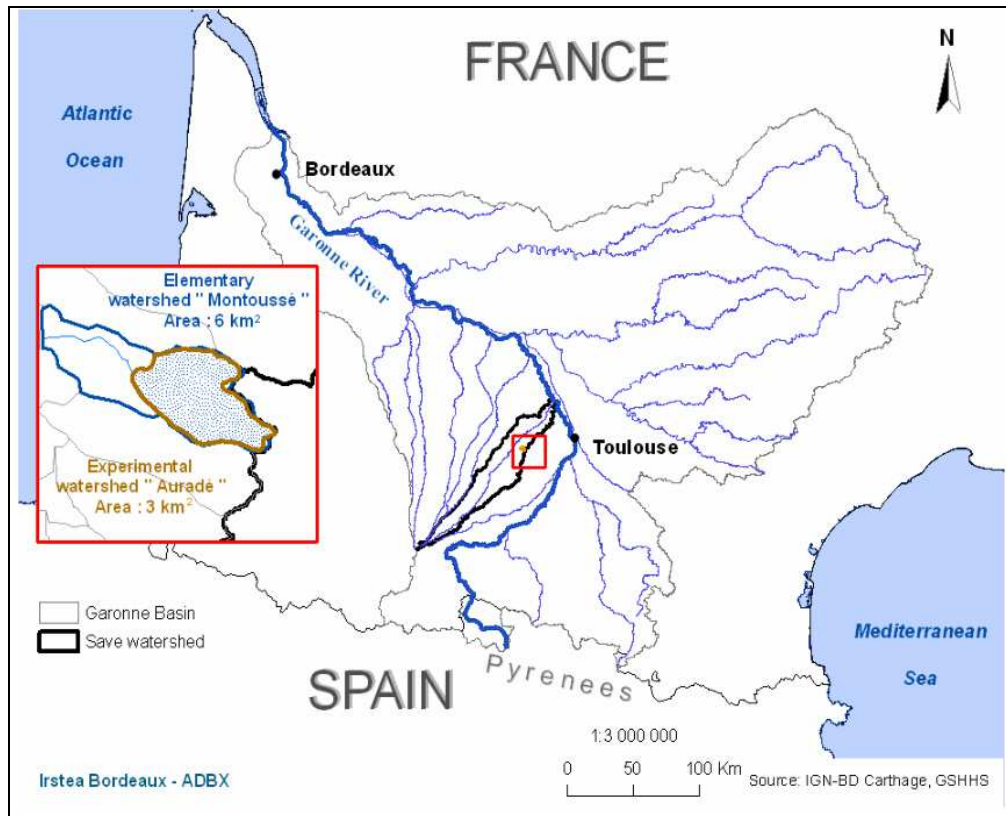


Figure 3-08. Location of the study site (Southwest of France)

During stormy periods, drained water can cause the transfer of soluble contaminants. Temperatures are generally higher in the summer, reaching an average of 25°C in July and August. 50% of this agricultural land has slopes steeper than 15% (*Annexe 25*), which contributes greatly to the runoff phenomenon. The geological substratum is essentially impermeable, which is very favourable to the phenomena of surface and subsurface runoff, and contaminant transfer into streams. The soil type is predominantly non-permeable clay-limestone (*Figure 3-09*), with most transfers taking place as a result of runoff.

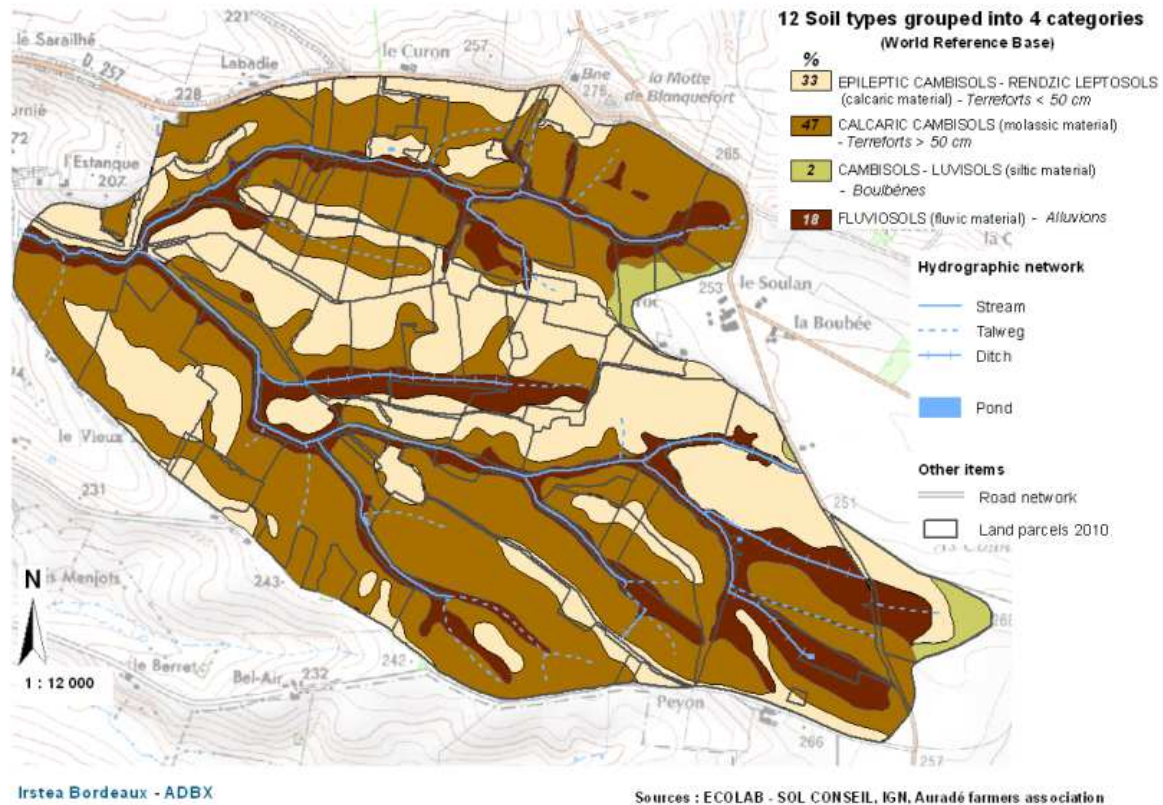


Figure 3-09. Aggregation of soil types in Auradé Watershed into four main categories

The Auradé area is characterised by intensive agriculture. The dry climate and difficulties in irrigating the slopes mean that the main crops tend to be cereals (36% total land use), sunflowers (50%) and rapeseed (9%). These are shown in Figure 3-10. The crop rotation is very short on each farming parcel (typically two or three years) and inputs like nitrogen, pesticides are higher, in order to obtain optimum yields. These data are indicative of an intensification in the local farming system. The plots themselves are large, often more than ten hectares each. This is due to widespread deforestation that took place after a rural exodus around 50 years ago, to make way for cereal crops, and ever larger pieces of farm machinery.

The intensification of agricultural practices has led to a general degradation of the surface water quality (*Agence de l'Eau Adour-Garonne, 2009*). In the entire region, only 12% of the surface water stations met the requirements for drinking water production. A further 55% were able to comply after treatment, and 33% were unable to comply. In rivers, 98% of the stations had at least one molecule detected, and 87% had at least one result greater than 0.1 µ/l (the maximum for a single type of molecule in water destined for public consumption; 0.5 µ/l is the maximum for the sum of the concentrations). Across all of the stations, 98 molecules were found (out of a list of 140 looked for during tests). The most common molecule was AMPA (breakdown product of glyphosate, an herbicide used in field crops, vines, fruit trees and non-agricultural areas. It was found in more than 43% of samples. S-metolachlor, which replaced atrazine herbicide in 2003, was detected in 37% of cases. These are the two most abundantly sold molecules in the Adour-Garonne river basin.

The environmental situation of water quality is still worrying and made even more so by the fact that water destined for public consumption is obtained from these rivers through pumping stations. The main water pumping station of Save River serves 20,000 inhabitants, and is located 5 km<sup>2</sup> from the 'Auradé' watershed. This prompted the water agency responsible for the Adour-Garonne area to make provisions for the protection of watershed areas from pollution (*Agence de l'Eau Adour-Garonne, 2009*). This experimental watershed is a commonly used reference by water institution managers in analysing surface water contamination as part of an intensive cropping system.

Measures designed to reduce water contamination were already in force in the area where we carried out our study. Financial incentives were mainly targeted at reducing river pollution, a policy which was initially tested on certain watersheds, including ours. Studies have been carried out on nitrogen transfer in this area for 25 years: Nitrate measurements were initially carried out in the *Montoussé* stream (*Auradé* watershed) in 1985 by *AZF Toulouse* (now *GPN-TOTAL Company*) to assess the impact of agricultural practices and landscape management on nitrate concentrations in streams. Since 1995, pesticides have been measured at the outlet and intensive environmental research has been carried out for about ten years. Since 2004, major and trace elements, suspended matter, carbon and nutrients have been measured at the stream outlet and in rainwater and soil solutions for the main parameters (and more recently for stable isotopes). The geochemical behaviour of nitrates, metals and pesticides has been investigated at the solum and watershed scales, particularly in relation to the hydrological regime and to agricultural practices (*Bur et al., 2009; Ferrant et al., 2011; N'Guessan et al., 2009; Taghavi et al., 2010, 2011*).

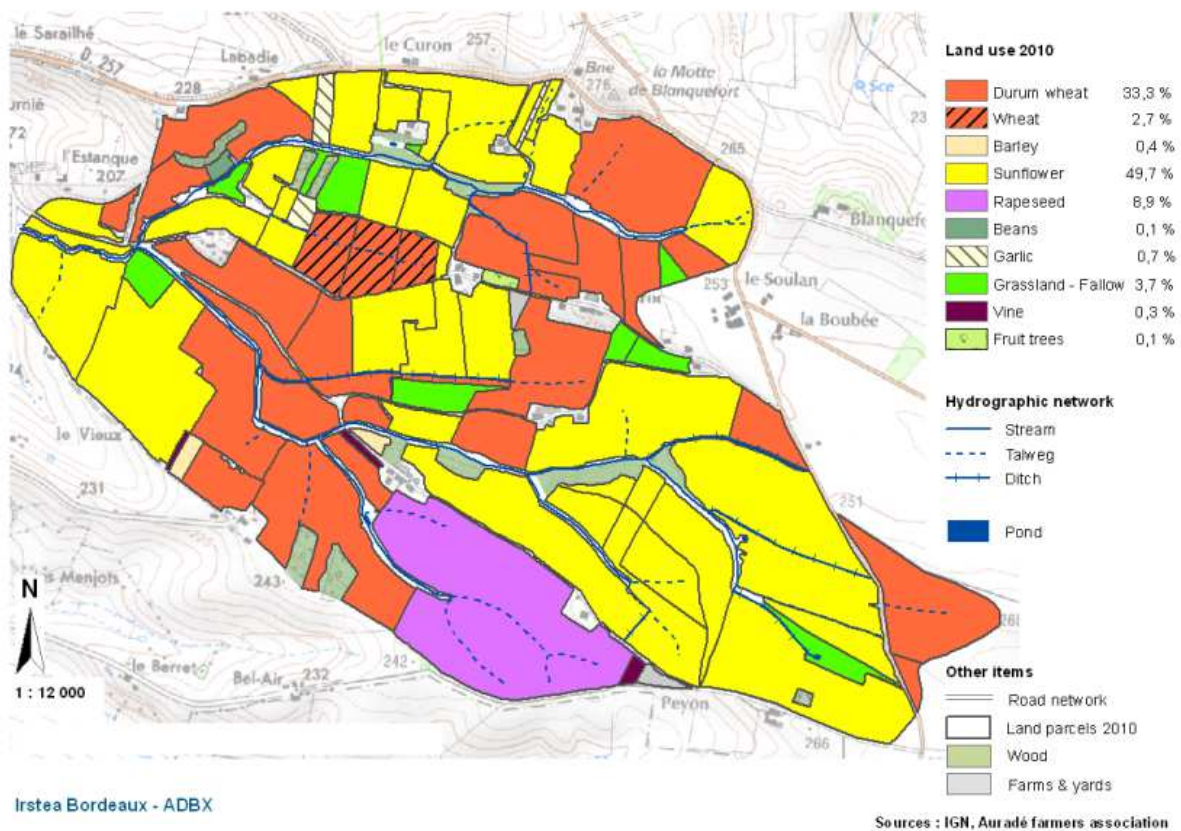


Figure 3-10. *Auradé* Watershed: land use in 2010

### 3.2.2.2 An overview of the chosen sorting method

The aim the study is to assign each agricultural parcel to a risk level according to pesticide transfer. This critical task can be carried out using a multi-criteria sorting method. This section presents the main related MCDA concepts, and an overview of the chosen sorting method.

#### a) *Concepts, definition, and notation*

To fully understand the MCDA, there needs to be a co-constructive interactive process between those carrying out the analyses, and agronomists' experts are required.

We consider that  $A = \{a_1, a_2, \dots, a_i, \dots\}$ , which represents a set of potential actions, i.e., a group of agricultural parcels. These parcels must be analysed in terms of the pesticide transfer risk.

These agricultural parcels in turn belong to the *Auradé* watershed, where farmers make their own decisions regarding land use and agricultural or environmental practices. This is also the decision level at which environmental managers can influence farmers in changing their agricultural practices and arrangements. This set can be known a priori in its entirety, or it may appear progressively during the decision aiding process.

The farming parcels are evaluated based on a coherent set of criteria, denoted  $F = \{g_1, g_2, \dots, g_j, \dots, g_n\}$ , with  $n \geq 3$ . Therefore,  $g_j(a)$  represents the perform context, a criterion is a tool representing a physical process for evaluating and comparing farming parcels according to the surface water contamination risk.

Each criterion  $g_j$  must be either associated with an increasing preference direction or a decreasing preference direction. In the latter, it means that the preferences increase when the performances decrease, and in the former, it means that the preferences increase when performances also increase. Moreover, each criterion is also associated with an ordered preference scale which contains all the possible performances of an agricultural parcel based on such a criterion, taking into account the pesticide transfer context. The criteria are also associated with two discriminating thresholds (called indifference and preference thresholds, denoted  $q_j$  and  $p_j$ , respectively,  $j = 1, \dots, n$ ). These thresholds help to take into account the imperfect character of the performances of each agricultural parcel as well as some arbitrariness when building sets of criteria.

The aggregation of the performances of each farming parcel is obtained through the so-called 'power of the criteria', which is defined by the relative importance coefficients, or weights, denoted  $w_j$ ,  $j = 1, \dots, n$ , and, optionally, the veto thresholds, denoted  $v_j$ ,  $j = 1, \dots, n$ , which are used to manage critical values on a certain criterion (Mousseau, 1993; Roy, 2001).

#### **b) An overview of ELECTRE TRI-C**

ELECTRE TRI-C (Mousseau et al., 2000; Almeida-Dias et al., 2010) was designed to be used within the framework of a constructive approach. This decision-aiding sorting method must be applied in contexts where categories are fully ordered (from the worst to the best, for instance).

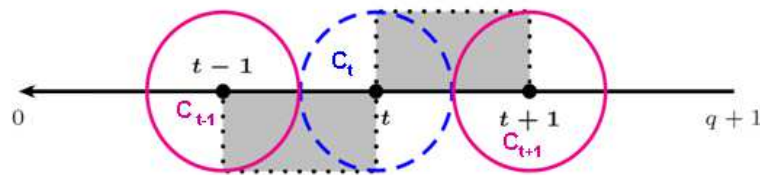
Each category must be defined a priori to receive actions (e.g., farming parcels), which will be or may be processed in the same way (at least for the first step). The definition of each category is based on a unique characteristic reference agricultural parcel, because their performances on the criteria are the most representative for assessing the corresponding risk level.

When using the ELECTRE TRI-C method (Almeida-Dias et al., 2010), the objective is to assign the actions to a set of completely ordered categories, denoted  $\{C_1, C_2, \dots, C_h, \dots, C_q\}$ , with  $q \geq 2$ . Assuming that  $C_1$  represents the worst category (highest risk) and  $C_q$  represents the best category (lowest risk), the assignment of a farming parcel to a risk category  $C_h$  is based on a comparison between the performances of this parcel in all criteria and those of each characteristic reference parcel  $b_h$  in each risk category.

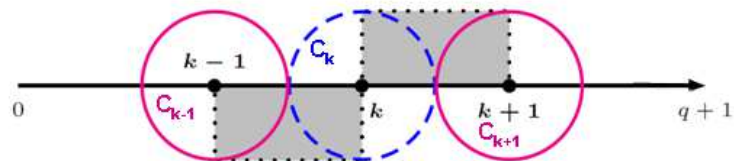
The ELECTRE TRI-C assignment results are based on the outranking credibility indices, denoted  $\sigma(a, bt)$ , (Almeida-Dias et al., 2010) which are compared to a chosen credibility level, denoted  $\lambda$ . This level is a minimum degree of credibility which is considered or judged necessary by the agronomists' experts to validate (or not) the statement ' $a$  outranks  $b$ ' (meaning that  $a$  is at least as good as  $b$ ) taking all the criteria from  $F$  into account.

In general, this minimum credibility level has a value within the range  $[0.5; 1]$  and it can be roughly interpreted as a majority level, as in the voting theory. In order to preserve the role of the characteristic reference agricultural parcels, ELECTRE TRI-C makes use of a selecting function, denoted  $p(a, bh)$  to choose between two consecutive selected categories. This decision-aiding sorting method is composed of two joint rules, called the descending rule and the ascending rule (which must be used together and not separately), since they are not significantly different when applying a transposition operation.

According to the descending rule selection process [Figure 3-11(a)], if we start the pairwise comparison on the best characteristic reference action, either category  $C_t$  or category  $C_{t-1}$  can be selected by making use of the chosen credibility level. The selecting function is then used to make a choice between  $C_t$  and  $C_{t+1}$ , or between  $C_{t-1}$  and  $C_t$ .



(a) Descending rule selecting process



(b) Ascending rule selecting process

Figure 3-11. Assignment process in ELECTRE TRI-C, (a) descending rule selecting process

(b) ascending rule selecting process

The descending rule consists of choosing a credibility level  $\lambda$  ( $0.5 \leq \lambda \leq 1$ ) and decreasing the number  $h$  representing the risk category considered, from the max value ( $q + 1$ ) until a value  $t$ , such that  $\sigma(a, bt) \geq \lambda$ . The unique category is obtained as follows:

- a** where  $t = q$ ,  $C_q$  is a possible category to assign action  $a$
- b** where  $0 < t < q$ , if  $\rho(a, bt) > \rho(a, bt+1)$ , then  $C_t$  is a possible category to assign  $a$ ; otherwise, select  $C_{t+1}$
- c** where  $t = 0$ ,  $C_1$  is a possible category to assign  $a$ .

According to the ascending rule selection process [Figure 3-11(b)], if we start the pairwise comparison with the worst characteristic reference action, either category  $C_k$  or category  $C_{k+1}$  can be selected by making use of the chosen credibility level. Then, the selection function is used to make a choice between  $C_k$  and  $C_{k-1}$ , or between  $C_{k+1}$  and  $C_k$ .

The ascending rule consists of choosing a credibility level  $\lambda$  ( $1/2 \leq \lambda \leq 1$ ) and increasing the number  $h$ , representing the same risk categories considered, from zero until the first value,  $k$ , such that  $\sigma(bk, a) \geq \lambda$ . The unique category is obtained as follows:

- a** for  $k = 1$ ,  $C_1$  is a possible category to assign action  $a$
- b** for  $1 < k < (q + 1)$ , if  $\rho(a, bk) > \rho(a, bk-1)$ , then select  $C_k$  is a possible category to assign  $a$ ; otherwise, select  $C_{k-1}$
- c** for  $k = (q + 1)$ ,  $C_q$  is a possible category to assign  $a$ .

Each one of these rules selects only one category to which an agricultural parcel can possibly be assigned. They are used conjointly in order to highlight the highest and the lowest appropriate category to receive an agricultural parcel. These two categories can be the same. When they differ, this means that the assignment of such an agricultural parcel is based on a range of possible categories, taking into account the way in which the set of characteristic agricultural parcels defines the categories. Experts with a good knowledge of the site (agronomists in this project) must validate the category chosen.



### 3.2.2.3 Interaction between GIS and MCDA

GIS have been increasingly widely used in spatial analysis for environmental problems over the last 20 years, and many scientific papers have been written with regard to the relationship between MCDA modelling and GIS. *Chakhar and Martel (2003)* presented a strategy for integrating GIS and MCDA. *Malczewski (2006)* carried out an important survey of literature with regard to GIS combined with MCDA and their many applications.

Combinations between GIS and MCDA methods have been applied in several professional fields: agricultural land use (*Janssen and Rietveld, 1990; Arondel and Girardin, 2000; Ceballos-Silva and López-Blanco, 2003; Chen et al., 2010; Macary et al., 2010a, 2010b*), for assessment of soil loss, consequences of erosion (*Laaribi, 2000; Cavallo and Norese, 2001*), for local development problems (*Joerin et al., 1998*), for land management (*Joerin and Musy, 2000*), for locating suitable sites to dispose of radioactive waste (*Carver, 1991*), for planning landfill sites (*Sumathi et al., 2008*), choosing wind farm sites (*Baban and Parry, 2001*), urban corridors (*Chakhar and Mousseau, 2008*), and forest fire risks in the Mediterranean region (*Pasqualini et al., 2011*).

These methods of analysis and decision support are well suited to agro-environmental issues. They allow both quantitative and qualitative criteria to be taken into account. We also connected a GIS (ArcGis®) with a MCDA method (ELECTRE TRI-C), especially for the environmental application of risk assessment. The general diagram of the methodology (*Figure 3-11*) shows the interaction between the GIS and the MCDA method. The ArcGis® software is a very effective tool, and is used by many research institutes, as well as by specialist consultancies, who appreciate its powerful spatial analysis and calculation capabilities. We used ArcGis 9.3® for spatial processing, and previously used ArcInfo® to digitalise the cadastral layer of different plots of land. Due to the integration of qualitative criteria, and the way in which the data needed to be sorted, we used the ELECTRE TRI-C method.

It is important to note that our aim was to develop a method for both quantitative and qualitative data, such as that obtained through meetings with stakeholders and observations in the field. This explains the need for a complete MCDA method that is properly suited to the needs of the study. We avoided using a GIS with an integrated and incomplete MCDA, which is less effective, and often unsuitable for handling this kind of data.

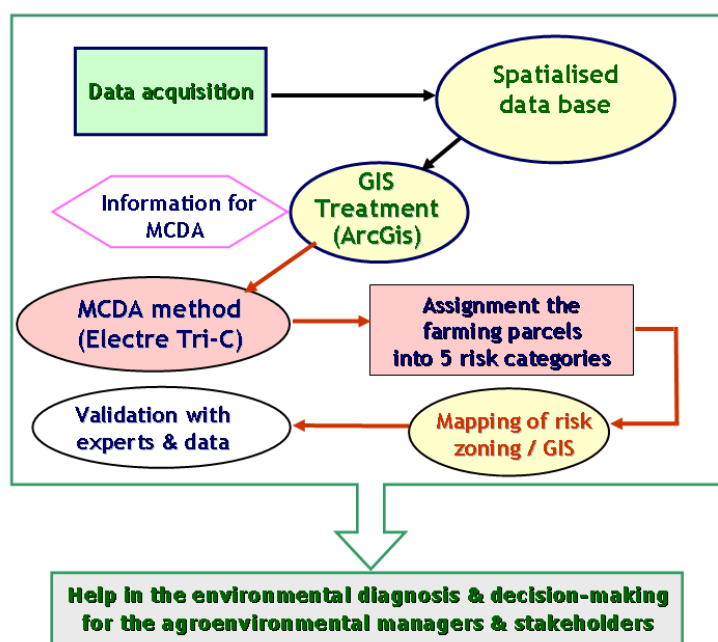


Figure 3-12. General diagram of the method combining GIS and MCDA

The GIS was used to integrate some quantitative data, and to carry out spatial processing, for instance, the slopes in relation to the location of different farming parcels. Some criteria scores were directly calculated through the GIS (details in *Section 3.2.2.4*). Following this, MCDA modelling is carried out separately, because some qualitative criteria (for instance, the BEPs) cannot be directly modelled with the GIS (the reasons for this are explained in *Section 3.2.2.4*). The parcels of land are then assigned by the MCDA model, and manually by the operator when the model cannot decide between two solutions. For the environmental risks, common practice is to create five categories: very low, low, intermediate, high, and very high.

For visual representation of the results, a link was made between the GIS parcel table and the MCDA results. These results were then shown on a map along with the percentage of arable land for each risk category. They were discussed with the relevant stakeholders and technical experts for the area in question. If necessary, other treatments are then carried out. These results are useful for environmental managers when proposing the implementation of BEPs and the associated subsidies. They can also help illustrate to local stakeholders (farmers and advisors) the advantages of these improved practices.

#### **3.2.2.4 Modelling the set of criteria**

In order to fully understand the information concerning the use of pesticides and the associated risks to surface water quality, it is first necessary to understand how agri-environmental risks are established. These contamination risks come from a combination of water being vulnerable to pollution (e.g., pesticides) and agricultural pressure (treatments applied to different crops).

The key environmental issues are the conservation, preservation, and rehabilitation of various uses of water resources (*CORPEN, 2003*). This paper focuses on the general pesticide problem in surface water treated for human consumption. When pesticides are applied to plants or to the soil surrounding them, there are different ways in which molecules can be transferred. This depends initially on their chemical properties, namely whether they are soluble or insoluble in water (*Barriuso, 2004*).

Environmental conditions also play a role in water vulnerability. This is due to the steepness of slopes, the nature of the hydrological network for surface runoff, soil types (controlling subsurface runoff and infiltration), and geological characteristics. Human intervention also has an effect.

This can be defined as land use, farming methods, and BEPs, such as VFSs and RZs. A general flowchart of these risk factors is presented in *Figure 3-13*. The diagram shows the correspondence between physical factors analysed with their consideration in the MCDA modelling, in the form of criteria.

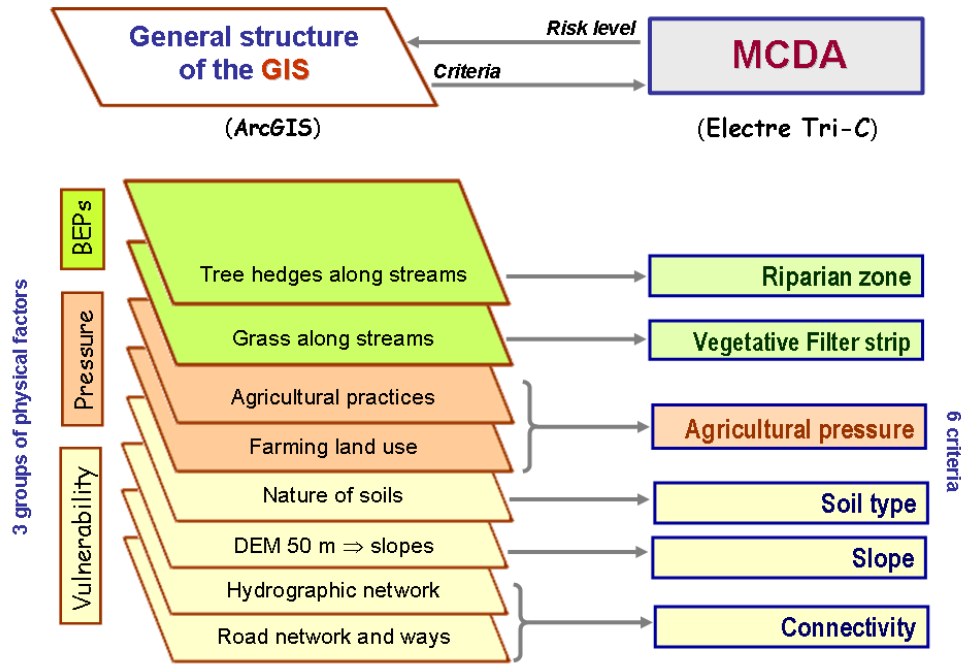


Figure 3-13. Various criteria analysed for the assessment of pesticide risks and BEPs effects

In order to assign a set of actions to a category, their performance under the criteria must first be considered. This is the evaluation stage. Performance of parcels for each criterion was either the result of direct measurement in the field, or was calculated on the basis of mapping data or surveys via a GIS. One major principle of multi-criteria analysis presupposes that criteria are not connected, and that they must be considered separately, without any common information (*Roy and Bouyssou, 1993; Mousseau, 1993*). This of course excludes any combination representing a first degree of analysis, which could then disrupt sorting of the farming parcels. On the other hand, a weighting system given to each criterion (*cf. 3.2.2.7*) can modify their significance, for the role it plays in pesticide transfer, or its limitation by the BEPs.

We selected six criteria for the multi-criteria model, according to their recognised importance in relation to the phenomena being studied, and of course according to whether it was possible to provide appropriate information for all the agricultural parcels (*Annexe 25*):

a First group – vulnerability of surface water:

- effect of combination of slopes and areas of the parcels: quantitative criterion
- connectivity between the parcels and the stream: qualitative criterion
- nature of soils: qualitative criterion.

b Second group: agricultural pressure (pesticides applications in this paper): quantitative criterion.

c Third group: reduction of contaminant transfer into surface waters:

- VFSs between the parcels and the stream: qualitative criterion
- RZs beside the stream: qualitative criterion.

For each criterion, the highest scores given were associated with the highest risk.

*Criterion g1 – combination of homogeneous slopes with their calculated surface*

Slopes promote surface water runoff and thus the transfer of contaminants. This is an important natural factor in the approach to agri-environmental risks. Performance values do not record the average slope of a parcel, because it does not make sense in the process of physical transfer. Indeed, this is due to many deformations of the micro relief, in each farming parcel. Because of this, we calculated an index which takes into account the contribution of homogeneous slopes and their representative surface in each parcel.

We calculated this performance with the GIS (*Annexe 26*). On the basis of a DEM at 25 m extrapolated to a precision of 10 m, each parcel was broken down into polygons of uniform slope  $P_u$  and their surface area  $S_u$  (*Annexe 27*). We attributed the performance of the criterion *g1* for a parcel, by calculating  $\Sigma (P_u \times S_u)$ . This combination takes into account the whole surface area of a parcel in a criterion, the size of which affects its contribution to contaminant transfer. This is a criterion of quantitative nature. The higher the index value, the more a parcel's micro relief contributes to runoff.

*Criterion g2 – soil type*

Different soil types influence the flow mode of contaminants: partial retention on the ground, runoff, and infiltration into the subsurface or into groundwater. According to the World Reference Base, 12 different soil types were determined through soil analysis in 2006 (SOL CONSEIL-EcoLab) (*Annexe 28*). Cambisols accounts for 80% of the soil types present within the test area. This type of soil has almost entirely impermeable molasse bedrock (Bur et al., 2009). We divided this set of soils into four groups, selected during modelling. This allowed us to simplify scores, and interpret the final results (*Figure 3-09*). The groups are: A (Epileptic Cambisols-Rendzic-Leptosols (< 50 cm)); B (Calcaric-Cambisols > 50 cm); C (Cambisols-Luvisols); and D (Fluvisols). The scores for the criterion *g2* in each parcel consider the four soil types and their corresponding surface area. They were established as follows:

$$\text{Score of soil type} = (\%S_1 A*8 \%S_2 B*4 \%S_3 C*2 \%S_4 D*1)/100$$

(Sx represents the area of each type of soil per parcel)

*Criterion g3 – connectivity of each agricultural parcel to the stream*

The conditions of connectivity have an effect on the transfer of pollutants. With a GIS, we can generally integrate the distances between the potential points of contamination and the streams automatically. However, it is not possible to take into account another important factor: the nature of connectivity. The advantage of the MCDA method is that it allows us to note qualitative elements previously observed on the watershed (*Annexe 29*) as follows:

- 9 – ‘very high’ connectivity, increasing the risk of pesticide transfer (edge of the streams with some drains)
- 8 – ‘high’ connectivity: parcels wholly situated along the edge of a stream
- 8 – ‘high’ connectivity: parcels of which a section is situated along the edge of a stream
- 5 – ‘intermediate’ connectivity: talwegs and ditches
- 3 – ‘weak’ connectivity (roads and paths)
- 1 – ‘very weak’ connectivity: very weak or no connectivity.

*Criterion g4 – vegetative filter strips (VFSs) effects*

The VFS is a vegetative strip used along streams in the lower parts of parcels, decreasing the transfer of soluble contaminants to the stream. However, the effectiveness of this solution depends on its width and serviceability, which was considered implement them in the modelling process, thus representing the level of protection in the various streams. Values are indicated in *Table 3-04*.

Table 3-04. MCDA scores for the effectiveness of VFSs

<i>Width</i>	<i>Quality</i>	<i>Protection level</i>	<i>MCDA score</i>
≤ 3 m	Bad	Very weak	15
	Good		14
]3; 5 m [	Bad	Weak	12
	Good		11
[5; 7 m [	Bad	Average	9
	Good		8
[7–9 m [	Bad	High	6
	Good		5
≥ 9 m	Bad	Very high	3
	Good		2
No interest	Parcel, far from the stream		0

**Criterion g5 – riparian zone (RZ)**

A RZ is a wooded area along the side of a stream. A good RZ improves the protection of streams and decreases contaminant transfer (Mérot *et al.*, 1999). The effectiveness of this type of zone depends on the density of its vegetation. Its role complements that of the VFS. It is integrated into our analysis in terms of its characteristics and length. In the Auradé watershed, RZs along the streams are generally moderate, but certain places benefit from the protection of a denser wooded zone. Values are indicated in *Table 3-05*.

Table 3-05. MCDA scores for RZs

<i>Importance of riparian zone</i>	<i>Description</i>	<i>MCDA score</i>
[0%–10%[	No tree	10
[10%–25%[	Weak protection, just some trees	9
[25%–50%[	Passable protection	7
[50%–75%[	Average protection	5
[75%–100%[	High protection	3
100%	Very high protection	2
No interest	Parcel, far from the stream	0

**Criterion g6 – agricultural pressure: pesticides**

We characterised the agricultural pressure according to nitrogen, pesticides and TSSs due to land use and agricultural practices. This paper focuses only on pesticide problems. The risk assessment for the transfer of pesticide molecules into a stream is carried out based on the way in which chemicals are sprayed on each crop. The idea here is to consider the pesticide indicator calculated at the farming parcel level: *TFI* or *Treatment Frequency Index*. *TFI* is used in France to track the evolution of pesticide use.

$$TFI = \frac{\text{Applied dose} \times \text{Treated surface}}{\text{Registered dose} \times \text{Total surface of parcel}}$$

We calculated this index based on land use and farming practices in 2009 and 2010. This calculation was carried out for each parcel, as crop spraying methods vary between farmers. Some very small parcels of vine and fruit trees are cultivated solely for family consumption, but because of their location, and the large amount of pesticide used on them, they cannot be excluded.

TFI values calculated from inquiries in the field are: durum wheat (1.73 to 3.97), bread wheat (1.84 to 2.97), barley (2.63), sunflower (0.56 to 2.43), rapeseed (4.66), beans (small surface) (5), garlic (small surface) (3.70 to 4.50), vines (family consumption) (10), fruit trees (family consumption) (10), grassland - fallow (0).

As shown in the 2010 land use map (*Figure 3*), wheat and rapeseed crops that receive most of pesticides, occupy 45% of the land; sunflower: almost 50%. Because crop rotation is very short there – only around two years – this explains the intensive cropping system, as mentioned in *Section 3.2.1*. *The performance matrix* resulting from these multicriteria evaluations is showed in *Annexe 30*.

### 3.2.2.5 Modelling the set of categories

Firstly, we defined some ordinal classes, or risk categories, which have a clear meaning in a decision aiding context. Each category has been designed to group together agricultural parcels, whose risk levels must be processed in the same way. Five categories were selected by our expert agronomists, which is the traditional number of categories for environmental risk assessments. This set of categories is organised on a scale, going from the highest risk level (C1) to the lowest risk level (C5). Each category is characterised by a virtual benchmark parcel called ‘reference action’, *b<sub>h</sub>* (*Table 3-06*).

Each parcel is compared to the appropriate benchmark in order to judge its intrinsic characteristics. These characteristics are not compared with those of the other parcels, as opposed to the ranking method (ELECTRE III) where each parcel is compared with every single other parcel (*Macary et al., 2010b*).

Table 3-06. Performances of the characteristic reference parcels, for the five categories

$C_h$	Risk level meaning	$b_h$	Slopes/areas $g_1$	Soils $g_2$	Connexion $g_3$	Vegetative filter strips $g_4$	Riparian zones $g_5$	Pesticide pressure $g_6$
$C_1$	Very high	$b_1$	1,000,000	7	9	14	9	4.5
$C_2$	High	$b_2$	500,000	5	8	11	7	3
$C_3$	Intermediate	$b_3$	300,000	3	5	8	5	1.75
$C_4$	Low	$b_4$	200,000	2	3	5	3	0.75
$C_5$	Very low	$b_5$	100,000	1	1	2	2	0.25

### 3.2.2.6 Modelling data imperfections and arbitrariness

Not all elements within the performance matrix are determined with absolute accuracy. Because of this, thresholds were introduced into the ELECTRE models, called ‘indifference’ ( $q$ ) and ‘preference’ ( $p$ ) thresholds. Two actions (farming parcels) can be indifferent according to the criterion  $g_j$ , which is controlled by the indifference threshold. The indifference threshold is the point at which two actions are no longer regarded as having comparable performance. One parcel can also be strictly or non-strictly preferred over another. This function is controlled by a preference threshold, called  $p_j$ . The preference threshold sets the performance differential which causes one action to be preferred over another, based on the criteria  $g_j$ . Both of these thresholds can explain weak or strong differences.

The Indifference threshold ( $q_j$ ), or Preference ( $p_j$ ) of the performance  $g_j$  ( $a$ ) of the farming parcel ( $a$ ) according the criteria  $j$ , is an affine function including two coefficients  $\alpha$  and  $\beta$ :

$$q_j [g_j(a)] = \alpha \times g_j(a) + \beta \text{ and } p_j [g_j(a)] = \alpha g_j(a) + \beta.$$

The values of the two coefficients  $\alpha$  and  $\beta$  are specified by criteria and for each threshold. These coefficients can be calculated as a function of the worst or the best performances of (a) and (b). The general principle of the outranking method is summarised in *Figure 3.04, section 3.1.3.2*.

For the values of criterion 1 (homogeneous slopes and surfaces), we allocated the coefficients  $q_1$  ( $\alpha, \beta$ ) and  $p_1$  ( $\alpha, \beta$ ) such that:  $q_1$  (0.035; 0) and  $p_1$  (0.055; 0), according to the values obtained in the performance matrix. Performance values are continuous, and have a high amplitude, which explains why thresholds are directly dependant on performances.  $\beta = 0$ , because in this case, it does not provide further accuracy. For the other criteria, we decided not to link thresholds to performances, given that values are discrete for criteria 2, 3, 4 and 5 with low values. In the case of criterion 6 (pesticide pressure), values are continuous but in a scale of low values. *Table 3-07* shows the retained values of indifference threshold and preference.

Table 3-07. Values of the thresholds of indifference (Q), preference (P)

Criteria	Slopes/areas $g_1$	Soil type $g_2$	Connexion $g_3$	Filter strip $g_4$	Riparian zone $g_5$	Pesticide pressure $g_6$
Criterion nature	Quantitative	Qualitative	Qualitative	Qualitative	Qualitative	Quantitative
Indifference threshold Q ( $\alpha, \beta$ )	Q (0.035; 0)	Q (0; 0)	Q (0; 0)	Q (0; 0)	Q (0; 0)	Q (0; 0.25)
Preference threshold P ( $\alpha, \beta$ )	P (0.055; 0)	P (0; 1.9)	P (0; 1.9)	P (0; 1.9)	P (0; 1.9)	P (0; 0.95)
Assumptions	1 Variable indifference and preference threshold as affine functions for criterion $g_1$ . 2 Indifference and preference thresholds are constant for criteria $g_j, j = 2, \dots, 6$ .					

### 3.2.2.7 Modelling the role of the criteria

The various criteria have effects of differing importance on contaminant transfer. This means that weighting must be applied to optimise MCDA modelling. We used the SRF software (*Figueira and Roy, 2002*) to assign numerical values to the different weights of the criteria, with expert agronomists helping us to implement the model. This procedure used the ordinal nature of the criteria scales, meaning that the units and the range of scales have no effect when evaluating the importance of the coefficients. The obtained weights were validated by the experts, following some experiments using spatial visualisation of the risk level and taking into account their knowledge about the studied watersheds. The results of this are explained in *Table 3-08*.

Table 3-08. Weights of criteria using SRF procedure

Criteria	Slopes/areas $g_1$	Soil type $g_2$	Connexion $g_3$	Vegetative filter strip $g_4$	Riparian zone $g_5$	Pesticide pressure $g_6$
Weights (%)	18	6	23	13	10	30

Notes: The weights of the criteria were determined by using the SRF software (Simos-Roy-Figueira), with agronomists' experts.  
 $CR1 + CR2 + CR3 = \text{Vulnerability} \Rightarrow 47\%$  of the weights sum  
 $CR4 + CR5 = \text{BEPs} \Rightarrow 23\%$  of the weights sum  
 $CR6 = \text{Pesticide pressure} \Rightarrow 30\%$  of the weights sum

We used also a veto threshold ( $v_j$ ) to apply the notion of discordance, only used for the pesticide criterion. With this threshold  $v_6$  (0; 3), if a certain action  $b$  is better than action  $a$  in a specific criterion, it will be considered better than  $a$  in all other criteria. In this application, for instance, grassland never receives pesticide; therefore it must be only assigned to a very low risk level. However, its physical properties and its location close to the stream could place it in the intermediate risk band, despite their being no pesticide.

### 3.2.2.8 Validation of a risk level

The *credibility level*  $\lambda$  is a minimum degree of credibility (based on its criteria weighting) which is considered necessary for validating or refusing the assignment of an action within a particular category. The statement ‘ $a$  outranks  $b$ ’ (meaning that ‘ $a$ ’ is at least as good as ‘ $b$ ’, or  $a$  must be at least assigned to the same risk level as  $b$ ) takes into account all the criteria from  $F$ . This minimum credibility level must be between 0.5 and 1. We chose the high level of  $\lambda = 0.7$ , which means that an outranking statement can only be validated when the weights of criteria concerned represent 70% of the whole.

## 3.2.3 Results and discussion

### 3.2.3.1 Assignment of agricultural parcels according to pesticide risk and the effect of BEPs

This section presents the spatial visualisation of the ELECTRE TRI-C assignment results, by using the interaction between MCDA modelling and the GIS spatial structure. *Figure 3-14* shows results with the effect of BEPs in decreasing pesticides transfer to streams. In 2010, very high and high risk levels represented a very significant 42% of all farmland within the watershed.

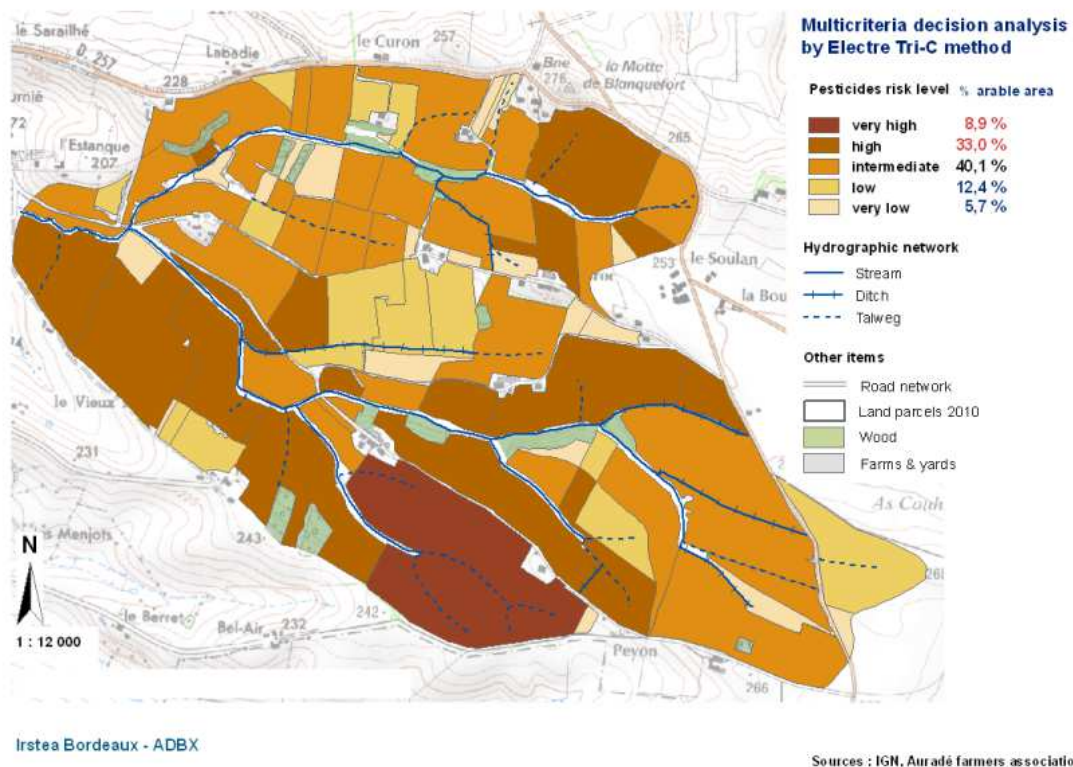


Figure 3-14. Auradé watershed: spatialised results of MCDA modelling for pesticides with effect of BEPs



A further 40% fell into the ‘intermediate risk’ category, while a mere 18% of agricultural land was classified as ‘low risk’ and ‘very low risk’ even with some BEPs along the streams, pesticide risks are high. It is clear that large parcels, those with steep slopes, and those where land use necessitates more chemicals, tend to fall into the ‘high’ and ‘very high’ risk categories. There were two parcels where our experts did not approve the results. In one of these, a very vulnerable area of grassland, the model gave an ‘intermediate’ classification, but the experts considered it to be ‘low risk’ due to the absence of chemical treatment. It was therefore placed in category 5. For the second parcel, which contained sunflowers, the model understandably chose category C3 (intermediate risk) but this decision was overridden by the experts, who gave it a C4 classification, due to low connectivity with the stream, and a very light use of pesticides.

We also simulated the presence of BEPs, but without any effect. ‘Very high’ and ‘high’ risk categories now account for 57% of all farmland in the watershed, with only 26% in the ‘intermediate’ bracket. This shows that due to the absence of protection along the streams, some ‘intermediate’ parcels now have a higher risk level. *Figure 3-15* shows these differences. ACR1 is 65.5% and ACR2 is 94.3%.

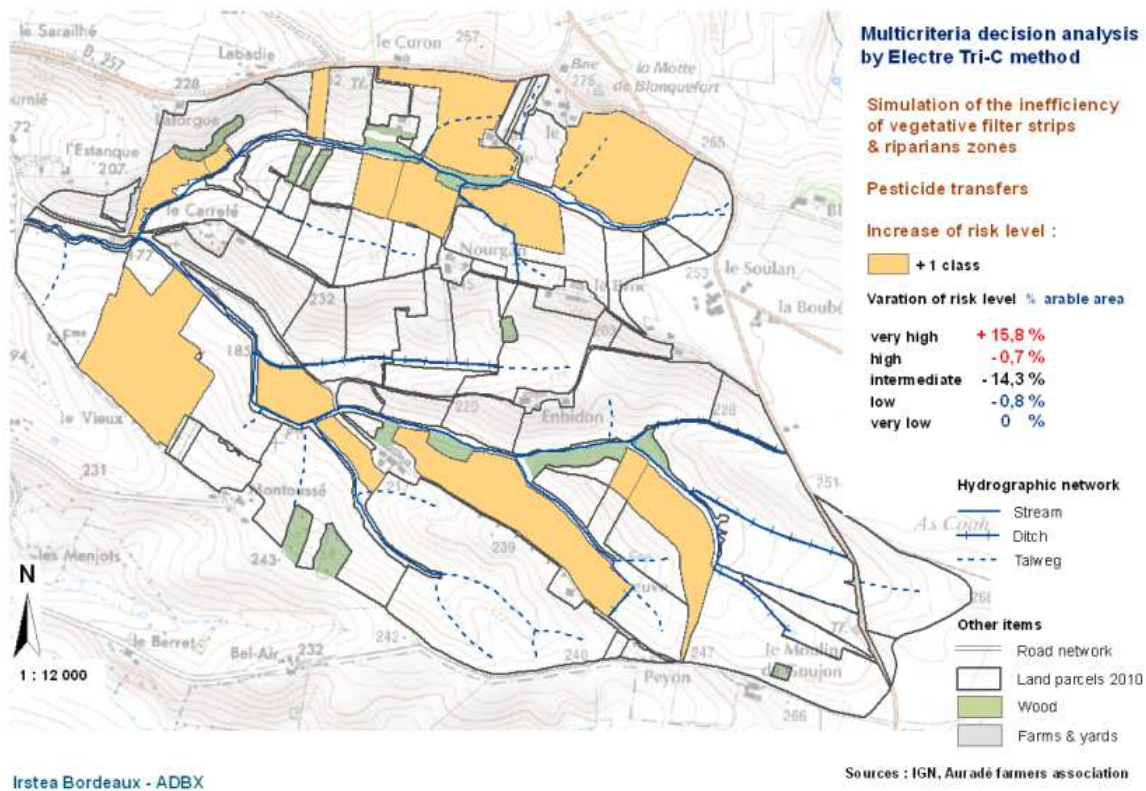


Figure 3-15. Auradé watershed: agricultural parcels with a risk increase, without any BEPs effect

### 3.2.3.2 Sensitivity and robustness of the results

In order to test the sensitivity and robustness of the modelling, we modified the main parameters (criteria weighting and credibility level index). *UC* represents the percentage of actions directly assigned by the model to one risk category. In the test described in this paper, *UC* was 65.5%. *The accuracy level ACR1* shows the percentage of actions directly assigned to a category by the model, and then further verified by experts. The *ACR1* for Auradé was 64.4%, which is a high value. The final measurement of accuracy is *ACR2*, which shows the level of accuracy in the assignment of all actions to all categories, when verified by experts. *ACR2* in this case was 97.7%. We then observed the accuracy measurements *UC*, *ACR1*, and *ACR2*. The results are showed in *Annexe 31*.

In Weighting 02, the overall accuracy of the results (%ACR2) is close to W01, but ACR1 is very low. This shows that the decision-making part of the model is very weak, and requires a great deal of input from experts.

In Weighting 03, the weighting of pesticide pressure increases by %UC and %ACR1 because criteria assignment is easier. However, the overall accuracy of the results is reduced due to an excessive pesticide weighting.

The same results were obtained with lower BEP weightings (W04 and W05). The weightings used in this test were lower than those given by experts when weighting base.

Where W01 concerned soluble substances, we tried to weight W06 to take into account insoluble particles. The results show that the experts did not accept these assignments. This shows that W01 was superior to W06 and all other categories. These tests confirmed the sensitivity of the ELECTRE Tri-C model with regard to changing parameters. They also show the ability of the model to handle a wide variety of values, including input from expert agronomists, BEPs, and the weighting of soluble molecule transfer.

We carried out tests by modifying the value  $\lambda$  (credibility index) from 0.55 to 0.75. We observed the two measurements ACR1 and ACR2. Where  $\lambda < 0.70$ , ACR1 is higher than where  $\lambda \geq 0.70$ , because the assignment procedure is easier, but for ACR II, the opposite is the case (*Annexe 32*). The advantage of multi-criteria modelling is that we can obtain the best possible results (measured with ACR2) along with a high level of efficiency (ACR1, with results checked by experts). This explains our choice of  $\lambda = 0.70$ : two thirds of actions are directly assigned to a unique category by the model, and then validated by experts. With this calibration, we can obtain an ACR2 value of 98%.

### 3.2.3.3 Discussion

#### a) Implementing the six criteria

All six criteria chosen correctly represent the vulnerability of surface water and anthropogenic pressure exerted by agricultural pesticides. The main advantage of multicriteria modelling is that we can take into account not only quantitative action performance scores, but also qualitative data, something that is impossible with, for example, a hydrological model.

##### *Criterion g1 – combination of homogeneous slopes with their respective calculated surfaces*

Taking into consideration the slope and surface of parcels is essential in assessing the contribution of each parcel to pollutant transfer. This has previously been shown to be the case with erosion and particle transfer into surface water (*Macary et al., 2010b*). In addition to this, in a hilly region, where the slopes of a particular parcel can be angled in different directions, it makes no sense to use an average slope value. It is far better to consider the contribution of each area located on a particular slope within a parcel.

##### *Criterion g2 – soil types*

Soil types were divided into four groups (criteria 2) in this small watershed, because it is impossible to score 12 different soils in the performance matrix of a multi-criteria model. This is made more difficult by the fact that 80% of these soils are cambisols. By taking their main properties into account (*Revel and Guiresse, 1995*), we were able to give them a score at the parcel level.

##### *Criterion g3 – connectivity of each agricultural parcel to the stream*

CAP now requires these strips to be installed, with a minimum width of five metres (*Lafitte and Cravero, 2010*). Different studies have shown that in order to be effective, they need to be at least 7 m in width, and well maintained (*Misra et al., 1996; CORPEN, 1997; Schmitt et al., 1999; Gril and Lacas, 2004; Carluer et al., 2009*). The connectivity of each parcel to the stream is easiest to analyse within a small watershed such as Auradé. The different types of connectivity were observed for each parcel, and scored using very stringent values. This methodology was first used in an erosion context (*Macary et al., 2010b*).

### *Criteria g4 and g5 – VFSs effects and RZs*

They have been scored according their qualitative characteristics. This is one of the main reasons for using multi-criteria modelling methods for environmental issues (Joerin and Musy, 2000; Laaribi, 2000). The advantages of BEPs: Despite the presence of VFSs and RZs, 42% of the total farmland within the Auradé watershed falls into the ‘high’ and ‘very high’ risk categories for pesticide transfer. Taghavi *et al.* (2010) measured the concentration of pesticides in surface water in this area, and found high levels of herbicide molecules (Chlortoluron, Isoproturon, Linuron, Aclonifen, Metolachlor). Some of these had a maximum concentration that was ten times the legal limit (0.1 µg/l for one molecule) during storm flow events. These high values are characteristic of an intensive approach to agriculture (Barriuso, 2004; IFEN, 2007). The simulation of ineffective BEPs increased the surface area of farmland within the ‘very high’ risk category by 15%. This confirms just how effective BEPs are in reducing pesticide transfer risks, as previously put forward by many other authors (CORPEN, 1997; Mérot *et al.*, 1999; Gril and Lacas, 2004; Carluer *et al.*, 2009; Lafitte and Cravero, 2010).

### *Criterion g6 – agricultural pressure by pesticides*

We used a TFI that we calculated for each agricultural parcel. This takes into account the differing doses applied to the area concerned, because pesticides are not always sprayed on the whole surface area of a parcel (MEDD-MAAPRAT, 2010). Having compared the TFI results in this watershed with those in the whole Midi-Pyrénées area, we found that our results were slightly lower than the regional average. This can be explained by the 30-year presence of a farming association in the Auradé watershed, which encourages best agricultural and environmental practices.

#### **b) Criteria weighting**

This step is essential, as many previous studies have demonstrated (Mousseau, 1993; Mousseau *et al.*, 2001; Roy, 2001). Experts (agronomists) are able to rank criteria according their contribution to pollutant transfer, but without precision. The SRF software was very useful in obtaining the values of weights, which were examined – and confirmed – by agronomy experts. We carried out different tests on the sensitivity of the weighting within the model, which showed that the model was suitably sensitive, and that using the SRF software was a good choice.

#### **c) Category modelling and parameters**

The use of five categories is standard practice for this kind of study. Using this number of categories helps decision makers and agricultural stakeholders (farmers and their advisors). The veto threshold for pesticide pressure was effective. Out of results collected by the model for 87 plots, only the results from two plots were not confirmed by our experts. Following different tests on *credibility level*  $\lambda$ , we were able to set a *credibility level of 0.70*. Such a high value is testament to the robustness of the model.

#### **d) Combining MCDA with GIS**

We did not use an integrated MCDA and GIS solution. Instead, we chose the MCDA method most suited to our project (ELECTRE TRI-C), which allowed us to optimise different parameters: thresholds of preference, indifference, veto, and credibility level. While other methods may be easier to use, they do not provide the required functionality. PROMETHEE, for example, does not use outranking, but only preferences without veto thresholds. To give another example, IDRISI has an integrated multicriteria evaluation function, but uses a *raster system* as opposed to a *vector system*. In addition to this, the spatial reference object in IDRISI is a pixel, whereas our vector system can define the boundaries of farming parcels much more precisely, thus providing a clearer representation of levels of decision making in the field. Another drawback of IDRISI is that it cannot take into account qualitative data such as that concerning BEPs. We also used the ArcGIS® software package, which provides the best capacity for spatial analysis. All such processing needed for scoring was carried out using the ArcGIS® suite.

### 3.2.4 Conclusions - perspectives

In all western countries where there is intensive farming, pesticides are used to combat weeds, fungal diseases, and insects. Yields have greatly increased over the last 50 years, but this has been accompanied by a progressive contamination of surface and groundwater by pesticides, mainly herbicides. This has proved to be a problem for water pumping stations, who are primarily concerned with providing safe drinking water. Many of them have had to shut down.

The results of our MCDA/GIS modelling showed a large area of farmland with a high risk of pesticide transfer. Agricultural parcels in the 'high' and 'very high' category represent 42% of all farmland within the *Auradé* watershed. A further 40% fell into the 'intermediate' category, meaning that it could easily move into the 'high' band. These increasing risk levels were highlighted by the simulation of ineffective VFSs and RZs. This hypothesis was then modelled: 57% of all agricultural land received a 'high' or 'very high' risk rating, representing a 15% increase on the current situation. This simulation did not include any changes in farming methods, but simply assessed the level of protection afforded by BEPs.

The target of a 50% decrease in the use of pesticides in France, according to the ECOPHYTO 2018 calls for more widespread application of BEPs and a greatly reduced use of pesticides in farming. This means a change in agricultural systems with longer cropping succession and more mechanical weeding. There needs to be an overall change in mentality and people generation.

We can therefore conclude that BEPs are an effective way of reducing the risk of contaminant transfer into water, but it remains necessary to increase the use of these practices in areas where they are not yet widely applied. This study shows that the requirements imposed by the European Union are justified. The acceptance of significant change, and thus the improvement of water quality, can only come from a greater awareness of environmental issues.

From a methodological point of view, this project has shown the advantages of combining an MCDA method such as ELECTRE TRI-C with a GIS, to make use of qualitative data. This method provides a new decision-aiding tool to public environmental managers which, with some adjustments based on environmental conditions and human practices can be used in any region or country.

In the future, we believe that using our method alongside agro-hydrological modelling could provide further information through simulating different changes to farming methods, such as contaminant flow at different points within the water system. The key challenge for the future will be to increase food production, while still protecting the environment. Author such as *Griffon (2010)* has coined the expression 'ecologically intensive agriculture'.

#### **Acknowledgements**

Our thanks go to EU Interreg SUDOE IV B, who funded this research as part of the Aguafash project. We would also like to express our gratitude to the anonymous reviewers whose comments allowed us to refine the quality of our article. We would also like to thank members of the *Auradé* farmers' association for their cooperation: especially technician *Vincent Gobert*, *Didier Métayer*, an agricultural engineer for the chamber of agriculture, and agricultural technician *Bertand Besse* from the local farming co-operative. We gratefully acknowledge the invaluable advice received from Professors *Bernard Roy* and *José Rui-Figueira*. Finally, we would like to thank translator *James Emery* for providing assistance with English proofreading.

**References** of this paper are integrated with all references at the end of the manuscript.

## Conclusion du chapitre

Dans le *Chapitre 3*, nous avons fait le choix d'évaluer les incidences environnementales des pratiques agricoles, à l'échelle de bassins versants élémentaires. Nous avons d'abord considéré les BV des *Violettes* et du *Moulinet*, affluents de l'*Oir* en *Basse Normandie* pour une problématique liée aux conséquences du transfert de MES vers les eaux de surface. Ensuite, notre évaluation a porté sur le BV expérimental d'*Auradé* sur les *Coteaux de Gascogne*, dans lequel des expérimentations sont conduites depuis une trentaine d'années en vue de connaître les flux de contaminants en azote et produits phytosanitaires dans le ruisseau du *Montoussé*

Cette approche s'effectue à une échelle géographique très fine (200 à 450 ha), à un niveau d'organisation où se conçoit l'acte de décision des pratiques agricoles : celui des exploitations agricoles, et où il se réalise : celui des parcelles agricoles. Nous avons alors mis en œuvre des méthodes d'analyse et de modélisation multicritère (ELECTRE III et ELECTRE TRI-C) combinées à un SIG de façon à pouvoir évaluer les incidences des pratiques agricoles et environnementales sur la qualité des eaux de surface. Ces évaluations et simulations mettent en évidence l'importance du rôle joué par les régulateurs physiques environnementaux sur les contaminants vers les cours d'eau : présence de talus en aval des parcelles et protection des berges des cours d'eau pour les transferts de particules ; bandes enherbées, ripisylves. Nous avons simulé les conséquences d'une inefficacité totale de certains dispositifs, par exemple bandes enherbées et ripisylves sur le petit bassin d'*Auradé*. Les résultats ont montré une augmentation significative du niveau de risque de contamination du ruisseau *Montoussé* par les contaminants phytosanitaires (*papier n°2*), soit + 16% d'augmentation de la surface des parcelles, dans la catégorie du niveau de risque le plus élevé.

Cela montre qu'il y a des bras de levier en matière d'aménagement pour les acteurs de terrain en plus de la réduction des intrants d'origine agricole. Cette réduction a fait l'objet de multiples études de simulation, notamment via des modèles agro-hydrologiques afin de connaître les conséquences en termes de flux à l'exutoire de bassins versants. *Ferrant (2009)* avait modélisé l'évolution des flux de nitrates sur ce même bassin en implantant de façon systématique des CIPANs : il concluait à une diminution de 18% de ces flux. De plus, il avait également simulé une diminution des fertilisants azotés de 10% : cela se traduisait par une diminution de près de 14% des flux à l'exutoire, ainsi que des rendements de cultures, soit -3 q/ha pour les blés d'hiver et 1 q/ha pour le tournesol. Par ailleurs de multiples études montrent l'importance du rôle des bandes enherbées dans la réduction des phytosanitaires (*Gril et Lacas, 2004 ; 2007 ; Gouy et al., 2008*) et des matières particulaires (*Le Bissonnais et al., 2004 ; Souchère et Carlier et al., 2010*) et de façon plus large celle des zones tampons dans la réduction des fertilisants, notamment azotés (*Durand et al., 2005*).

L'analyse et la modélisation multicritère pour l'aide à la décision apporte à ce niveau très fin de l'étude, la possibilité de prendre en compte des critères de nature qualitative : ce sont typiquement ceux qui concernent l'évaluation des dispositifs environnementaux. La combinaison d'une AMCD avec un SIG constitue un outil d'aide à la décision très utile sur le terrain. Nous avons pu en montrer les avantages sur nos zones d'étude, à savoir une prise de conscience par les agriculteurs de l'intérêt de la mise en œuvre des bonnes pratiques agricoles mais également environnementales.

En revanche, ce niveau très fin ne permet pas aux gestionnaires publics de choisir les bassins versants prioritaires pour mettre en place une politique agro-environnementale, via notamment des MAE territorialisées. Il importe alors d'évaluer les incidences environnementales, notamment en termes de risques, à l'échelle des grands bassins versants englobants. C'est ce que nous allons aborder dans le *Chapitre 4* par des travaux méthodologiques spécifiques.



**Lire la seconde partie de la thèse**