



HAL
open science

Approche spatiale de la pollution chronique des eaux de surface par les produits phytosanitaires. Cas de l'atrazine dans le bassin versant du Sousson (Gers, France)

F. Colin

► To cite this version:

F. Colin. Approche spatiale de la pollution chronique des eaux de surface par les produits phytosanitaires. Cas de l'atrazine dans le bassin versant du Sousson (Gers, France). Sciences de l'environnement. Doctorat Sciences de l'Eau, ENGREF Montpellier, 2000. Français. NNT: . tel-02580074

HAL Id: tel-02580074

<https://hal.inrae.fr/tel-02580074v1>

Submitted on 14 May 2020

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

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



THESE

Présentée par

François COLIN

Pour obtenir le grade de

Docteur de l'ENGREF
Spécialité : Sciences de l'Eau

Sujet

**APPROCHE SPATIALE DE LA POLLUTION CHRONIQUE DES
EAUX DE SURFACE PAR LES PRODUITS PHYTOSANITAIRES
CAS DE L'ATRAZINE DANS LE BASSIN VERSANT DU
SOUSSON (GERS, FRANCE)**

Soutenance : 5 octobre 2000

Composition du jury :

| | | |
|---------------|--------------------------|--------------------|
| C. MILLIER | ENGREF | Président |
| M. MEYBECK | Université Paris 6 | Rapporteur |
| M. SCHIAVON | ENSAIA Nancy | Rapporteur |
| M. DESBORDES | Université Montpellier 2 | Examineur |
| J-J. GRIL | Cemagref | Examineur |
| C. PUECH | Cemagref | Examineur |
| G. DE MARSILY | Université Paris 6 | Directeur de thèse |

Thèse préparée à

L'Unité Mixte de Recherche Cemagref-ENGREF "Structures et Systèmes Spatiaux", Montpellier

A mon père,

Remerciements

Je tiens à remercier en premier lieu M. de Marsily pour avoir accepté d'être le directeur de cette thèse et à saluer la mémoire de René Bélamie qui a initié ce travail et qui, je l'espère, ne l'aurait pas renié,

Je remercie les membres du jury de m'avoir fait l'honneur d'accepter de juger ce mémoire,

Ce travail n'aurait pas été possible sans avoir été accueilli dans l'Unité Mixte de Recherche "Systèmes et Structures Spatiaux" Cemagref-ENGREF de Montpellier par Gilles Lechapt, je l'en remercie,

Merci très sincèrement à Christian Puech pour avoir encadré cette thèse, pour toutes les discussions enrichissantes que nous avons eues et pour m'avoir ouvert les portes de l'espace ...

J'adresse mes remerciements à Claude Millier pour sa présence dans les moments cruciaux de cette thèse et les bonnes voies qu'il m'a montrées,

Je remercie Flavie Cernesson qui a suivi ce travail depuis le début et Véronique Gouy qui a toujours été là quand il a fallu construire le protocole de mesure, quand les processus de transfert posaient problèmes, quand les doutes étaient trop grands,

Les riches données spatiales qui composent ce travail, et le sens à leur conférer, n'auraient pu être récoltées sans le concours de MM. Dauriac, Simunotti et surtout des Coteaux de Gascogne, merci en particulier à Bernard Balas, à Michel Peres pour les discussions qui m'ont permis de mieux comprendre les relations entre les agriculteurs et leur environnement,

Merci à Jean-Claude Tournayre pour m'avoir accueilli dans son laboratoire d'analyse et pour son initiation au monde du traitement phytosanitaire,

Je voudrais remercier toutes les personnes qui contribuent à faire de l'Unité Mixte de Recherche "Systèmes et Structures Spatiaux" un vivier d'idées et de techniques, merci donc à Sylvain Labbé, Pierre Martinand, Pierre Maurel, et merci aux doctorants Julie Charleux, Jean-Michel Martinez, Emmanuel Mushinzimana, Sylvain Payraudeau, Damien Raclot, et bonne chance à vous,

Je souhaite associer à ces remerciements les stagiaires qui se sont succédées sur le bassin du Sousson : Cécile Rombaudo, Christine Toriel, Cécile Adell,

Merci enfin à Anahi qui m'a accompagné dans cette aventure, à ma mère pour son écoute toujours patiente et attentive, à Arthur qui m'a permis de réfléchir même la nuit ..., et aux personnes qui ont contribué à rendre ces années de thèse inoubliables, Florence, Laure, les Samuel, Isabelle et tous les autres ...

Résumé :

La pollution par les produits phytosanitaires pose un problème transdisciplinaire à l'interface de l'agriculture et de la ressource en eau : bien qu'indispensable à l'agriculture moderne, les molécules phytosanitaires sont mesurées dans les eaux de surface à des niveaux de concentration qui occasionnent des problèmes de gestion des eaux destinées à la consommation et des écosystèmes aquatiques. Afin d'intégrer les réalités économiques, les comportements sociaux et les exigences agronomiques qui régissent le monde agricole, la dispersion des produits phytosanitaires dans l'environnement (dégradation, stockage, transfert), le développement d'actions correctives nécessite des méthodes de diagnostic, d'évaluation des risques incluant des variables pertinentes, facilement calculables et interprétables, des indicateurs. Le point de vue adopté est celui de l'hydrologie en milieu rural s'appuyant sur un protocole spatialisé de mesure de la qualité de l'eau. La variabilité observée est interprétée statistiquement par des indicateurs caractérisant l'organisation spatiale des bassins versants. Cette approche spatiale, contraignante car elle nécessite de disposer d'un jeu de données temporellement comparable, permet d'atteindre des résultats sur les facteurs de transfert dominants à fort potentiel de transposabilité. En complément des suivis temporels de bassins versants, elle offre un nouveau regard sur les processus et fournit des supports de négociation entre acteurs du monde agricole, experts scientifiques et gestionnaires de la ressource en eau.

Une base de données spatiales (morphologie, pédologie, occupation du sol, hydrographie) a été mise en place. Sa gestion par Système d'Information Géographique a servi à caractériser l'espace agricole du bassin versant du Sousson (120 km², Gers, France), préalablement replacé dans le contexte départemental. Après enquêtes, l'atrazine a été élue comme molécule la plus problématique. La mesure de la qualité de l'eau a été centrée sur les périodes d'épandage (5 sous-bassins indépendants et 5 points le long de la rivière suivis hebdomadairement de mai à juillet en 1997 et 1998) et sur quelques dates hivernales (20 à 34 sous-bassins indépendants et 5 à 9 points le long de la rivière suivis en décembre 1997, mars 1998 et avril 1999). Pour tous les prélèvements, concentrations déterminées par kits immunoenzymatiques et débits ont permis de calculer les flux instantanés en atrazine.

La distinction des niveaux d'organisation depuis le bassin ressource jusqu'au petit bassin agricole permet de mieux gérer les problèmes de changement d'échelle en identifiant les différents enjeux en terme de gestion et les différents processus activés.

La pression d'intrant sur un bassin versant, approchée par la surface en maïs sur le bassin est le facteur premier d'explication de la variabilité des flux d'atrazine observés. Les flux sont statistiquement bien représentés à l'exutoire des bassins de grande taille (supérieure à environ 20 km²) ; par contre la seule connaissance des intrants est insuffisante les bassins de surface comprise entre 0.3 et 8 km². La taille du bassin apparaît donc limitante du domaine de pertinence du facteur "Pression d'Intrant".

La notion de distance au réseau a donc été introduite et approchée par une schématisation de l'espace en couloirs de largeurs croissantes autour du réseau hydrographique. Pour les bassins au relief bien marqué et régissant la circulation des eaux de surface, une distance optimale comprise entre 50 et 100 m autour du réseau hydrographique IGN 1/25 000 est identifiée. Au contraire, pour les bassins plats, l'optimum statistique est obtenu en considérant la surface totale du bassin : la présence de fossés, servant à éviter la submersion des parcelles, induit des connexions hydrauliques entre chaque parcelle et l'exutoire du bassin.

Le facteur "pente", traduit par un indice caractéristique du bassin, sert à établir une typologie entre bassins pentus et bassins plats et en fonction du type de bassin s'impose un réseau hydrographique de référence approprié.

Deux systèmes de culture ont été distingués : maïs en monoculture qui ne subit pas de rotation durant quatre années successives et maïs en rotation dans le cas contraire. Le critère numérique construit, produit du pourcentage de surface en maïs sur le bassin et du pourcentage de maïs qui ne subit pas de rotation sur le bassin s'avère statistiquement pertinent pour les bassins plats, en périodes hivernales, lorsque le sol est nu et non travaillé. Le facteur de transfert, en partie traduit par le système de culture, serait donc l'état de surface des parcelles ayant reçu un traitement.

TABLE DES MATIERES

INTRODUCTION

Chapitre 1 **1**
Caractéristiques du transfert des produits phytosanitaires vers les eaux de surface

Chapitre 2 **29**
Approches cognitives et opérationnelles transfert des produits phytosanitaires vers les eaux de surface

Chapitre 3 **49**
Etude de l'espace agricole d'un bassin versant

Chapitre 4 **104**
Eléments d'évaluation de la qualité de l'eau d'un bassin versant

Chapitre 5 **156**
Etude des facteurs de transfert d'atrazine au niveau du bassin versant

Chapitre 6 **198**
Contribution à une démarche de diagnostic de la pollution des eaux de surface par les produits phytosanitaires

CONCLUSION GENERALE **213**

Références bibliographiques **215**

Liste des figures **227**

Listes des tableaux **231**

Annexe **233**

"Relation between triazine flux, catchment topography and distance between maize field and the drainage network"

COLIN F., PUECH C., MARSILY G.

(Journal of Hydrology 236 (2000) 139-152)

INTRODUCTION

La pollution par les produits phytosanitaires est, à l'heure actuelle, **un problème de grande ampleur** posé à l'interface de l'agriculture et de la ressource en eau, en particulier des eaux de surface. De récentes études nationales (IFEN, 1998) ont montré des concentrations en produits phytosanitaires dans les eaux de surface et les eaux destinées à la consommation humaine supérieures aux normes en vigueur. Ce problème dépasse le cadre de l'agronomie pour être **transdisciplinaire** et intégrer les réalités économiques, les comportements sociaux qui régissent le monde agricole, les exigences agronomiques, la dispersion des produits phytosanitaires dans l'environnement (dégradation, stockage, transfert) et leur impact sur les compartiments de l'écosystème, les aspects de santé publique. Cette transversalité nécessaire est caractéristique de l'étude des problèmes environnementaux, elle oblige à développer une vision globale pour articuler réflexions et résultats des différentes disciplines. Dans le même temps, les nombreuses variables en interactions à plusieurs échelles dans l'environnement rendent son étude très complexe ; les connaissances dans chacune des disciplines sont encore souvent partielles.

Les problèmes de pollution diffuse des eaux par les produits phytosanitaires nécessitent à court terme la mise en place d'actions pour leur réduction. L'utilisation de ces produits étant indispensable à l'agriculture d'aujourd'hui, les **solutions politiques** ne peuvent se trouver dans la suspension des épandages mais dans des programmes d'action incluant la modification des pratiques agricoles, la gestion de l'espace agricole, la gestion de la ressource en eau (Sebillotte, 1999). Il est donc nécessaire de faire converger les acteurs du monde agricole et ceux de la gestion de l'eau, et leur concertation ne pourra avoir lieu sans **référentiels communs**. Le développement des programmes d'action recourt à une démarche de diagnostic (CORPEN, 1996) complète, structurée autour des éléments qu'aura identifié et quantifié la recherche. Le besoin s'exprime donc sous forme de **méthodes de diagnostic**, d'**évaluation des risques** incluant des variables pertinentes, facilement calculables et interprétables, des **indicateurs**.

Les modèles de simulation de la pollution diffuse existant sont très axés sur la représentation de la dimension temporelle des phénomènes. Ils prennent mal en compte l'organisation de l'espace et ne peuvent donc pas traduire l'impact de sa modification sur la qualité des eaux. En parallèle, des listes de facteurs spatiaux de transfert établies à partir de dires d'expert sont disponibles et peuvent servir d'éléments de cartographie des zones à risques. Cette approche soulève cependant des questions sur la hiérarchisation et la validité des facteurs de transfert choisis.

Le choix premier de ce travail a été de s'orienter vers la **dimension spatiale** du phénomène de pollution. Le point de vue adopté est celui de l'**hydrologie en milieu agricole**. Notre intérêt s'est focalisé sur le transfert des produits phytosanitaires depuis les aires d'épandage jusqu'à l'exutoire du bassin versant. Notre proposition a été d'explorer conjointement puis simultanément la variabilité des

caractéristiques physiques et agronomiques de plusieurs bassins versants et la variabilité associée de la qualité de l'eau à leurs exutoires. Le double objectif poursuivi est :

- de tester la pertinence des facteurs de transferts listés selon les dires d'expert;
- d'apporter des éléments utiles à la compréhension des processus de transfert.

Toutes les sources d'information spatialisée utiles seront mobilisées (plan de parcellaire, fond de carte IGN, Modèle Numérique de Terrain, carte pédologique, images satellites et photographies aériennes) et organisées dans un Système d'Information Géographique.

Dans le sud-ouest de la France, le département du Gers a été choisi pour développer l'approche spatiale proposée. Les eaux de surface qui représentent dans ce département la principale ressource en eau destinée à la consommation humaine, affichent une qualité relative aux produits phytosanitaires préoccupante. Une dynamique de surveillance de ce problème de contamination des eaux est en place par le biais d'une MISE¹. La CACG (Compagnie d'Aménagement des Coteaux de Gascogne) a en parallèle développé, à partir de 1995, une étude-action sur un bassin particulier : le bassin du Sousson. Ce bassin d'une surface de 120 km² a servi de zone d'apprentissage pour l'approche spatiale envisagée.

Dans une première partie, les caractéristiques du transfert des produits phytosanitaires vers les eaux de surface sont exposées en détaillant les conditions de leur utilisation, les processus connus, d'ordre physiques, chimiques et biologiques de leur dispersion dans les sols et l'eau, les moyens d'évaluations de la dégradation de la qualité de l'eau et les démarches pour leur réduction.

Le deuxième partie permet de situer l'approche spatiale proposée parmi les autres approches, notamment temporelles, sur les plans cognitif et opérationnel. La contribution apportée à la gestion du problème du changement d'échelle sera en particulier développée.

La troisième partie regroupe les résultats sur l'analyse de l'espace agricole du bassin du Sousson dans le contexte du département du Gers. Les relations entre les différentes variables spatiales ont été étudiées ainsi que les usages phytosanitaires pour plusieurs niveaux d'organisation de l'espace (parcelle, bassin versant, commune).

La quatrième partie est relative à l'étude de la qualité de l'eau au niveau des grands bassins départementaux et du bassin agricole du Sousson. Le protocole de mesure mis en place sur le bassin du Sousson sera détaillé ainsi que les méthodes de mesures employées. Les mesures de débits réalisées au sein du bassin seront étudiées en fonction des caractéristiques spatiales des bassins drainés. Enfin, les paramètres de description de l'altération de la qualité de l'eau par l'atrazine seront présentés.

¹ MISE : Mission Inter Service de l'Eau, elle regroupe dans ce cas la DDAF (Direction Départementale de l'Agriculture et de la Forêt) du Gers, la DDASS (Direction Départementale des Affaires Sanitaires et Sociales) du Gers, le SRPV (Service Régional de Protection des Végétaux) de Midi-Pyrénées et la Chambre d'Agriculture du Gers.

Après la caractérisation de l'espace agricole (Chap.3) et de la qualité de l'eau des bassins échantillonnés (Chap.4), une identification des facteurs de transfert d'atrazine au moyen d'une analyse statistique sera proposée dans la cinquième partie de ce mémoire.

La sixième et dernière partie propose une discussion sur la méthode employée, les résultats obtenus et leur contribution en terme d'action immédiate et en terme de compréhension des processus activés dans le transfert des produits phytosanitaires vers les eaux de surface.

Chapitre 1 : Caractéristiques du transfert des produits phytosanitaires vers les eaux de surface

| | |
|---|-----------|
| 1.1. UTILISATION DES PRODUITS PHYTOSANITAIRES EN AGRICULTURE | 2 |
| 1.1.1. FONCTION DES PRODUITS PHYTOSANITAIRES | 2 |
| 1.1.2. HISTORIQUE | 3 |
| 1.1.3. QUANTITÉS VENDUES | 3 |
| 1.1.4. RÉGLEMENTATIONS FRANÇAISES | 4 |
| 1.1.5. CONCLUSION | 6 |
| 1.2. LA DISPERSION DES PRODUITS PHYTOSANITAIRES DANS L'ENVIRONNEMENT | 6 |
| 1.2.1. VOLATILISATION | 6 |
| 1.2.2. RÉTENTION | 7 |
| 1.2.3. DÉGRADATION | 7 |
| 1.2.4. TRANSFERT VERS LES EAUX SOUTERRAINES | 8 |
| 1.2.5. TRANSFERT VERS LES EAUX SUPERFICIELLES | 9 |
| 1.2.6. CONCLUSION | 10 |
| 1.3. LA POLLUTION DES EAUX DE SURFACE PAR LES PRODUITS PHYTOSANITAIRES | 12 |
| 1.3.1. APPROCHE RÉGLEMENTAIRE | 12 |
| 1.3.2. LE SYSTÈME D'ÉVALUATION DE LA QUALITÉ DE L'EAU DES COURS D'EAU (SEQ-EAU) | 13 |
| 1.3.3. ÉTAT DE LA CONTAMINATION DES EAUX SUPERFICIELLES PAR LES PRODUITS PHYTOSANITAIRES EN FRANCE | 14 |
| 1.3.4. CONCLUSION | 18 |
| 1.4. DU CONSTAT DE POLLUTION À L'ACTION | 18 |
| 1.4.1. NOTION D'INDICATEUR ENVIRONNEMENTAL | 19 |
| 1.4.1.1. Définition | 19 |
| 1.4.1.2. Cas de la pollution des eaux d'un bassin versant par les produits phytosanitaires | 20 |
| 1.4.2. NOTION DE RISQUE DE POLLUTION | 21 |
| 1.4.2.1. Définition | 21 |
| 1.4.2.2. Application au classement des produits phytosanitaires | 23 |
| 1.4.3. DÉMARCHE DE DIAGNOSTIC PRÉCONISÉE PAR LE CORPEN | 25 |
| 1.4.3.1. Définition | 25 |
| 1.4.3.2. Éléments de diagnostic à l'échelle du bassin versant | 26 |
| 1.4.4. CONCLUSION | 27 |
| 1.5. CONCLUSION | 27 |

1.1. Utilisation des produits phytosanitaires en agriculture

Pesticides, produits phytosanitaires, phytopharmaceutiques, agropharmaceutiques, produits contre les ennemis des cultures, de lutte antiparasitaire, pour la protection des plantes, tous ces termes désignent les composés épandus sur les cultures pour en assurer le bon développement. Utilisés depuis l'aube de l'agriculture, leur formulation et les quantités employées ont fortement évolué depuis les années 50. Et si ces substances sont souvent désignées comme menaçantes pour l'environnement, il faut rappeler que la procédure de mise sur le marché est très contraignante. Seuls les produits phytosanitaires chimiques seront abordés, laissant de côté les biopesticides et les Organismes Génétiquement Modifiés.

1.1.1. Fonction des produits phytosanitaires

Les produits phytosanitaires ont une fonction exogène à la croissance des plantes qui permet d'atteindre des rendements potentiels (Mestres, 1997). Trois grandes classes de produits sont distinguées suivant les parasites ciblés : les herbicides, les insecticides, les fongicides contre les champignons, les bactéries, les virus.

L'utilisation des produits phytosanitaires en agriculture permet de préserver les rendements, d'améliorer la qualité des denrées alimentaires et par là, de favoriser les échanges commerciaux (ACTA, 1993).

| | Pertes potentielles* de récolte (en % de la production possible) | Pertes réelles (en % de la production possible) |
|-------------------------------------|---|--|
| Riz | 82 | 51 |
| Maïs | 59 | 38 |
| Blé | 52 | 34 |
| Moyenne Monde | | 42 |
| Moyenne Europe de l'Ouest | | 18 |
| Moyenne Amérique du Nord et Océanie | | 32 |
| Moyenne Reste du Monde | | 46 |

^(*) en l'absence de toute intervention et traitement pour limiter les pertes

Tableau 1.1 : Pertes potentielles et réelles dues aux maladies, ravageurs, et mauvaises herbes en 1991-1993 pour quelques grandes productions dans le monde et par grandes régions (d'après Oerke et Dehne, 1997)

Dans une étude financée par l'European Crop Protection Agency Association, Oerke et Dehne (1997) présentent les niveaux de pertes de production pour 1991-1993. Le rendement possible est défini comme le rendement maximum obtenu dans les conditions pédo-climatiques locales en utilisant les meilleures techniques pour éviter les stress biotiques. Les résultats du tableau 1.1 montrent le danger que représenterait la suspension des traitements phytosanitaires et son efficacité globale. 42% de la production mondiale agricole potentielle est perdue à cause des ennemis des cultures. La disparité mondiale est forte puisque les pertes en Europe de l'Ouest sont plus de deux fois plus faibles que dans le reste du monde. Ces chiffres sont pourtant à manipuler avec prudence car l'absence totale de perte n'est pas souhaitable du fait de son coût. Bonny (1998) note que c'est un seuil de pertes acceptables qui est recherché.

Ces données relatives aux rendements s'accompagnent de conséquences économiques : la pyrale du maïs coûte chaque année 1 billion de dollars de pertes de rendement aux agriculteurs américains, les

mauvaises herbes causent des pertes annuelles en Australie estimées à 3 000 millions de dollars (Silvy, 1995).

L'emploi de produits phytosanitaires est donc capital pour le maintien de la production agricole mondiale en vue des besoins nutritionnels et des exigences économiques du secteur agricole.

1.1.2. Historique

Dès l'Antiquité, l'usage de produits pour la protection des plantes existait : Homère signalait l'action du soufre comme fumigant, Pline l'Ancien celle de l'arsenic comme insecticide. Mais le premier essai conscient de lutte chimique eu lieu à Montreuil en 1763 : les arboriculteurs éradiquèrent les pucerons qui avaient envahi leurs pêchers avec une aspersion de jus de tabac (Munoz, 1992). L'emploi courant de substances phytosanitaires en agriculture date du XIX^{ème} siècle et se développe avec la croissance démographique et le développement urbain. Les produits utilisés alors sont d'origine minérale, arsenic, soufre, cuivre (Fournier, 1988). Puis, dans les années 1920, les méthodes et matériels d'analyse progressant, on s'aperçut que les doses d'arsenic contenues dans les denrées étaient dangereuses. Il s'ensuit des tâtonnements quant aux techniques et aux doses d'application (destruction de cultures de pomme de terre en 1930 en France). En 1939, le dichlorodiphényltrichloroéthane (D.D.T.) est découvert, il est commercialisé en 1943 et jusqu'en 1960, de nombreux produits organiques de synthèse apparaissent. A partir de 1970, les problèmes de pollution dus à l'usage des produits phytosanitaires, qui s'est fortement répandu, sont mis en avant. A compter de 1972, de nombreux pesticides organochlorés sont interdits, dont le D.D.T., l'aldrine, la dieldrine notamment (Fournier, 1988). Depuis les années 1990, les doses de produits épandus à l'hectare sont réglementées à la baisse (pour l'atrazine 1500 g/ha puis 1000g/ha (Tournayre, 1998)) et de nouvelles molécules moins rémanentes sont mises sur le marché.

Ce rapide historique montre que l'usage des produits phytosanitaires a toujours évolué sous une double contrainte : garantir les meilleures récoltes pour satisfaire les besoins alimentaires ou les profits et s'adapter aux exigences de protection de l'environnement de la société civile.

1.1.3. Quantités vendues

L'objectif n'est pas de faire un inventaire exhaustif des chiffres de ventes régulièrement publiés sur le marché des produits phytosanitaires mais plutôt de donner quelques ordres de grandeur relevés dans les années 1990.

Au niveau mondial le marché phytosanitaire est estimé à près de 21 milliards de dollars en 1994 (Silvy, 1995). La répartition des substances par catégorie et par culture est donnée au tableau 1.2. Les différentes cultures ont des besoins spécifiques en produits phytosanitaires, l'arboriculture est très consommatrice de fongicides alors que la culture du maïs recourt beaucoup aux herbicides. Les Pays en Voie de Développement qui ne représentaient au milieu des années 1980 que 20% de la consommation mondiale des pesticides devraient atteindre 35% pour l'an 2000 (F.A.O., 1994).

Le marché européen des produits phytosanitaires, en baisse en 1992 et 1993 suite à la mise en œuvre de la Politique Agricole Commune, s'est redressé en 1994. L'Europe de l'Ouest mobilise 36.1% de la production mondiale d'herbicide, 23.3% de fongicide et 13.9% d'insecticide. La France est le

premier marché européen (34%) devant l'Allemagne (17%), l'Italie (12%), la Grande-Bretagne (10%) et l'Espagne (9%) (UIPP, 2000).

| | Herbicide | Insecticide | Fongicide | Total |
|-------------------|-----------|-------------|-----------|-------|
| Fruits et légumes | 16 | 27 | 43 | 26 |
| Riz | 11 | 17 | 16 | 14 |
| Maïs | 18 | 8 | 1 | 11 |
| Coton | 5 | 25 | 2 | 11 |
| Blé | 14 | 2 | 13 | 10 |
| Soja | 17 | 3 | 2 | 9 |
| Betterave à sucre | 6 | 3 | 2 | 4 |
| Autres cultures | 13 | 15 | 21 | 15 |
| Total | 100 | 100 | 100 | 100 |

Tableau 1.2. Répartition mondiale des produits phytosanitaires par classe et par culture en pourcentage (d'après F.A.O., 1993).

Larguier et Michon (1994) ont recensé sur le marché français 906 substances phytosanitaires contenues dans 8763 spécialités commerciales. Selon l'U.I.P.P. (Union des Industries de la Protection des Plantes), en 1992, 94 000 tonnes de matières actives ont été épandues dont 15% d'insecticides, 47% de fongicides, 29% d'herbicides et 9% de divers. La culture de la vigne est le principal consommateur en masse de produits phytosanitaires (51.3%) devant les céréales (25.8%) et le maïs (13.2%) (Bélamie *et al.*, 1988).

1.1.4. Réglementations françaises

Depuis leur développement jusqu'à leur utilisation dans les champs les substances phytosanitaires doivent suivre un corpus de réglementations (cf. tableau 1.3), les lois nationales devant être en cohérence avec les directives européennes (Agences de l'Eau, 1998a).

La mise sur le marché d'une substance est régie par la directive européenne 91/414/CEE entrée en vigueur en France le 25 juillet 1993 dont le schéma est donné à la figure 1.1. Une première étape concerne la matière active : la Commission des toxiques, après examen du dossier toxicologique, s'assure de la conformité auprès du Comité phytosanitaire européen qui édite la liste des matières actives autorisées au plan communautaire. Dans une deuxième étape, l'autorisation de vente des spécialités commerciales est accordée au niveau de chaque Etat.

Au niveau français, trois institutions, définies par décret du 1^{er} août 1974, entrent en jeu (Agences de l'Eau, 1997) :

- la **Commission des toxiques** examine les **dossiers toxicologiques et écotoxicologiques** relatifs au risque de toxicité direct ou indirect pour l'homme et l'environnement et définit un classement, fixe les limites maximales de résidus dans les aliments et les délais d'emploi avant récolte ;
- la **Commission des produits antiparasitaires** propose au Ministère chargé de l'Agriculture les mesures générales concernant l'homologation, en particulier les restrictions d'utilisation de certaines matières actives, comme l'atrazine par exemple ;
- le **Comité d'homologation** donne un avis motivé sur la base d'un **dossier biologique** prouvant l'efficacité et l'innocuité des spécialités commerciales vis à vis des végétaux traités.

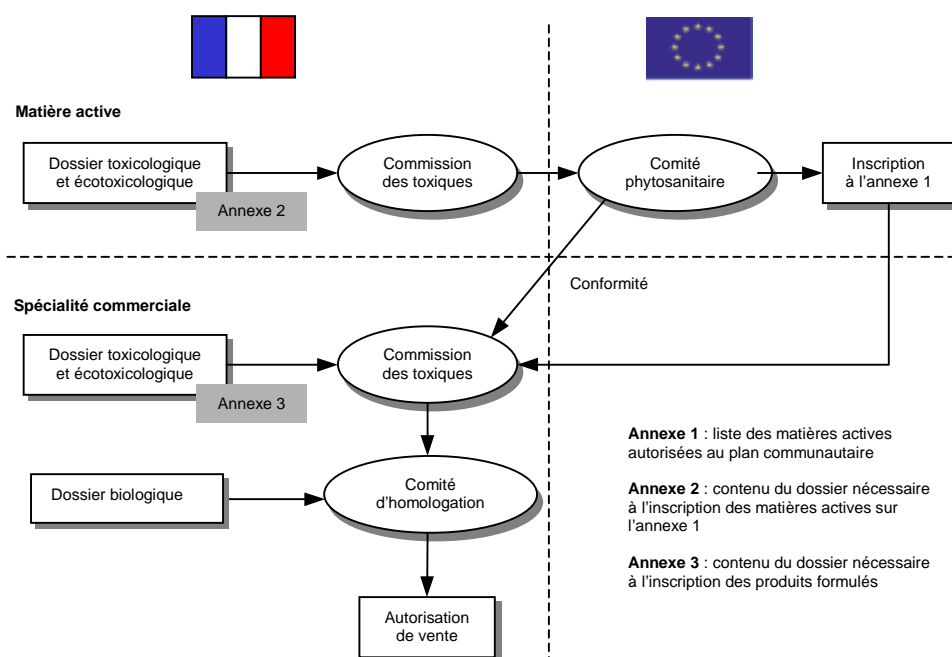


Figure 1.1 : Schéma général de la directive 91/414/CEE (d'après UIPP, 1999)

| Etape | Réglementation |
|--|---|
| Développement des produits | Directive 91/414/CEE |
| Production (y compris emballage et étiquetage) | Directive 67/548/CEE Directive 74/464/CEE Directive 80/1107/CEE Directive 82/501/CEE Directive 90/394/CEE |
| Mise sur le marché : | |
| - homologation | Directive 91/414/CEE Directive 78/638/CEE |
| - interdiction | Directive 79/117/CEE |
| - exportation | Règlement CEE n°2092/91 |
| Transport | Règlement pour le transport des matières dangereuses par route |
| Utilisation | |
| - réglementation | Directive 91/414/CEE |
| - incitations | Règlement CEE n°2092/91 dit agro-environnemental |
| - ecolabels | Règlement CEE n°2092/91 |

Tableau 1.3 : Législation communautaire ayant trait aux produits phytosanitaires (d'après Agences de l'Eau, 1997).

Pour les nouvelles molécules le délai entre le dépôt d'une demande d'homologation et son inscription sur la liste d'autorisation européenne est estimé à 5 ou 6 ans.

Une fois une substance homologuée, sa **distribution** et son **stockage** sont réglementés notamment par le Code de la Santé Publique.

Enfin, l'**utilisation** des produits phytosanitaires est assortie de précautions d'emploi (décret du 27 mai 1987 (Journal Officiel du 3-6-1987)). L'arrêté du 25 février 1975 modifié par l'arrêté du 5 juillet 1985 fixe les exigences à respecter lors de l'épandage afin de garantir la protection de l'environnement (CORPEN, 1996a).

1.1.5. Conclusion

Dans l'agriculture d'aujourd'hui, les produits phytosanitaires ont une fonction incontournable de protection de récoltes. Ces produits ont suivi, avec le contexte historique, une évolution vers une utilisation généralisée de molécules de plus en plus élaborées. La pression sociale, en faveur de la protection de l'environnement, apparue dans les années 1970 dans les pays occidentaux a amené des réglementations rigoureuses. Aujourd'hui en vigueur, elles contrôlent et contraignent la production, l'homologation, la distribution et l'épandage des produits phytosanitaires, en considérant les risques de nuisances pour l'homme et l'environnement. Mais si la plus grande partie des substances phytosanitaires est utilisée en agriculture (98.97%, IFEN (1998)), les usages non agricoles (entretien des voiries, des lignes de chemins de fer, utilisation par les particuliers) existent et ne sont bien souvent pas respectueux des règles propres aux épandages agricoles. Mis à l'index, ces usages sont de plus en plus contrôlés et surveillés.

Une fois le circuit des réglementations accompli, le produit phytosanitaire peut être commercialisé et utilisé : il est alors épandu sur les parcelles agricoles. Une partie des produits phytosanitaires atteint sa cible, une autre se disperse dans l'environnement.

1.2. La dispersion des produits phytosanitaires dans l'environnement

La part de produits phytosanitaires appliqués sur les surfaces agricoles qui entre en contact avec les organismes indésirables cibles est minime, elle est évaluée à moins de 0.3% (Pimentel, 1995). La quasi-totalité du produit restant se disperse dans les trois compartiments de l'environnement : l'air, le sol et l'eau. Les mécanismes qui gouvernent ce devenir sont nombreux et complexes et encore souvent mal connus. Cependant suivant un schéma classique, ils peuvent se classer en trois types : rétention, dégradation, transfert. Dans le cas du transfert vers l'atmosphère, le terme de volatilisation est utilisé ; les transferts vers les eaux souterraines et vers les eaux de surface sont séparés même si le cycle hydrologique montre que ces deux types d'écoulement sont intimement liés. Sans prétendre détailler l'état exhaustif de leur connaissance, les processus mis en jeu vont être définis en précisant les variables environnementales adaptées pour les décrire et les ordres de grandeurs rencontrés à leur propos.

1.2.1. Volatilisation

Ce mécanisme traduit le départ de produits phytosanitaires dans l'atmosphère ; il faut cependant distinguer les pertes se produisant au moment de l'épandage dues à l'entraînement par le vent ou « dérive », des pertes intervenant à partir des résidus de molécules dans le sol. Dans le cas de la dérive, le transfert vers l'atmosphère est sous l'influence des conditions climatiques lors de l'épandage, de la formulation chimique du produit et des techniques et matériels d'application, les conditions les plus défavorables d'épandage par aéronef pouvant engendrer des pertes de plus de 50% (Van der Werf, 1996). Une fois le produit à la surface du sol et des plantes, il peut se produire une évaporation. Ce processus est très marqué sur un sol mouillé, le produit étant alors entraîné avec l'eau qui s'évapore par co-distillation, et cesse en conditions de sol sec (Carluer, Gouy, Gril, 1996). Le mode et le taux d'application conditionnent la présence de la matière dans le sol. La distribution de

l'eau dans le sol apparaît ensuite comme un facteur capital régissant le processus de volatilisation. La constante de Henry, qui mesure le rapport entre la pression de vapeur saturante d'un gaz et sa concentration en phase liquide, est utilisée pour décrire la capacité d'une molécule à s'évaporer. Enfin, les obstacles à proximité interviennent en offrant la possibilité aux produits de se redéposer. Les pertes par volatilisation souvent sous-estimées ou ignorées (Bélamie, Gouy, 1992) peuvent atteindre des proportions très élevées, jusqu'à 80 à 90 % (Taylor, Spencer, 1990).

1.2.2. Rétention

La rétention est le transfert d'un composé de la phase liquide ou gazeuse vers la phase solide imputable à des phénomènes réversibles, appelés sorption, ou irréversibles (Bélamie *et al.*, 1997). Par sorption, sont désignés les mécanismes d'adsorption, d'absorption et de précipitation, difficilement identifiables séparément (Koskinen, Harper, 1990). L'adsorption, mécanisme le plus décrit dans la bibliographie et ici détaillé, se définit comme la fixation physico-chimique de composés en solution sur les agrégats du sol. Elle est en partie réversible en fonction de la concentration du soluté et des conditions du milieu, notamment le pH. Munoz (1992) relève l'influence des constituants du sol, les oxydes et hydroxydes de fer et d'aluminium, les argiles et surtout les matières organiques jouent des rôles spécifiques. Dans le cas des solutés non ionisables, l'adsorption se caractérise par le coefficient de partage K (kg.l^{-1}), rapport entre les quantités fixées par la phase solide (en mol.kg^{-1}) et en solution (en mol.l^{-1}). L'influence de la teneur en matières organiques dans le sol s'avérant déterminante, la mobilité des produits phytosanitaires dans le sol est le plus souvent décrite par le coefficient de partage carbone organique-eau K_{oc} , rapport entre K et le pourcentage de carbone organique dans le sol. La détermination des quantités adsorbées en fonction de la concentration du composé en solution peut être modélisée par une fonction empirique linéaire ou puissance (modèle de Freundlich), ou conceptuelle (Modèle de Langmuir) (Gouy, 1993). Cependant ce type de modélisation suppose que l'équilibre thermodynamique soit atteint, or l'aspect cinétique de la réaction n'est pas négligeable : si la première phase mobilisant les molécules situées à proximité de la surface adsorbante est rapide et limitée par la diffusion moléculaire dans le film d'eau, la seconde phase de diffusion dans la particule adsorbante est plus lente (Jamet, 1985, Leenheer, 1971, Wauchope, 1985 cités par Gouy, 1993). Les molécules retenues par les particules de sol ne sont plus disponibles pour l'action phytosanitaire, les voies de dégradation biologiques diminuent alors au profit des voies abiotiques. La part de produit ainsi retenue dans le sol apparaît très variable et peut être élevée, 20 à 70% (Calderbank, 1989). La désorption, processus inverse de l'adsorption, est régie par les mêmes variables, notamment la solubilité du produit et les caractéristiques du sol (Sharom *et al.*, 1980). La phase de désorption pour certains couples soluté-adsorbant est plus longue que l'adsorption et peut présenter une hystérésis (Calvet *et al.*, 1980 cité par Munoz, 1992), la part de composé inextractible est appelée résidu lié.

1.2.3. Dégradation

Dès leur application, les produits phytosanitaires subissent des processus biotiques et abiotiques qui amènent à leur dégradation plus ou moins complète. Ces mécanismes ont lieu dans l'air, le sol, l'eau

et les sédiments même si le plus grand nombre d'études concerne le compartiment sol (Bélamie *et al.*, 1997).

La principale transformation d'ordre physique est la photodécomposition par les rayonnements ultraviolets, la plupart des molécules phytosanitaires ayant un maximum d'absorption compris entre 200 et 400 nm. Le résultat de ces réactions est le plus souvent une oxydation de la molécule. Ce processus peut avoir lieu dans l'atmosphère, dans l'eau, à la surface du sol et des plantes (Marcheterre *et al.*, 1988).

La réaction de dégradation chimique dominante est l'hydrolyse en phase aqueuse et aux interfaces entre phases (Lee Wolfe *et al.*, 1990 ; Calvet, 1977). Ces réactions peuvent être liées au pH (départ d'un proton et liaison avec l'atome d'oxygène de la molécule d'eau ou départ d'un hydroxyde nucléophile) ou indépendantes, et catalysées par les systèmes d'oxydo-réduction du sol. Ces mécanismes, en concurrence avec les processus de dégradation biotique dans les premiers centimètres du sol, sont prépondérants en profondeur.

Les mécanismes de biodégradation des molécules phytosanitaires peuvent être aérobies ou anaérobies. Le composé phytosanitaire (molécule mère ou produit de dégradation) peut être un métabolite de la souche microbienne et minéralisé complètement. Le plus souvent, il suit un mécanisme de co-métabolisme où un co-substrat est oxydé et sert de source de carbone (Bollag, Lyu, 1990 ; Horvath, 1972). L'adaptation de la flore microbienne peut se traduire par une diminution de temps de latence et une augmentation de la vitesse de dégradation du composé (Hendry et Richardson, 1988 cités par Munoz, 1992). Les paramètres qui favorisent le développement bactérien accélèrent les processus de biodégradation : pH, température, aération, humidité. La présence de matières organiques, qui par ailleurs contribuent à la rétention des produits, en tant que substrat, joue un rôle moteur de la dégradation biotique.

Ces nombreux mécanismes interfèrent, se conjuguent ou s'opposent, rendant très complexe la modélisation. La cinétique de dégradation des molécules phytosanitaires est le plus souvent approchée par une simple loi de décroissance exponentielle, la vitesse de dégradation est donnée par la durée de demi-vie ou DT50. Le cumul d'expériences, en laboratoire et en conditions naturelles, permet aujourd'hui d'estimer la DT50 de la plupart des molécules avec une certaine marge d'incertitude, même si elle reste liée aux conditions de température et d'humidité notamment. Cette variable synthétique ne doit cependant pas occulter la complexité des situations et des mécanismes mis en jeu.

1.2.4. Transfert vers les eaux souterraines

Le transfert vers les eaux souterraines concerne les molécules en solution et celles mobilisées par la désorption et la dissolution. Le transfert est représenté par le passage des composés phytosanitaires de la zone non saturée comprenant le sol à la zone saturée ou zone aquifère. Ce passage se fait par convection dans la phase liquide essentiellement, mais aussi dans la phase gazeuse si le produit est très volatil, et par diffusion dans le sol. La part de la diffusion diminue devant celle de la convection quand la vitesse d'écoulement dans le sol devient grande. Bélamie *et al.* (1997) citent le phénomène supplémentaire de dispersion cinématique qui traduit la déformation d'une poche de pollution pour un écoulement spatialement hétérogène, à cause notamment de la géométrie du milieu, des effets de

bords, de la répartition spatiale des forces motrices. Cette dispersion cinématique résulte de l'écoulement cisailé (l'écoulement est plus lent au voisinage des parois), de la dimension des pores, de la tortuosité des lignes de courant qui induit des temps de transfert différents.

D'une manière plus globale, la percolation de l'eau dans le sol entraîne la lixiviation des molécules phytosanitaires, fonction des caractéristiques du produit, des propriétés du sol, de la vitesse d'infiltration et de l'épaisseur de la zone non saturée (Van der Werf, 1996). La rétention et les processus de dégradation limitent ce type de transfert. Dans le but de traduire le risque de transfert d'une molécule vers les eaux souterraines, Gustafson (1989) propose l'indice d'ubiquité dans l'eau souterraine, $GUS = \log(DT50)(4 - \log(K_{oc}))$, croissant avec la demi-vie (DT50) et décroissant avec le coefficient de partage carbone organique-eau (K_{oc}). Les limites de ce type de formulation sont imputables à la non prise en compte la circulation de l'eau dans les macro-pores du sol (fissures, galeries de racine, de vers) qui peut induire un transfert rapide.

1.2.5. Transfert vers les eaux superficielles

Comme pour les eaux souterraines, le transfert vers les eaux superficielles comprend une phase d'extraction des produits par diffusion, désorption, et dissolution ; il s'y ajoute les mécanismes dus à l'érosion et l'entraînement des particules du sol sur lesquelles sont retenus les composés phytosanitaires (Leonard, 1990). L'eau est le moteur de ce type de transfert avec une composante de surface, le ruissellement, une composante latérale, l'écoulement hypodermique, et une composante verticale, le transfert vers les nappes.

Au-delà de l'échelle stationnelle, **le ruissellement de surface** dans une parcelle induit la formation de rigoles où l'érosion est particulièrement forte mobilisant d'une part une épaisseur de sol plus grande et, par mélange avec les particules en suspension, les processus d'adsorption. Les caractéristiques de l'événement pluvieux et du sol qui interviennent dans la genèse du processus de ruissellement et l'entraînement des composés phytosanitaires sont (Leonard, 1990) :

- l'intensité de la pluie, elle provoque le ruissellement par dépassement de la capacité d'infiltration du sol et conditionne l'énergie nécessaire à l'extraction et au transport des composés, la durée de l'événement influe sur le temps de rinçage des végétaux et de lessivage du sol ;
- la texture et l'humidité initiale du sol, la tendance à la battance, la compaction du sol modifient les conditions d'infiltration, le niveau d'agrégation et de stabilité du sol qui définissent la quantité de particules arrachées.

Les fortes pentes locales et générales sur le versant favorisent hydrauliquement le ruissellement donc le transfert des composés (Wauchope, 1978 ; Foster *et al.*, 1980). Les aménagements anti-érosion sur le bassin versant et les zones tampons végétalisées en interceptant les eaux de ruissellement jouent par contre un rôle limitant le transfert des composés adsorbés et en solution (Agences de l'Eau, 1998b ; Patty *et al.*, 1994 ; Asmussen *et al.*, 1977). L'intervalle de temps entre l'application et la pluie est signalé par de très nombreux auteurs comme un facteur aggravant les plus fortes concentrations dans les eaux superficielles (Laroche, Gallichand, 1995 ; Reme, 1992 ; Seux *et al.*, 1984 ; Wauchope, Leonard, 1980 ; Baker, Johnson, 1979).

Les facteurs régissant le transfert par l'**écoulement hypodermique** en conditions saturées ou non saturées, sont comparables à ceux intervenant dans la migration vers les eaux souterraines. Une diminution brutale de perméabilité du sol, comme la compaction sous la semelle de labour ou l'interface sol-roche, est favorable à ce type d'écoulement (Ambroise, 1998). Plus lent que le ruissellement de surface, l'écoulement hypodermique apparaîtra de manière retardée à l'exutoire d'un versant ; les deux formes d'écoulement peuvent interférer par des mécanismes d'infiltration et d'exfiltration. Dans les zones basses du bassin versant, à proximité du réseau hydrographique, l'écoulement hypodermique peut produire un phénomène d'intumescence de la nappe, en contribuant à sa recharge rapide et sa vidange (Sklash, Farvolden, 1979, cités par Ambroise, 1998).

Le **drainage agricole artificiel**, par la modification des conditions de l'écoulement agit sur le transfert vers les eaux superficielles. Les drains enterrés interceptent une partie des écoulements verticaux pour les amener vers le réseau hydrographique de surface (Jayachandran *et al.*, 1994, Schiavon *et al.*, 1996); ils génèrent de plus des circulations préférentielles rapides favorables aux transports des composés phytosanitaires appliqués en surface du sol (Harris *et al.*, 1994 ; Kladvko *et al.*, 1991 ; Evans *et al.*, 1995 ; Mercier, 1998). Par ailleurs, les réseaux de drainage, en favorisant l'infiltration, ont pour conséquence de limiter le ruissellement de surface (Zimmer, 1995, Dunglas, 1991). Au bilan, le transfert de produits peut s'en trouver diminué (Southwick *et al.*, 1990) ; Bengtson *et al.* (1990) rapportent une diminution des pertes en atrazine, entre avril et août, à l'échelle de la parcelle agricole, de 55%. L'impact du drainage sur le transfert des produits phytosanitaires vers les eaux de surface apparaît donc variable suivant les situations rencontrées, en particulier en fonction des types de sols, de la période considérée et du niveau d'échelle.

L'ordre de grandeur du transfert vers les eaux de surface est le plus souvent évalué par le ratio de perte entre quantité appliquée et quantité récoltée dans les eaux. Ces pertes sont très variables d'une étude à l'autre mais sont comprises entre 0.1 et 10% (Overcash, Davidson, 1980 ; Wauchope, Leonard, 1980 ; Pereira, Rostad, 1990 ; Bélamie, Gouy, 1992 ; Williams *et al.*, 1995 ; Bélamie *et al.*, 1997). Aujourd'hui considéré comme le problème majeur pour les produits phytosanitaires, le transfert vers les eaux de surface mobilise une très faible part des quantités de produits phytosanitaires apportées en agriculture.

1.2.6. Conclusion

La dispersion des produits phytosanitaires dans l'environnement apparaît très complexe, les processus activés, pour certains encore mal définis, étant continuellement en interaction. Les processus listés montrent le rôle clé du compartiment sol, lieu des épandages de produit, des mécanismes de rétention et de dégradation, et réservoir des transferts vers les eaux souterraines et superficielles (cf. Figure 1.2).

Les différences entre produits phytosanitaires et les nutriments azotés et phosphorés utilisés en agriculture est notable. S'agissant de substances xénobiotiques, le concept de cycle environnemental n'est pas développé. Les produits de dégradation des molécules phytosanitaires suscitent souvent les

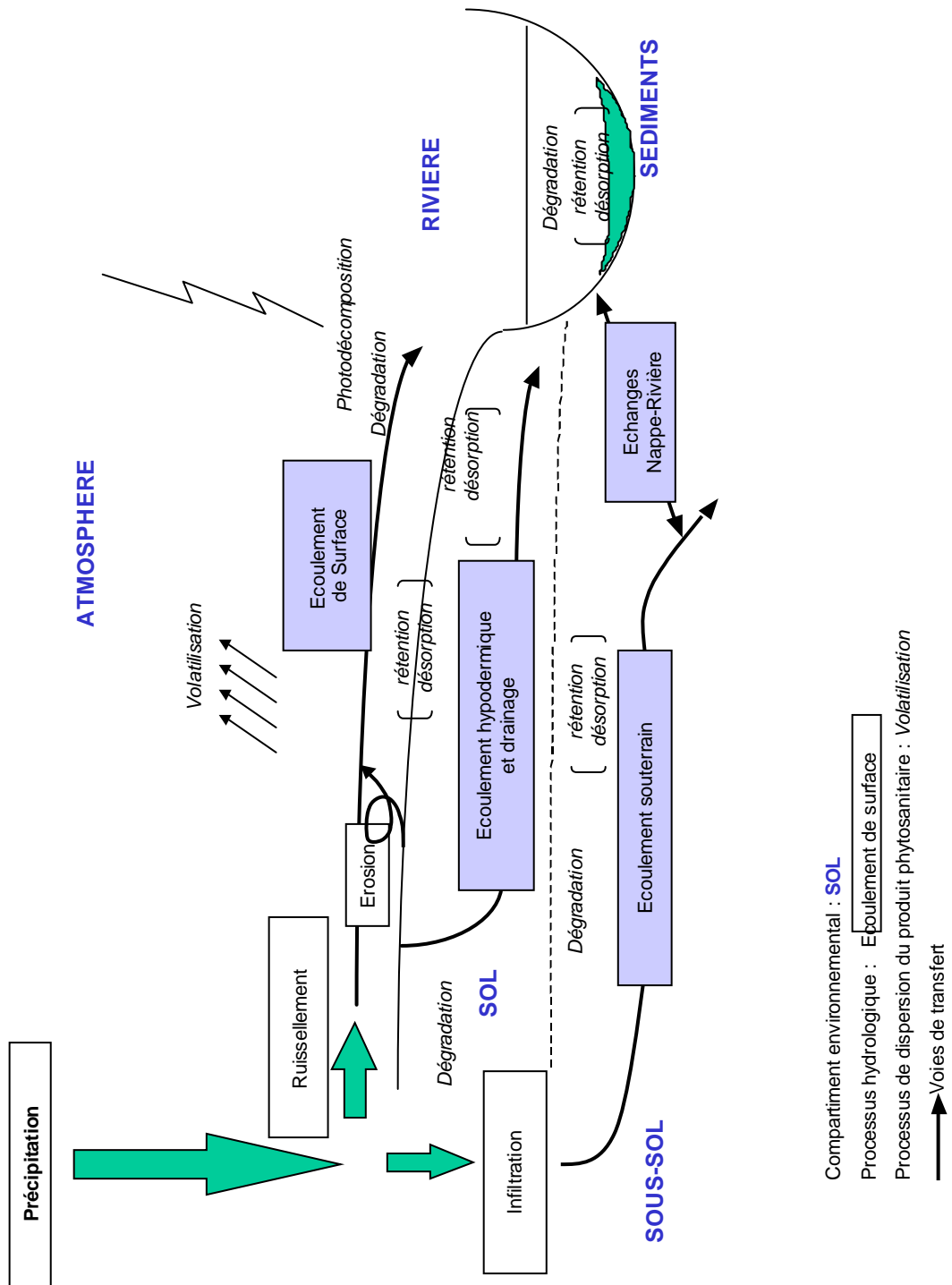


Figure 1.2 : Dispersion des produits phytosanitaires dans l'environnement.

mêmes préoccupations que les molécules mères. La notion de bilan entrée-sortie, utilisée pour l'azote, n'est pas adaptable aux produits phytosanitaires compte tenu de leur forte toxicité et des faibles quantités mobilisées.

Les processus élémentaires listés se rapportent à l'échelle moléculaire ou microscopique. Or, le problème environnemental qu'ils soulèvent se pose à des échelles plus globales : l'épandage des produits s'effectue sur les parcelles agricoles et les nuisances, dues au transfert vers les eaux superficielles particulièrement, se manifestent dans les cours d'eau. La progression dans les échelles rend les approches multidisciplinaires indispensables. En gardant toujours à l'esprit ces mécanismes élémentaires, ce travail abordera essentiellement le transfert vers les eaux superficielles occasionné par la circulation de l'eau sur un bassin versant.

1.3. La pollution des eaux de surface par les produits phytosanitaires

Après avoir évoqué l'usage des produits phytosanitaires en agriculture et les différentes voies de dispersion de ces substances dans l'environnement, le point de vue de la ressource en eau est abordé, en particulier les eaux de surface. En tant qu'éléments exogènes à l'écosystème, les produits phytosanitaires, lorsqu'ils sont transférés dans le réseau hydrographique, constituent une contamination ou pollution de la ressource. La difficulté qui émerge alors réside dans l'évaluation du degré de contamination, les critères d'évaluation choisis étant fonction de l'objectif poursuivi. La fréquence temporelle, la répartition spatiale, le type d'analyse, les seuils seront différents si le but recherché est la distribution d'eau potable, la protection de la ressource piscicole ou le suivi de zones agricoles. Or le coût élevé que représente le suivi des produits phytosanitaires incite à valoriser les données existantes, la vigilance et l'honnêteté doivent alors être les guides de l'analyse.

Deux types d'approches différentes sont présentées avant de donner quelques résultats sur les teneurs en produits phytosanitaires relevées dans les cours d'eau français.

1.3.1. Approche réglementaire

Les normes françaises relatives aux teneurs en produits phytosanitaires dans les eaux font référence aux eaux d'alimentation et aux eaux brutes destinées à la fabrication d'eau pour la consommation humaine (décret 89-3 modifié, du 3 janvier 1989 traduisant notamment la Directive européenne 80-778/CEE du 15 juillet 1980). Pour les eaux d'alimentation, la concentration maximale admissible (CMA) a été fixée à 0.1 µg/l par substance individualisée (sauf pour l'aldrine, la dieldrine, l'heptachlore et l'époxyde d'heptachlore pour lesquels la valeur est de 0.03 µg/l) et à 0.5 µg/l pour la somme de toutes les substances confondues. Pour les eaux brutes, le décret 89-3 reprend les dispositions de la Directive 75-440/CEE qui stipule que la somme des concentrations en parathion, lindane et dieldrine doit être inférieure à 1, 2.5 et 5 µg/l respectivement pour les eaux subissant un traitement A1 (« physique simple et désinfection »), A2 (« traitement normal physique, chimique et désinfection ») et A3 (« traitement physique, chimique poussé, affinage et désinfection »). Il faut rappeler que ces normes très sévères correspondent aux limites de détection au moment de leur édition, la volonté étant de ne pas trouver de produit dans les eaux potables. Elles n'ont par conséquent aucune valeur toxicologique.

La Directive 98/83/CE du 03 novembre 1998, qui est à transposer en droit national au plus tard le 25 décembre 2000, ne modifie pas les valeurs seuils des concentrations mais précise que ces normes doivent s'appliquer non seulement aux spécialités phytosanitaires mais également à "leurs métabolites, produits de dégradation et de réaction pertinents" (Bulletin d'information de l'UIPP, 2000).

Une approche de type « Santé Publique » consiste à vérifier la conformité d'une ressource avec une réglementation, elle-même établie sur un principe de précaution. Cette approche permet une qualification binaire de la ressource en eau basée sur une valeur-seuil. En changeant le seuil, le classement de l'eau peut être inversé. Elle est donc adaptée à une prise de décision reposant sur une discrimination consensuelle.

L'Organisation Mondiale de la Santé (OMS) s'appuie sur la concertation d'experts autour de données toxicologiques relatives aux sources de contamination dont l'homme est la cible pour éditer des recommandations. En 1994, 35 molécules phytosanitaires ont été qualifiées (19 herbicides, 10 insecticides et 6 produits à usage divers). Le manque de données toxicologiques est très souvent limitant et la mise à jour de ces recommandations demande environ 10 ans (Rizet, 1998). L'Agence américaine pour la protection de l'environnement (USEPA) sur la même base de raisonnement toxicologique énonce des valeurs seuils à caractère obligatoire qui ne sont pas forcément en accord avec celles proposées par l'OMS et qui sont en constante évolution. En ce qui concerne l'atrazine, la valeur-guide proposée par l'OMS pour les eaux de boisson est de 2 µg/l, l'USEPA, pour qui la CMA était de 3 µg/l jusqu'en 1997, est actuellement en attente d'un complément d'investigation, la CEE et la France imposent une CMA de 0.1 µg/l.

Une approche « Santé Publique », seule possible pour un responsable de distribution d'eau, est inadaptée à une qualification générale de la ressource en eau.

1.3.2. Le Système d'Évaluation de la Qualité de l'eau des cours d'eau (SEQ-eau)

Cette approche est développée et promue par le Ministère de l'Aménagement du Territoire et de l'Environnement et les Agences de l'Eau. Ce système d'évaluation repose sur l'idée que l'altération d'un cours d'eau par la pollution se définit suivant sa fonction ou son usage (Agences de l'Eau, 1999). Le classement des valeurs mesurées suivant des grilles est promu.

Quinze types d'altération des eaux ont été retenus : matières organiques, matières azotées, nitrates, matières phosphorées, particules en suspension, couleur, température, minéralisation, acidification, micro-organismes, phytoplancton, micro-polluants minéraux, métaux sur bryophyte, pesticides, micro-polluants organiques hors pesticides. Chacun des types d'altération fait référence à une liste de paramètres dont la mesure permet de calculer un indice de qualité d'altération :

- pour chaque paramètre sont définies quatre valeurs-seuils¹ et une courbe d'interpolation qui permet d'associer à chaque prélèvement une valeur d'indice de qualité ;
- pour une altération, l'indice de qualité d'altération est l'indice de qualité minimal calculé parmi la liste de paramètres.

¹ Les valeurs-seuils sont choisis après étude bibliographique notamment les rapports édités par le Water Research Center (Agences de l'Eau, 1999b).

Cet indice de qualité d'altération est compris entre 0, le pire, et 100, le meilleur et découpé en cinq classes (cf. figure 1.3). L'indice de qualité d'altération relatif à une période de temps est l'indice le plus pénalisant calculé dans 90% des cas, le nombre de prélèvements doit être supérieur à un nombre fixé propre à chaque paramètre.

Une fonction, « Potentialités biologiques de l'eau » qui traduit l'aptitude à permettre la vie dans le cours d'eau si l'habitat y est satisfaisant, et **cinq usages** sont définis : Alimentation en Eau Potable, loisirs et sports aquatiques, irrigation, abreuvement, aquaculture. Un usage ou une fonction peut être différemment influencé par une altération. Si l'usage ou la fonction est sensible à l'altération, l'indice de qualité d'altération est classé parmi **cinq groupes d'aptitudes** relatives à l'usage ou la fonction. Les seuils de ces classes d'aptitudes sont choisis pour chaque couple usage/altération en fonction de l'état d'avancement des connaissances. Enfin, la classe d'aptitude pour un usage donné est la classe d'aptitude la plus pénalisante parmi celles calculées pour toutes les altérations (cf. figure 1.3).

Dans le cas particulier de l'altération de la qualité de l'eau par les pesticides, les concentrations en 36 substances définissent les paramètres. L'analyse est impérative pour cinq substances (atrazine, simazine, lindane, diuron, trifluraline). Quatre prélèvements par an sont nécessaires pour définir l'altération. L'altération par les pesticides est influente sur la fonction « potentiel biologique de l'eau » et sur les « usages Alimentation en Eau Publique », « irrigation » et « abreuvement ». Des compléments d'informations sont encore nécessaires pour juger de l'influence sur l'usage « aquaculture ».

Cette méthode permet donc de qualifier un point de prélèvement en fonction de l'usage prévu en ce point. L'aspect temporel est intégré même si aucune condition sur le moment du prélèvement (en crue ou hors crue par exemple) n'est spécifiée. Le recourt à un découpage en classes permet de s'affranchir en partie de la précision analytique, souvent problématique, et de stabiliser les résultats. Les bornes proposées sont issues de l'état actuel des connaissances mais peuvent être modifiées en fonction des résultats à venir.

1.3.3. Etat de la contamination des eaux superficielles par les produits phytosanitaires en France

Depuis le début des années 1990, le suivi des concentrations en produits phytosanitaires dans les eaux s'est intensifié. De nombreux organismes ont lancé des plans d'échantillonnage : Agences de l'Eau, Directions Départementales des Affaires Sanitaires et Sociales, Directions Départementales de l'Équipement, Directions Régionales de l'Environnement, Fédérations de Pêche, distributeurs d'eau, syndicats de rivière. Il en résulte un grand nombre de données, établies suivant des stratégies différentes qui reposent sur le nombre de points échantillonnés, la fréquence et la date de mesure, le nombre de molécules recherchées, les supports analysés (eau brute, filtrée, sédiments), les méthodes analytiques et les seuils de détection. Pour tenter de dépasser cette diversité et réunir les données récoltées, le Réseau National des Données sur l'Eau (RNDE) a été mis en place, couplé avec le Service d'Administration Nationale des Données et Références sur l'Eau (SANDRE) dont l'objectif est l'élaboration d'un langage commun entre producteurs et utilisateurs de données.

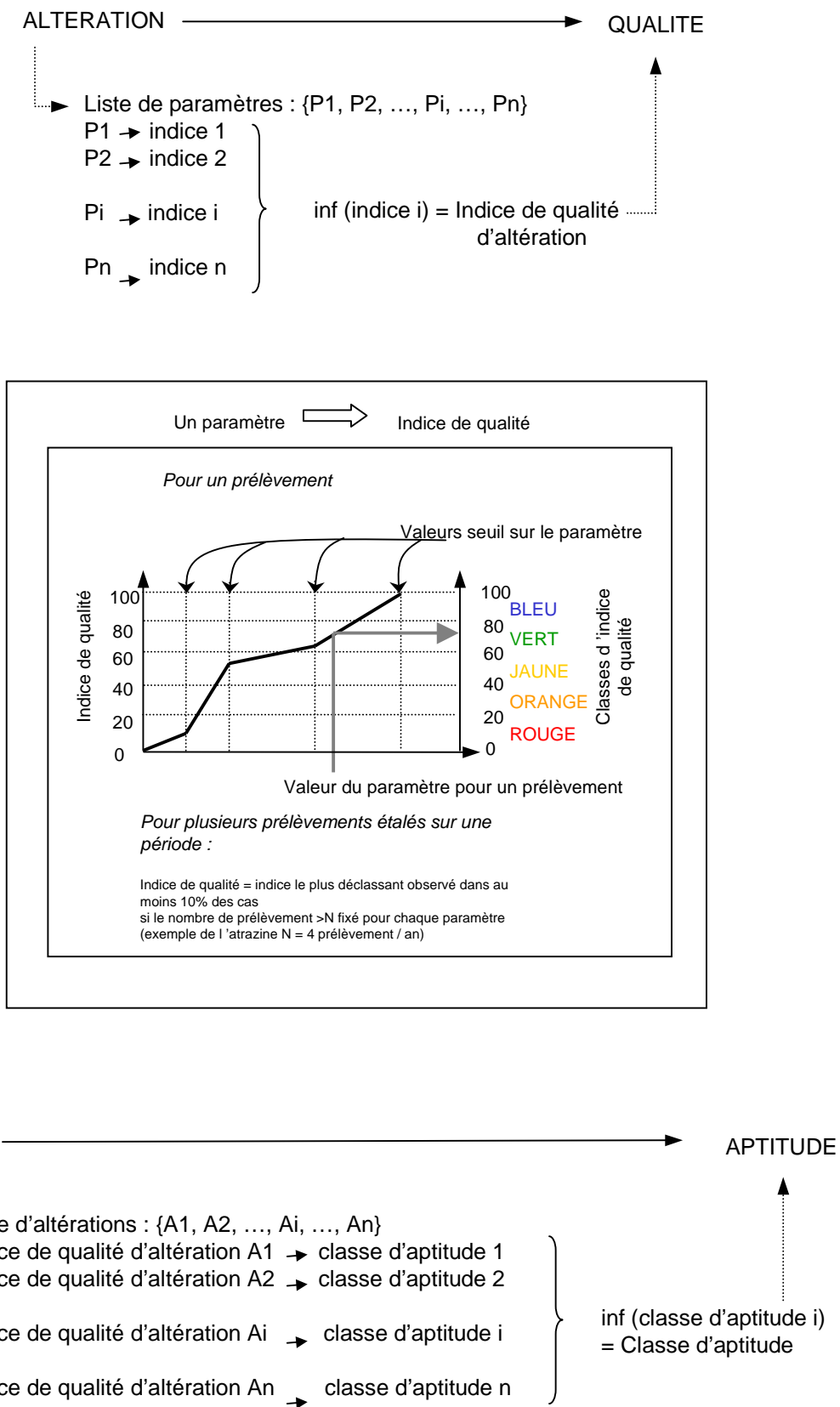


Figure 1.3 : Etapes de qualification d'eau suivant le SEQ-Eau (Système d'Evaluation de la qualité des Eaux)

Des extraits et synthèses sur les données de ce réseau sont disponibles auprès de différentes banques de données,

notamment la Banque Nationale des Données sur l'Eau (BNDE) en ce qui concerne les données de qualité de l'eau.

A partir de ces bases, l'agrégation des données est pratiquée pour dresser des états des lieux sur la contamination des eaux par les produits phytosanitaires. Les résultats font référence à une molécule ou une famille chimique, agrégation thématique des valeurs. Les variables choisies sont le plus souvent des rapports entre le nombre de prélèvements supérieurs à un seuil et le nombre total de prélèvements : taux de détection, taux de dépassement de 0.1, 2, 10 µg/l, pour une période donnée de mesure. Il s'agit alors d'une agrégation temporelle. Enfin, pour donner un aperçu global, les résultats sont agrégés spatialement pour obtenir des taux de dépassement globaux sur toute la zone d'étude.

L'IFEN (1998) a publié, à partir des données du RNDE, un état de la contamination des eaux par les pesticides, au niveau national, pour l'année 1997. L'évaluation porte sur 276 points mais pour 90 d'entre eux l'exploitation n'est pas possible soit à cause du nombre insuffisant de prélèvements dans l'année (inférieur à 4) soit suite à des problèmes de récolte des données (dans le bassin Loire-Bretagne essentiellement). Sur les 77 515 analyses ponctuelles réalisées, les taux de détection et de dépassement de la concentration 0.1 µg/l ont été calculés. Ces deux variables servent à évaluer la présomption de contamination d'une station ou de l'ensemble des prélèvements. La cartographie des résultats et les taux de détection globaux par molécule sont montrés à la figure 1.4.

| Famille chimique | Taux de détection | Fréquence associée à la conc. max. <0.1µg/l | Fréquence associée à la conc. max. <0.5µg/l | Fréquence associée à la conc. max. >0.5µg/l |
|-------------------|-------------------|---|---|---|
| Triazine | 100 | 6 | 41 | 59 |
| Urées substituées | 96 | 15 | 68 | 32 |
| Organo-halogénés | 97 | 62 | 99 | 1 |
| Phytohormones | 29 | 83 | 97 | 3 |
| Carbamates | 35 | 69 | 95 | 5 |

Tableau 1.4. : Taux de détection et fréquence d'apparition de la concentration maximale (en %) globaux pour 14 sous-bassins du bassin Loire-Bretagne sur la période 1990-1996 (d'après Agence de l'Eau Loire-Bretagne, 1998).

Dans le même but de constituer un état des lieux, l'Agence de l'Eau Loire-Bretagne (1998) a édité un rapport se rapportant aux années 1990-1996 (cf. tableau 1.4). Quatorze bassins versants ont fait l'objet de 16 692 mesures ponctuelles portant sur des herbicides (87%), des insecticides (12%) et des fongicides (1%). Les résultats présentés concernent cinq familles chimiques : triazines, urées substituées, organo-halogénés, phytohormones et carbamates. Pour chacune des familles, figurent le taux de détection et la part représentative de chaque molécule ; la fréquence des concentrations maximales est rapportée pour traduire l'intensité de la pollution imputable à une famille chimique à l'échelle d'un bassin versant, les fréquences associées aux concentrations supérieures à 5 µg/l étant particulièrement mises en évidence.

Il ressort de ces études globales que les contaminations des eaux de surface par les produits phytosanitaires sont observées sur tout le territoire français ; elles sont principalement dues aux

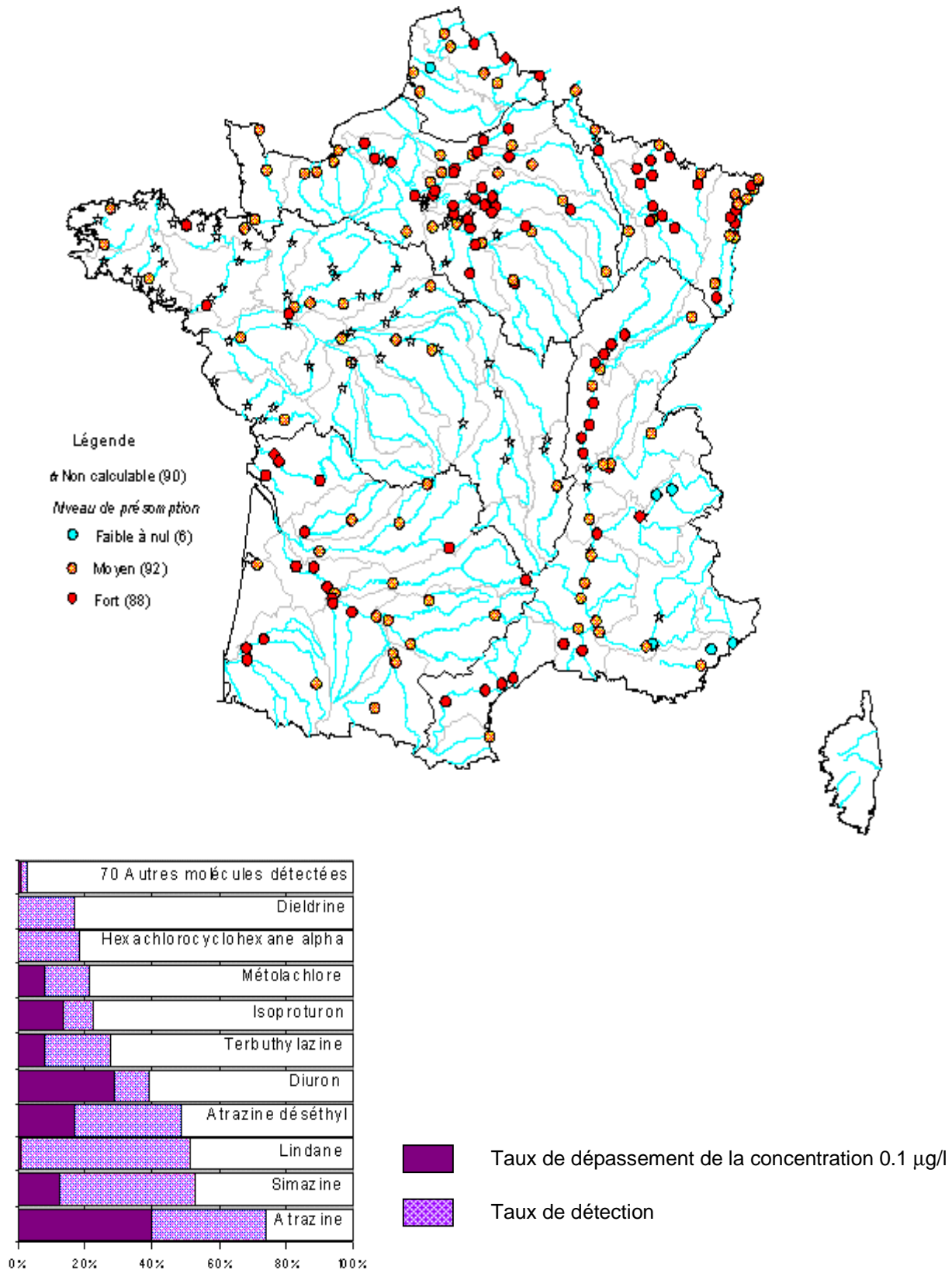


Figure 1.4 : Répartition géographique des présomptions de contamination par les produits phytosanitaires des eaux superficielles et taux de détection par molécules d'après les données du RNB 1997 (IFEN, 1998).

triazines, en particulier l'atrazine, et en partie aux urées substituées dont le diuron et l'isoproturon. Le regroupement des mesures permet de stabiliser les résultats sur des concentrations très variables dans le temps. Il faut cependant noter que ce mode de représentation allié à un échantillonnage ponctuel étalé sur l'année donne un fort poids aux molécules rémanentes. Ces résultats fournissent une appréciation globale et qualitative de la situation. Elles permettent aujourd'hui de tirer un signal d'alarme et à long terme d'évaluer l'évolution de l'état des principaux cours d'eau français et européens.

1.3.4. Conclusion

L'existence d'une contamination des eaux superficielles par les produits phytosanitaires est aujourd'hui établie en France et dans les pays occidentaux. La gravité de la pollution doit cependant être toujours rapportée à la fonction du milieu dans lequel elle est observée ; c'est suivant ce principe qu'à été élaboré le Système d'Evaluation de la Qualité des Eaux (SEQ-Eau) promu par les Agences de l'Eau et le Ministère de l'Aménagement du Territoire et de l'Environnement. Il est envisageable que, d'ici quelques années, les réseaux de surveillance de la qualité de l'eau fonctionneront et permettront à un niveau global de juger de l'évolution de la pollution par les produits phytosanitaires notamment. Mais, pour satisfaire aux normes de qualité pour les milieux aquatiques et les eaux de boisson, les solutions à développer doivent agir sur l'espace agricole.

1.4. Du constat de pollution à l'action

La pression des résultats sur la contamination préoccupante des eaux oblige l'agriculture à une modification de la gestion des traitements phytosanitaires. La complexité du transfert de ces composés et l'urgence de l'action ne permettent pas d'attendre le développement de modèle de simulation. Dès 1992, les Ministères chargés de l'Agriculture, de l'Environnement et de la Santé se sont dotés de structures permettant la coordination, le Comité de liaison « eau-produits antiparasitaires », et le développement d'outils pour mener des actions de conseil et de prévention, Comité d'Orientation pour la Réduction de la Pollution des Eaux par les Nitrates, le phosphore et les produits phytosanitaires (CORPEN). Un schéma décisionnel a été édité et l'utilisation de méthodes de diagnostic permettant de hiérarchiser les causes de pollutions est promue. De manière générale, ce type d'approche nécessite le recours à des indicateurs ; il apparaît donc nécessaire de définir leur intérêt et quelles sont leurs qualités requises. Dans une optique de diagnostic, la notion de risque de transfert, plus adaptée à la négociation, sera préférée à la simple valeur de concentration, résultat mesuré du transfert. La méthode de classement des molécules suivant leur niveau de risque de transfert vers les eaux a été développée et sera présentée, avant de détailler la démarche de diagnostic préconisée par le CORPEN.

1.4.1. Notion d'indicateur environnemental

1.4.1.1. Définition

Plusieurs définitions sont données pour la notion d'indicateur. Pour l'OCDE (1993), un indicateur est un paramètre ou valeur calculée à partir de paramètres donnant des indications sur ou décrivant l'état d'un phénomène, de l'environnement ou d'une zone géographique et d'une portée supérieure aux informations directement liées à la valeur d'un paramètre. Pour Weber et Lavoux (1994), un indicateur est la traduction synthétique d'une action, d'une situation ou de son évolution, employé pour l'évaluation, le suivi, la prévision et l'aide à la décision. Girardin (1997) précise que l'on a recourt à des indicateurs lorsqu'il est impossible par la mesure ou la modélisation d'estimer directement un phénomène. Les indicateurs s'avèrent alors être un moyen indirect d'y parvenir.

Mais les auteurs s'accordent sur les fonctions d'un indicateur qui sont :

- réduire le nombre de mesures et de paramètres qui seraient nécessaires pour rendre compte d'une situation avec exactitude ;
- simplifier le processus de communication permettant de fournir aux utilisateurs les résultats de mesures.

Dans son programme sur le développement durable², l'IFEN précise que les indicateurs doivent faciliter les comparaisons dans l'espace et le temps et s'intégrer dans une démarche poursuivant trois objectifs :

- aider à la compréhension des phénomènes ;
- aider à la prise de décision ;
- informer le public.

Les propriétés requises pour un indicateur sont la pertinence, la justesse d'analyse et la mesurabilité (cf. tableau 1.5).

| | |
|--------------------|--|
| PERTINENCE | Donner une image représentative des conditions de l'environnement Facile à interpréter et permettant de dégager des tendances Refléter les modifications de l'environnement et des activités humaines correspondantes Servir de références aux comparaisons Se rapporter à une valeur limite ou une valeur de référence auquel le comparer pour évaluer sa signification |
| JUSTESSE D'ANALYSE | Reposer sur des fondements théoriques en termes scientifiques et techniques Reposer sur un consensus quant à sa validité Pouvoir être rapporté à des systèmes de prévision et d'information |
| MESURABILITE | Etre disponible à un rapport coût / bénéfices raisonnable Etre accompagné d'une documentation adéquate Etre mis à jour régulièrement selon une procédure fiable |

Tableau 1.5 : Propriétés requises pour un indicateur (d'après OCDE, 1993).

Les indicateurs environnementaux sont le plus souvent organisés dans un modèle Pression-Etat-Réponse. Ce modèle repose sur la notion de causalité : les activités humaines exercent des pressions sur l'environnement et modifient en quantité et en qualité les ressources naturelles (décrite par les indicateurs d'Etat), la société apportant des réponses à ces changements en adoptant des mesures (cf. figure 1.5).

² Développement durable : type de développement qui permet de satisfaire les besoins des générations présentes, sans réduire la possibilité des générations futures de satisfaire les leurs.

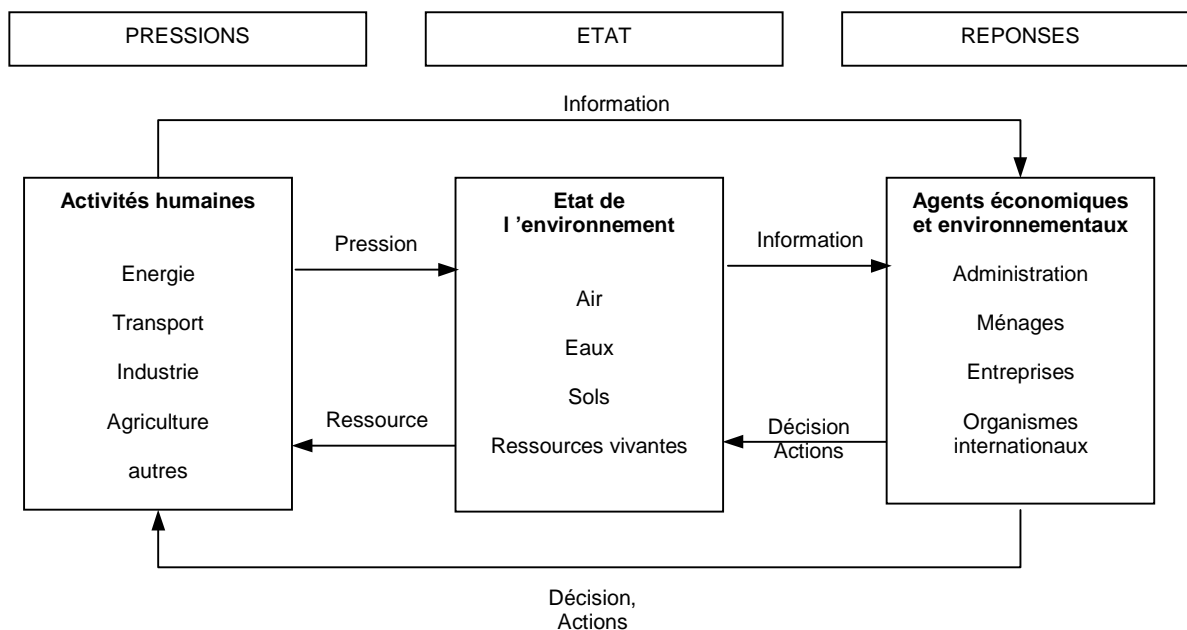


Figure 1.5 : Modèle Pression-Etat-Réponse.

1.4.1.2. Cas de la pollution des eaux d'un bassin versant par les produits phytosanitaires

Dans ce cas particulier, le phénomène est la pollution des eaux du bassin versant. L'activité agricole est une pression exercée sur le bassin, les surfaces cultivées recevant les traitements phytosanitaires constituent un indicateur de pression. La qualité de l'eau à l'exutoire du bassin représente l'état de l'environnement relatif au phénomène envisagé, la concentration en un produit phytosanitaire est un indicateur d'état. Les décisions relatives aux usages des produits phytosanitaires sur le bassin sont une réponse, la dose réglementaire d'application est un indicateur de réponse (cf. figure 1.6).

La première étape est de comprendre le phénomène, il s'agit d'analyser le lien entre pression et état du système. La démarche consiste à supposer qu'il existe une suite de processus activés entre pression et état, à définir une variable de pression se rapportant à ces processus et à vérifier qu'elle est pertinente vis à vis de la caractérisation de l'état, ici la qualité de l'eau à l'exutoire du bassin. Cette variable de pression est alors un indicateur de pression. Le raisonnement comprend donc une phase d'identification de processus et une phase de validation entre variable de pression et variable d'état. Cette validation peut être expérimentale et reposer sur la mesure ou de type expert en s'assurant que la variable de pression fait bien référence au processus supposé et que ce processus est actif.

Après avoir compris le fonctionnement du système, la deuxième étape engage les actions correctives à mettre en œuvre. Il s'agit de trouver les réponses capables de modifier les pressions responsables du phénomène dans un sens favorable. L'aide à la décision suppose donc d'avoir identifié les modes de pression préjudiciables et de disposer d'alternatives efficaces, ici de pratiques agricoles et de scénarios d'aménagement de l'espace pour lesquels il est établi qu'ils induisent moins de pollution.

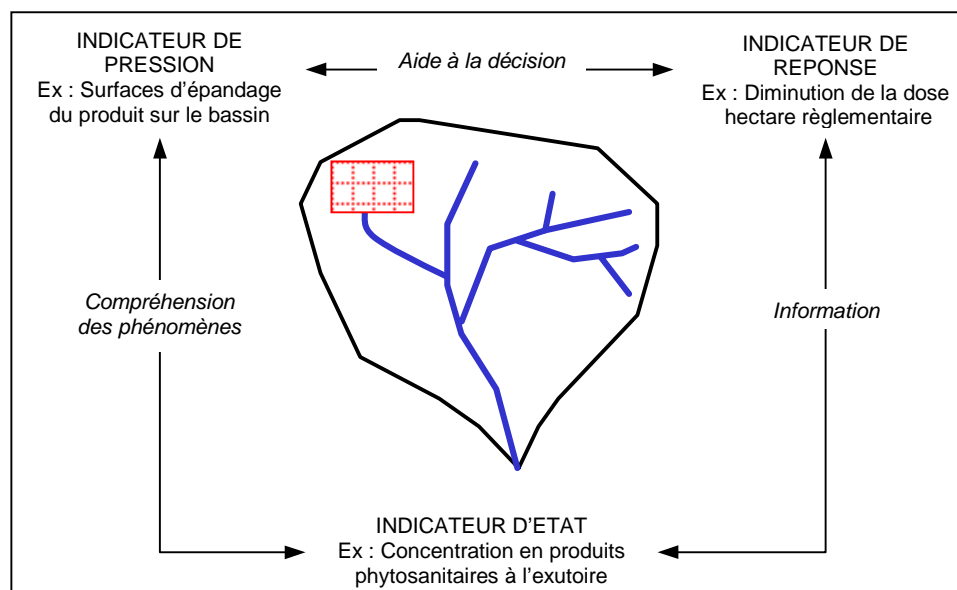


Figure 1.6 : Etude de la pollution des eaux d'un bassin versant au moyen d'indicateurs.

La dernière étape consiste à informer, à montrer l'efficacité des réponses sur l'état du système.

A travers le modèle Pression-Etat-Réponse, les trois types d'objectifs assignés aux indicateurs apparaissent de manière hiérarchisée : comprendre les phénomènes, aider à la décision, informer. L'échelle à laquelle le problème de pollution des eaux est abordé reste capital : la perception et la description des processus changent entre le transfert dans une colonne de sol au laboratoire et dans un bassin versant de plusieurs centaines de km². Les indicateurs ne peuvent passer outre les sauts d'échelle et doivent donc être utilisés dans un contexte où ils sont bien valides.

Le cadre théorique sur lequel repose la définition de la notion d'indicateur relève en pratique du vœu pieux ; il est en effet très rare de pouvoir allier toutes les qualités de pertinences, de justesse d'analyse et de mesurabilité. Les indicateurs sont dès lors toujours attaquables et très dépendants de l'état des connaissances. Le flou qui entoure les indicateurs tient à la multiplicité des objectifs qu'ils peuvent servir. Lorsque les objectifs sont hiérarchisés, et que leurs limites sont admises, les indicateurs peuvent être très utiles dans l'analyse de la pollution des eaux par les produits phytosanitaires. Dans le cas de la pollution des eaux par les produits phytosanitaires, ils sont le seul recours pour mettre rapidement en place des actions correctives.

1.4.2. Notion de risque de pollution

1.4.2.1. Définition

Le risque est « un danger, un inconvénient plus ou moins probable auquel on est exposé » (Petit Larousse), « un danger plus ou moins prévisible » (Petit Robert). Bernier (1998) note que dans ces définitions, « danger plus ou moins probable » signifie qu'il existe un événement potentiel auquel est associée une probabilité d'occurrence et des conséquences dommageables, l'idée d'exposition d'une cible apparaissant comme condition nécessaire à l'existence du risque. L'intensité d'un risque est

donc traduite par l'importance de sa probabilité d'occurrence, P, et le niveau des conséquences dommageables pour la cible, D : plus la probabilité qu'un événement se produise est élevée et plus cet événement est dommageable, plus le risque encouru est grand (cf. figure 1.7.). L'interprétation de la figure 1.7 est le plus souvent qualitative car il est difficile d'évaluer numériquement la probabilité P et surtout le niveau des dommages D. La limite entre les domaines de risque acceptable et inacceptable est généralement assez floue notamment parce que la perception des dommages peut varier avec les individus ciblés.

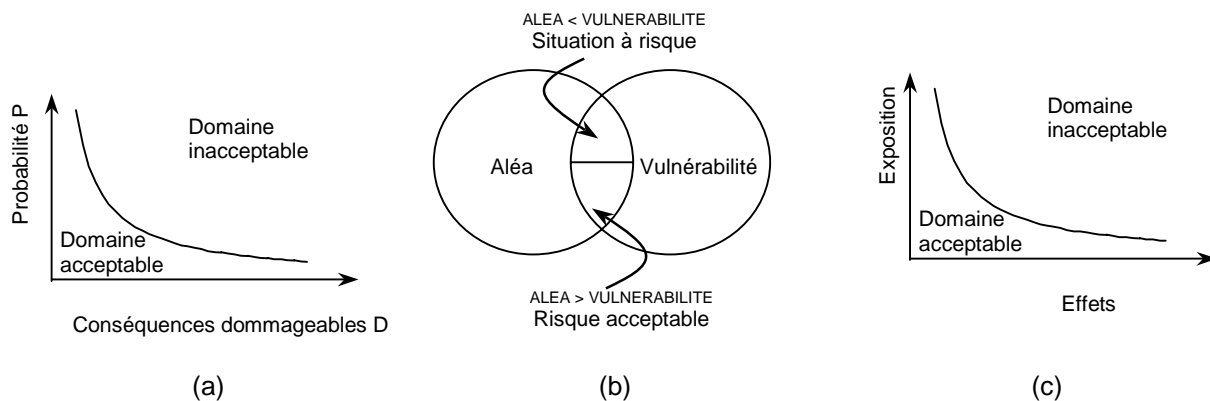


Figure 1.7. : Représentation du risque : cas général (a), risque naturel (b), risque en santé environnementale (c).

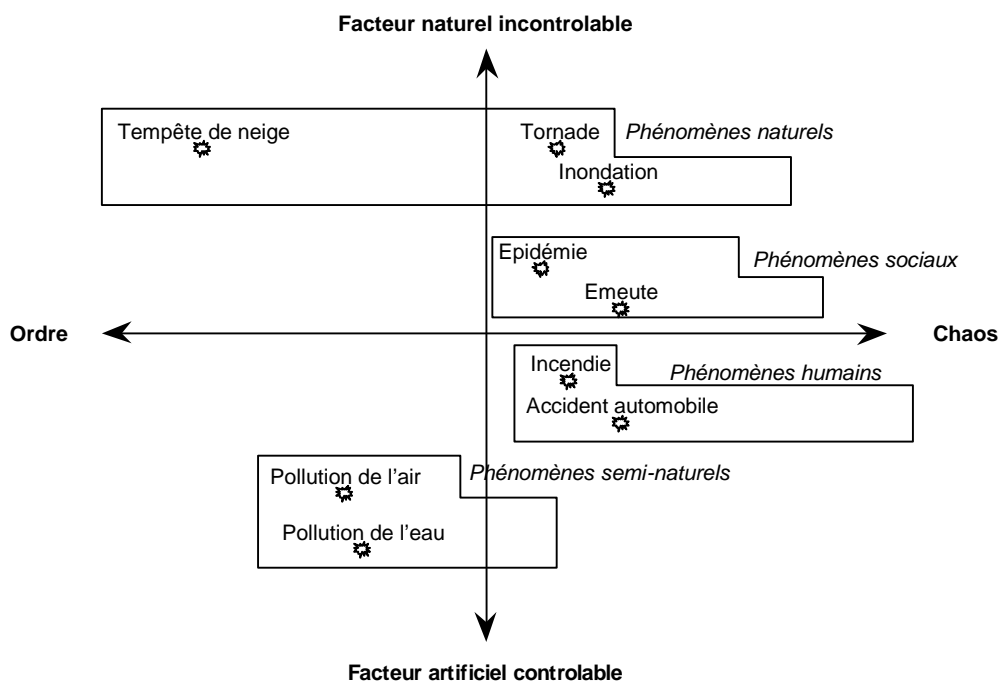


Figure 1.8 : Classements des risques naturels et technologiques (d'après Kates (1970) cité par Bailly, 1994).

Dans nos sociétés, plusieurs risques de nature différente se superposent (cf. figure 1.8.). L'appropriation thématique de la précédente définition permet une évaluation du risque dans chaque domaine. En matière de risque naturel, le plan (Probabilité ; Dommage) est défini, pour une portion de territoire ou parcelle, par l'aléa et la vulnérabilité. Dans le cas du risque d'inondation, l'aléa traduit les contraintes objectives qui pèsent sur la parcelle et dépendent exclusivement des conditions hydro-

météorologiques. La vulnérabilité se rapporte à la sensibilité de la parcelle au phénomène et aux dommages qu'elle encourt (Agences de l'eau, 1998c). Gendreau *et al.* (1998) définissent une situation à risque si la composante aléa est supérieure à la vulnérabilité, sinon le risque est acceptable.

En santé environnementale, le risque est évalué par le croisement entre l'exposition à un polluant et les effets de ce polluant sur une cible. Le schéma général (cf. figure 1.9.) proposé par Sexton *et al.* (1992, cité par Cicorella, 1997) résume les différentes étapes conduisant à l'évaluation d'un risque pour l'homme ; de manière équivalente, l'exposition peut se rapporter au compartiment aquatique de l'écosystème.

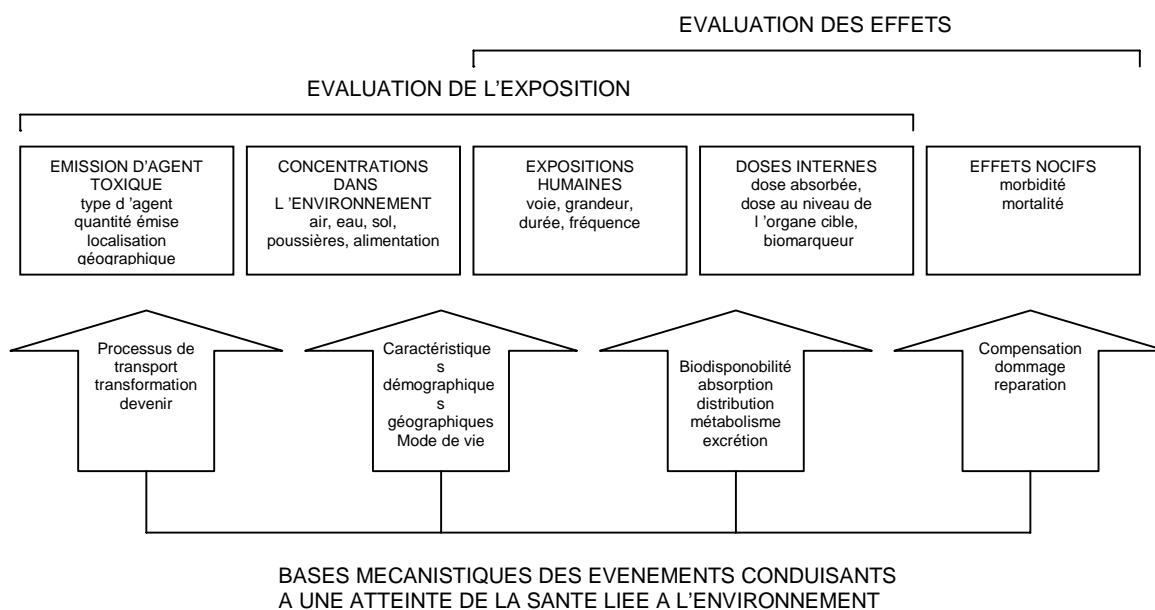


Figure 1.9 : Paradigme de la santé environnementale (Sexton, 1992).

1.4.2.2. Application au classement des produits phytosanitaires

Dans le but d'orienter la surveillance des eaux à l'échelon national, le Comité de liaison interministériel « Eau - Produits antiparasitaires » a proposé une méthode de classification des substances actives phytosanitaires en fonction du risque de présence dans les eaux superficielles et souterraines (Comité de liaison, 1995). La détermination du risque global est obtenue par confrontation des possibilités d'exposition et de gravité des effets. L'exposition est déterminée par la méthode SIRIS (Système d'Intégration des Risques par Interaction des Scores) (Jouany, Vaillant, 1982) ; elle sert de critère de classification. Les effets sont déduits des connaissances en toxicologie et écotoxicologie.

Les paramètres d'exposition (cf. tableau 1.6) sont choisis à partir des propriétés et des caractéristiques d'utilisation des 150 molécules recensées dans la base de données Agritox de l'INRA (Institut National de la Recherche Agronomique). L'Analyse en Composante Principale permet l'extraction de paramètres indépendants qu'un comité d'experts adopte et hiérarchise. Pour chacun des paramètres, les experts définissent trois classes de risque croissant de transfert vers les eaux : favorable (peu de risque de transfert), moyennement favorable, défavorable (présentant des risques de transfert). Le choix de trois modalités est justifié par l'idée que la décision est améliorée en augmentant le nombre de critères et non la précision des critères. L'agrégation des paramètres est

faite suivant un système d'autopénalisation qui permet de tenir compte de conditions aggravantes comme la présence simultanée de plusieurs caractéristiques défavorables. Partant sur la base d'une substance idéale de rang égal à zéro, les molécules sont déclassées, au fur et à mesure que les caractéristiques des paramètres sont défavorables. Le rang d'exposition ainsi obtenu doit être considéré comme qualitatif et peut être utilisé seul en tant qu'indicateur de risque de présence dans les eaux.

| Variables | Sens | Classes et bornes | | | Hiérarchie ⁽¹⁾ |
|---|---|-------------------|-------------------------|-------------|---------------------------|
| | | favorable | Moyennement défavorable | défavorable | |
| Superficies développées traitées ⁽²⁾ (km ²) | Etendue de l'usage | <1000 | 1000<<5000 | >5000 | C1 |
| Dose moyenne de traitement (kg/ha) | Intensité de l'usage | <0.5 | 0.5<<1 | >1 | C1 |
| Hydrosolubilité (mg/l) | Affinité pour l'eau, potentiel d'entraînement par l'eau | < 10 | 10<<200 | >200 | C2 |
| Demi-vie dans le sol DT50 (jour) | Persistance dans le sol | < 8 | 8<<30 | >30 | C3 |
| Vitesse d'hydrolyse à pH=7 (jour) | Stabilité dans l'eau, potentiel de dégradation | <30 | 30<<60 | >60 | C3 |
| Coefficient de partage Carbone organique – Eau K _{oc} (cm ³ /g) | Affinité pour le sol, potentiel de rétension | > 1000 | 100>>1000 | <100 | C4 |
| Indice de mobilité de Gustafson (adim.) ⁽³⁾ | Potentiel de mouvement dans le sol | | | | |
| Indice de Gustafson maximum (adim.) | Potentiel de mouvement maximum | | | | |
| Pression de vapeur (Pa) | Volatilité de la substance | | | | |
| Constante de Henry (adim.) | Affinité pour le compartiment atmosphérique, potentiel de volatilisation | | | | |
| Coefficient de partage Octanol-Eau ⁽⁴⁾ (adim.) | Affinité pour les membranes biologiques et les graisses, potentiel de bioaccumulation | | | | |
| Constante de dissociation acide pKa (adim.) | Formation de sels d'où mobilité dans le sol | | | | |
| Constante de dissociation basique pKb (adim.) | Fixation par les argiles d'où rétention dans le sol | | | | |

(1) Les variables sont hiérarchisées suivant 4 classes d'importance décroissantes.

(2) Superficies développées traitées (km²) = superficies cultivées * nombre d'application

(3) adim. : adimensionnel

(4) Coefficient de partage Octanol-Eau : rapport entre la quantité de composé dans la phase aqueuse et dans la phase organique (octanol).

En grisé : les variables non retenues pour la classification.

Tableau 1.6 : Variables d'exposition considérées et choisies pour la classification des substances actives phytosanitaires par la méthode SIRIS. Cas des eaux superficielles.

Pour l'estimation de la gravité des effets, deux variables sont prises en compte suivant la cible considérée (cf. tableau 1.7) :

- pour l'homme, l'indicateur global de toxicité chronique est la Dose Journalière Admissible ;
- pour le milieu aquatique, l'écotoxicité aiguë est définie par la valeur la plus pénalisante parmi trois variables représentatives des maillons importants de la chaîne trophique (végétaux, crustacés, poissons).

Le rang d'exposition calculé par la méthode SIRIS est confronté au niveau d'effet sur le graphe représentant le risque global pour l'homme ou pour l'écosystème aquatique.

Le risque est une variable composée, intégrant plusieurs aspects d'un problème, bien plus que le résultat d'une mesure simple, c'est un élément de négociation entre scientifiques et gestionnaires. Précédant la décision du gestionnaire, les scientifiques doivent être vigilants à la composition de la variable risque. Les paramètres choisis pour l'élaborer doivent être exhaustifs, disponibles avec une

précision définie. Le mode d'agrégation de ces paramètres doit posséder des propriétés adaptées, notamment pour la prise en compte d'éventuelles synergies et compensations.

| Variables d'effet | Sens | Classe et bornes | | | | |
|---|-----------------------|------------------|---------------|-------------|-----------|------|
| | | a | b | c | d | e |
| Dose Journalière Admissible (mg/kg de poids corporel) | Toxicité pour l'homme | < 0.0001 | 0.0001<<0.001 | 0.001<<0.01 | 0.01<<0.1 | >0.1 |
| Ecotox (mg/l) = inf (CE50, 72h ; CI50, 48h ; CL50, 96h) ⁽¹⁾ | Ecotoxicité | <0.001 | 0.001<<0.01 | 0.01<<0.1 | 0.1<<1 | >1 |

⁽¹⁾ CE50, 72h : Concentration qui provoque une baisse de 50% de la croissance d'une culture d'algues témoin au bout de 72h.
 CI50, 48h : Concentration qui provoque une immobilisation de 50% de d'une population de Daphnies témoin au bout de 48h.
 CL50, 96h : Concentration qui provoque la mort de 50% d'une population de poisson témoin au bout de 96h

Tableau 1.7 : Variables d'effet choisies pour la classification des substances actives phytosanitaires par la méthode SIRIS. Cas des eaux superficielles et souterraines.

1.4.3. Démarche de diagnostic préconisée par le CORPEN

1.4.3.1. Définition

Le CORPEN définit comme **diagnostic** l'estimation des risques de transfert vers les eaux d'une zone géographique déterminée et des facteurs qui les favorisent. Les propositions pour une démarche de diagnostic (CORPEN, 1996b) détaillent une approche globale et synthétisent les connaissances des experts. Les objectifs sont :

- la caractérisation de la pollution ;
- l'identification de son origine et de la part de responsabilité du secteur agricole (cf. figure 1.10.) ;
- la détermination des pratiques en causes ;
- la définition des ressources en eau les plus vulnérables.

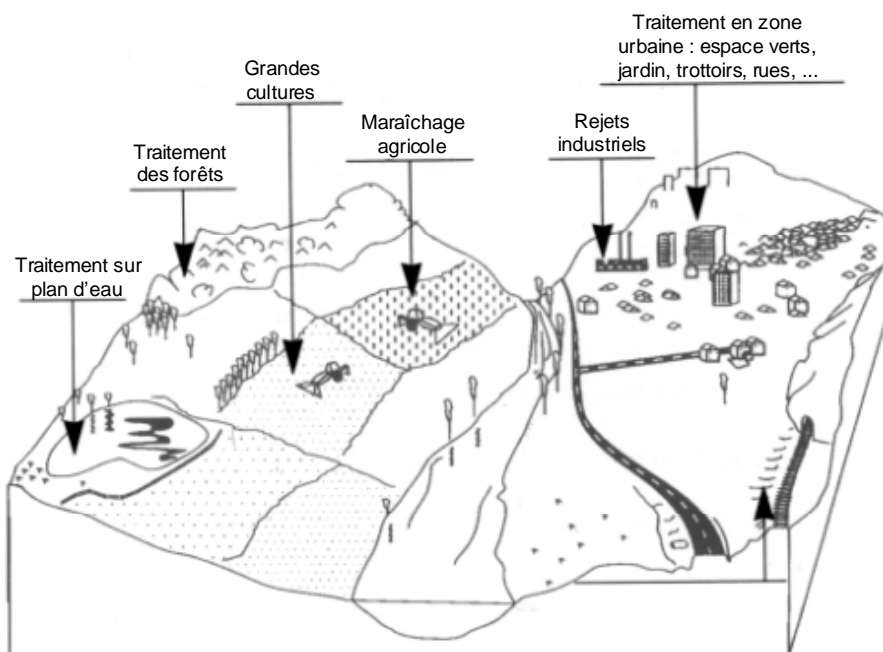


Figure 1.10 : Les apports en produits phytosanitaires à l'environnement (CORPEN, 1998)

L'unité géographique d'étude est le bassin versant pour les eaux de surface et le bassin d'alimentation de la nappe pour les eaux souterraines. La mise en application de la démarche est articulée en sept parties pour lesquelles sont détaillées les données à récolter et un guide pour leur interprétation.

1.4.3.2. Eléments de diagnostic à l'échelle du bassin versant

Les caractéristiques du milieu physique concernent le sol, le sous-sol, la nappe, la topographie et le climat. Les différents types de ruissellement sont distingués, ruissellement de surface strict aggravé par les fortes pentes et ruissellement par refus d'infiltration sur zone saturée pour les sols comportant une couche de faible perméabilité ou par émergence de nappe superficielle. Le processus d'érosion est souligné comme fondamental dans le transfert des produits phytosanitaires vers les eaux superficielles.

La mesure de la pollution a pour but d'aboutir à une caractérisation qualitative et quantitative dans l'espace et le temps. L'examen des données existantes, replacées dans leur contexte d'acquisition est impératif. Le choix des molécules à suivre pourra s'appuyer sur les résultats de la méthode SIRIS (Système d'Intégration des Risques par Interaction des Scores). L'échantillonnage de l'exutoire des zones susceptibles d'émettre une pollution est proposé. La fréquence des prélèvements doit être élevée durant les périodes sensibles qui suivent les épandages, et mensuelle le reste de l'année, les pics de concentration survenant pendant les épisodes pluvieux.

La détermination de **l'occupation du sol** permet de définir les possibilités d'implication des différents acteurs dont les pratiques devront être déterminées (figure 1.10). Dans le cas du secteur agricole, les différents types de culture doivent être cartographiés. Cette information est disponible à partir d'enquêtes, de recensements (Recensement Général de l'Agriculture), de photographies aériennes, d'images satellites.

L'identification des **pratiques agricoles** fait émerger différents facteurs causant pollutions ponctuelles, dues à des accidents ou de mauvaises manipulations, et pollutions diffuses. Les informations à recueillir concernent tout d'abord la stratégie de protection des cultures en distinguant :

- la protection systématique lorsque les traitements se déroulent suivant un calendrier établi ;
- la protection raisonnée lorsque les moyens de lutte et les périodes d'intervention sont adaptés aux organismes nuisibles préalablement identifiés et à l'état sanitaire de la culture ;
- la protection intégrée privilégiant l'action sur le système de culture (mise en place de rotations, choix des variétés), sur les techniques culturales (binage) et les moyens de lutte biologique sur les traitements chimiques.

Les programmes de traitement fournissent les renseignements sur les produits utilisés, les quantités globales, les doses à l'hectare, les superficies développées traitées et les périodes d'application. Enfin, les conditions de traitement permettent de relever les manipulations à risque avant pendant et après l'application telle que le réglage des appareils, le débordement des cuves, le traitement au-dessus de cours d'eau, la gestion des reliquats par exemple. Les données relatives aux pratiques agricoles s'obtiennent par enquêtes auprès des agriculteurs, des distributeurs de produits, d'experts locaux.

L'environnement socio-économique des agriculteurs et de leurs exploitations permet de connaître leurs contraintes et d'expliquer leur pratiques phytosanitaires. L'étude de la motivation des agriculteurs fait ressortir les possibilités et les freins aux changements de pratiques.

Les pratiques en secteur non agricole peuvent être responsables d'une grande part de la pollution des eaux. Le recensement des acteurs utilisant les produits phytosanitaires sur les surfaces concernées est capital pour un diagnostic exhaustif.

Le recours à des indicateurs à chaque étape du diagnostic synthétise l'information, et rend possible la discussion autour des résultats. Ce type de démarche permet de déclencher les actions correctives en ayant un regard global sur le fonctionnement du bassin d'alimentation. La mise à jour du diagnostic est le guide de l'évaluation de ces mesures.

Les éléments pour une démarche de diagnostic offrent un cadre d'étude des bassins versants admis par le plus grand nombre. Le consensus établi par le CORPEN est le point de départ d'actions correctives. Mais les facteurs de transfert évoqués doivent encore être étudiés, dans chaque contexte, pour arriver à une démarche de diagnostic opérationnelle à l'issue de laquelle un remède pourra être associé à chaque voie de transfert problématique.

1.4.4. Conclusion

L'état fragmentaire des connaissances sur le transfert des produits phytosanitaires dans le bassin versant rend sa modélisation encore incertaine. Des actions doivent cependant être mises au plus vite en œuvre pour réduire la pollution des eaux. En proposant des éléments de diagnostic consensuels, le CORPEN a lancé les bases d'étude du transfert des produits phytosanitaires reposant sur des indicateurs et la gestion des risques. Ces approches utilisées depuis longtemps dans les domaines socio-économiques permettent l'analyse simplifiée de systèmes complexes, en évolution dans l'espace et le temps, comme l'environnement. Le recours à des indicateurs, et à la définition de situations à risques comprend une étape de compréhension des processus, guidée par une approche scientifique, dans laquelle ce travail s'inscrit.

1.5. Conclusion

La dissipation des produits phytosanitaires est très complexe et encore mal connu. De récentes études nationales (IFEN, 1998) ont cependant montré que les concentrations en composés phytosanitaires dans les eaux de surface et les eaux destinées à la consommation humaine supérieures aux normes en vigueur. L'expression des résultats des mesures ne peut cependant être uniquement rapportée aux normes mais doit aussi se référer aux fonctions du milieu aquatique et intégrer la fugacité des transferts propres aux produits phytosanitaires. Par ailleurs, l'utilisation de ces produits est indispensable à l'agriculture d'aujourd'hui. **Les solutions** se trouvent aujourd'hui dans des programmes d'action incluant la modification des pratiques agricoles, la gestion de l'espace agricole, la gestion de la ressource en eau (Sebillotte, 1999). Le recours à une démarche de diagnostic (CORPEN, 1996) complète, structurée autour des éléments qu'aura identifiés et quantifiés la recherche est donc impératif.

La mission confiée à la recherche dépasse le cadre de l'agronomie pour être **transdisciplinaire** et intégrer les réalités économiques, les comportements sociaux qui régissent le monde agricole, les exigences agronomiques, la dispersion des produits phytosanitaires dans l'environnement (dégradation, stockage, transfert) et leur impact sur les compartiments de l'écosystème, les aspects de santé publique. Cette transversalité nécessaire est caractéristique de l'étude des problèmes environnementaux, elle oblige le chercheur à élargir son point de vue, à situer son travail dans une vision globale pour articuler ses réflexions et résultats avec ceux des autres disciplines. Dans le même temps, les nombreuses variables en interactions à plusieurs échelles dans l'environnement rendent son étude très complexe ; les connaissances dans chacune des disciplines sont encore souvent partielles. C'est donc avec la conscience des carences de nos connaissances et avec la volonté d'intégrer les résultats dans une démarche globale que ce travail est réalisé.

Chapitre 2 : Approches cognitives et opérationnelles du transfert des produits phytosanitaires vers les eaux de surface

| | |
|--|-----------|
| 2.1. INTRODUCTION | 30 |
| 2.2. DEFINITION ET CRITERES D'EXAMEN DES APPROCHES TEMPORELLE ET SPATIALE | 31 |
| 2.3. LES APPROCHES TEMPORELLES | 32 |
| 2.3.1. A L'ÉCHELLE DE LA PARCELLE AGRICOLE | 32 |
| 2.3.2. A L'ÉCHELLE DU BASSIN VERSANT | 33 |
| 2.3.3. CONCLUSION | 37 |
| 2.4. LES APPROCHES SPATIALES | 37 |
| 2.4.1. CARTOGRAPHIE DES ZONES SENSIBLES | 37 |
| 2.4.2. APPROCHE PROPOSÉE | 39 |
| 2.4.3. CONCLUSION | 40 |
| 2.5. GESTION DU CHANGEMENT D'ECHELLE | 41 |
| 2.5.1. ECHELLES, PROCESSUS ET MESURES | 41 |
| 2.5.2. DÉMARCHES AGRÉGATIVES ET DÉSAGRÉGATIVES | 44 |
| 2.5.2.1. Définitions | 44 |
| 2.5.2.2. Comparaison des deux démarches | 46 |
| 2.4.3. CONCLUSION | 47 |
| 2.5. CONCLUSION | 47 |

2.1. Introduction

Les processus environnementaux affichent une double variabilité dans l'espace et le temps. L'étude complète et simultanée de ces deux composantes n'est le plus souvent pas envisageable à cause de la complexité des phénomènes engagés et des limites dues à l'expérimentation. Les approches expérimentales privilégient donc dans la plupart des cas une dimension temporelle ou spatiale en essayant de gérer au mieux l'autre. Toute approche est donc spatio-temporelle mais elle met en général l'accent sur l'un des deux aspects et c'est en cela que nous les appelleront : approche temporelle ou approche spatiale. Ce travail développe une approche de type spatial du transfert des produits phytosanitaires vers les eaux de surface, il est donc souhaitable de définir les fondements et les limites de cette approche et de la situer par rapport aux autres approches existantes, notamment celles reposant sur une vision plus temporelle du phénomène.

La pollution diffuse d'origine agricole se rapporte à des entités spatiales de taille variable : parcelle agricole, versant hydrologique, petit bassin versant, grand bassin versant. La liaison des résultats relatifs à ces différentes entités pose actuellement beaucoup de problème regroupés sous l'expression : « problèmes de changement d'échelle ». Plutôt que le terme d'échelle, très général, on distinguera parcelle, versant, bassin versant par la notion de niveau d'organisation de l'espace (cf. figure 2.1).

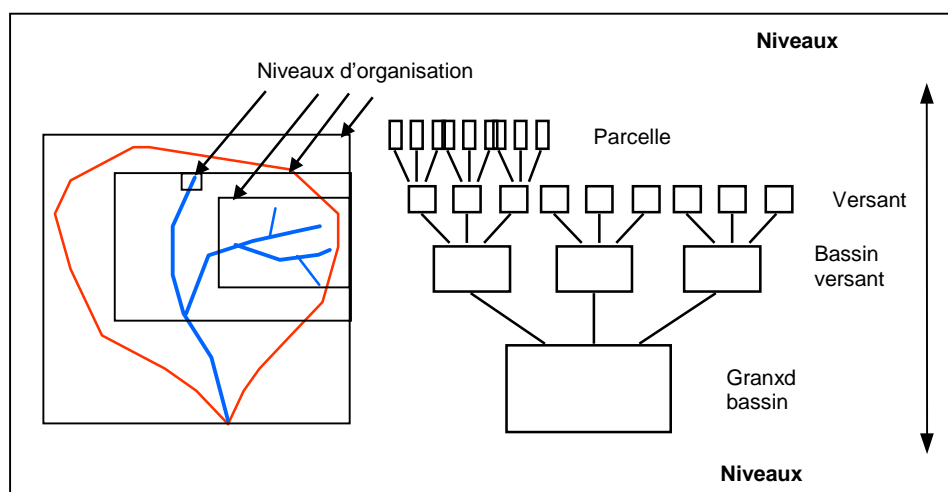


Figure 2.1 : Représentation spatiale suivant des niveaux d'organisation.

Dans une première partie, on donnera les définitions et les critères d'examen des approches temporelle et spatiale. Ensuite, on présentera les approches temporelles se rapportant à la parcelle agricole et au bassin versant et les approches spatiales, en distinguant les méthodes de cartographie du risque de pollution à partir de dire d'expert et l'approche développée. En dernière partie de ce chapitre, on reviendra sur notion de changement d'échelle qui s'impose systématiquement aux approches temporelle comme spatiale, et sur les démarches agrégatives et désagrégatives qui permettent de le cerner. Enfin en conclusion, on proposera un bilan pour situer l'approche proposée parmi toutes celles évoquées.

2.2. Définition et critères d'examen des approches temporelles et spatiales

Le raisonnement expérimental peut être décomposé en cinq phases (Oléron, 1977) :

1. Collecte des informations existantes ;
2. Elaboration d'hypothèses ;
3. Déduction des conséquences des hypothèses qui soient susceptibles d'être comparables avec les faits ;
4. Réalisation de l'expérience ;
5. Confrontation des résultats observés et des résultats attendus.

Après un tour d'horizon bibliographique, l'élaboration d'hypothèses repose sur l'importance accordée aux processus qui entrent en jeu. L'étape trois du raisonnement correspond à la construction d'un modèle dont la validation réside dans l'étape cinq. L'étape quatre suppose d'établir un protocole en accord avec les hypothèses testées. Qu'il s'agisse ici d'approches temporelle ou spatiale, elles sont régies par ce raisonnement scientifique.

L'environnement peut être étudié suivant sa temporalité : comment un phénomène se comporte-t-il au cours du temps ? Une portion d'environnement est définie et son comportement est mesuré à un pas de temps adapté à la cinétique du phénomène étudié.

La généralisation suivant la dimension spatiale est obtenue suivant un raisonnement inductif¹, à partir de l'hypothèse de représentativité de la portion d'environnement étudiée.

Prenons l'exemple de l'étude de la perméabilité d'un échantillon de sol au laboratoire : le sol est placé dans une colonne, l'eau est placée en surface et récoltée au bas de la colonne toutes les minutes, toutes les heures ou tous les jours. Les informations déduites concernent la mise en place des processus dans le temps, e.g. apparition d'un temps de saturation, mise en place d'un régime permanent. La dimension spatiale est gérée en prélevant des échantillons de plusieurs types de sol. La généralisation à la perméabilité des sols repose donc sur la représentativité des échantillons étudiés. Ce type d'approche peut être qualifié de temporel.

Une autre approche consiste à évaluer l'impact de la diversité des situations, au sens spatial. Il s'agit alors d'échantillonner l'espace suivant un pas adapté à l'hétérogénéité du phénomène étudié. L'expérience porte alors sur de nombreuses mesures spatialement réparties à une date fixée ou sur l'intégration du phénomène sur une période de temps.

Pour reprendre l'exemple de la perméabilité de l'échantillon de sol, la distribution spatiale des prélèvements de sols est définie en fonction de la carte des sols. La phase expérimentale peut consister à déterminer la quantité d'eau qui a percolé au bout d'une période donnée pour chacun des échantillons de sol. Le nombre de mesure est le même que précédemment : une seule mesure par échantillon mais sur plusieurs échantillons. Les résultats vont traduire les diverses manifestations du processus de percolation en fonction des types de sols. La dimension temporelle est occultée en supposant que la mesure au bout d'une période donnée est représentative du processus de percolation.

Comme toutes tentatives de classification, la distinction entre approches temporelle et spatiale est ici caricaturale, les dimensions temporelle et spatiale n'étant jamais complètement dissociées dans les études réalisées. Mais même si des nuances doivent être intégrées, les approches temporelles et les approches spatiales du transfert des produits phytosanitaires vont être détaillées suivant plusieurs critères :

- les **questions** auxquelles elles répondent ;
- les **protocoles** expérimentaux alternatifs sur lesquels elles s'appuient ;
- l'architecture de la **modélisation**² qu'elles engendrent.

2.3. Les approches temporelles

Dans le cas des approches temporelles de la pollution des eaux par les produits phytosanitaires, les unités spatiales d'étude sont :

- la parcelle agricole, unité de base des traitements ;
- le bassin versant, unité de base de l'évaluation de la ressource en eau.

Ces échelles spatiales d'étude sont définies a priori. La justification provient de la volonté d'étudier des objets fonctionnels. La distinction entre parcelle et bassin versant va donc être respectée sachant que la transposition des résultats entre ces deux niveaux d'organisation n'est pas immédiate (Ng *et al.*, 1995).

2.3.1. A l'échelle de la parcelle agricole

La **question** posée à ce niveau d'échelle concerne l'effet des pratiques culturales sur la chronique de pollution, pour une parcelle de caractéristiques données. Il peut s'agir, par exemple, de l'effet sur le pollutogramme d'un type de labour, d'une stratégie de désherbage, de l'impact du réseau de drainage artificiel (Flury, 1996 ; Insensee *et al.*, 1990 ; Lafrance *et al.*, 1997, 1998 ; Harris *et al.*, 1994 ; Bengtson *et al.*, 1990).

Le **protocole** d'acquisition des données a pour but de tester l'effet d'un facteur : plusieurs parcelles différant du point de vue du facteur à étudier sont caractérisées et les eaux de ruissellement, de drainage ou les eaux récoltées à différentes profondeurs dans le sol sont analysées. Suivant le principe du « toutes choses étant égales », l'influence d'un facteur sur la pollution des eaux superficielles ou souterraines peut être isolée.

La **modélisation** qui en résulte porte sur un paramètre représentatif du facteur étudié. Les modalités du paramètre peuvent être classées suivant l'impact sur la quantité de polluant transférée. Par exemple, Southwick *et al.* (1990) ont mesuré les pertes en atrazine et métolachlore dans les eaux de ruissellement à l'exutoire de cinq parcelles drainées et de quatre parcelles non drainées sur une période de 140 jours après leur application. Les parcelles ont toutes été plantées en maïs à la même date et ont reçu le même traitement herbicide. Les pertes sont ensuite comparées pour en déduire l'impact positif ou négatif de la présence d'un réseau de drainage enterré artificiel. Les mesures portent sur une période de temps qui permet d'établir des formules empiriques du type : quantités

¹ Dans sa théorie de l'induction, Aristote la définit comme « le passage du particulier au général ».

² **Modélisation** est pris au sens de représentation simplifiée d'un système (figure 2.2) dans un but de simulation pour la compréhension des processus ou de prévision.

exportées au cours du temps, en fonction de la lame d'eau écoulee en fonction de la modalité du paramètre testé.

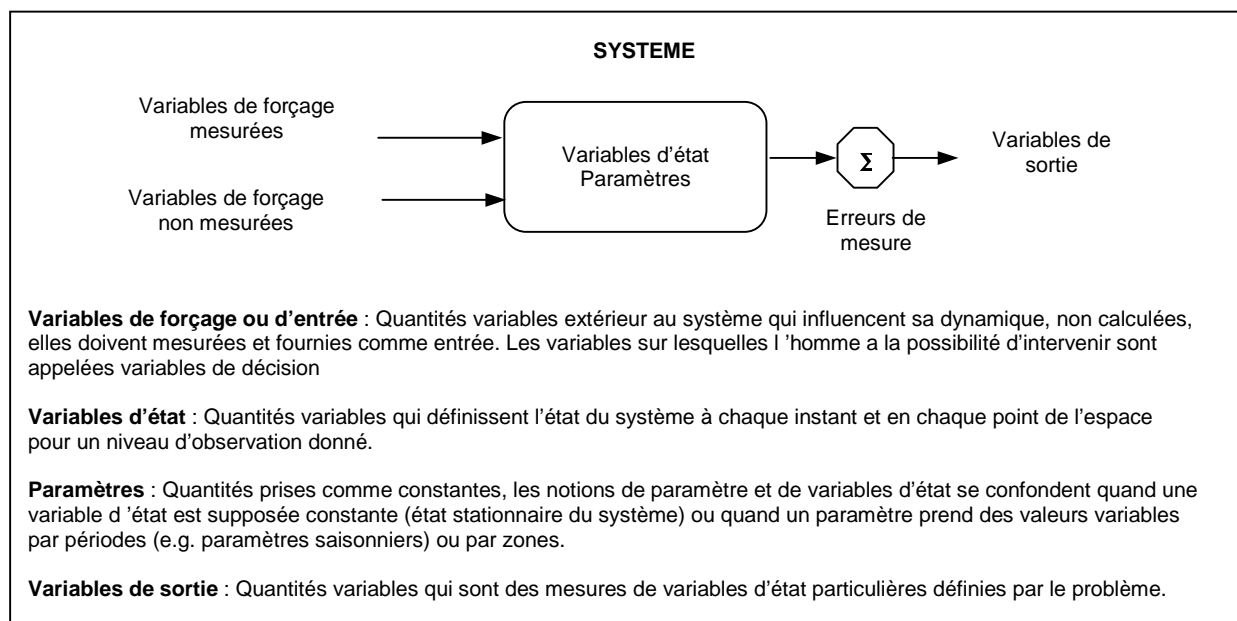


Figure 2.2 : Définition du système et des variables (Beck, 1983 d'après Kauark Leite, 1990).

L'**application** qui découle de ce type d'approche comparative simple est l'identification de pratiques culturales réduisant l'exportation de produits. Les résultats restent cependant limités aux conditions fixées comme constantes dans l'expérimentation comme notamment le contexte morfo-pédologique. Il faut donc répéter la méthode dans de nombreux cas pour balayer un nombre de situations représentatives avant de pouvoir éditer des recommandations d'ordre général.

2.3.2. A l'échelle du bassin versant

L'**interrogation** porte sur l'allure du signal de pollution à l'exutoire d'un bassin versant donné. Le pas de temps peut être variable adapté à l'étude d'un événement de crue ou à celle d'une année agricole. Les études de bassin versants sont nombreuses à travers le monde, les réflexions qui suivent se basent sur quelques références à des bassins français (Cann, 1998 ; Dubernet, 1996 ; Gouy *et al.*, 1996 ; Voltz *et al.*, 1996), et nord-américains (Laroche et Gallichand, 1995 ; Spalding *et al.*, 1994).

L'**acquisition des données** suppose l'instrumentation de l'exutoire du bassin versant étudié. Les prélèvements d'eau destinés à être analysés sont le plus souvent couplés à la mesure des débits. Le suivi de paramètres climatiques, en particulier la pluviométrie, est obligatoire. La prise d'échantillons peut être ponctuelle à pas de temps régulier ou asservie au débit, ou intégrée sur une période de temps, les prélèvements sont alors cumulés par mélange ; quelques exemples de protocole sont donnés au tableau 2.1. L'espace est décrit par la pédologie, la morphologie, l'occupation du sol et les usages phytosanitaires.

| Site | Surface du bassin | Fréquence d'échantillonnage | Type de prélèvement |
|---|----------------------|--|--------------------------------|
| Bassin du Roujan, Languedoc-Roussillon (Voltz et al., 1996) | 0.9 km ² | asservi au débit et pas de temps fixe | Ponctuel |
| Bassin de la Morcille, Haut-Beaujolais (Gouy et al., 1996) | 4 km ² | 1 / 7 j en période sèche asservi au débit en période de pluie | Cumulé Cumulé sur la crue |
| Bassin du Ruiné, Charente (Dubernet, 1996) | 5.7 km ² | 1 / 7 j en période sèche 1 / 10 min en période de pluie | Ponctuel Cumulé sur 1 h |
| Bassin du Coët-Dan, Bretagne (Cann, 1998) | 12 km ² | 1 / 7 j en période sèche asservi au débit en période de pluie | Ponctuel Cumulé sur la crue |
| Bassin de la ferme expérimentale de Lennoxville, sud Québec, Canada (Laroche et Gallichand, 1995) | 0.8 km ² | 1 / j pendant les 3 mois qui suivent l'épandage 1 / 7 j le reste de l'année asservi au débit | Cumulé |
| Bassins du lac Maskentine, Nebraska, USA (Spalding et al., 1994) | 24.3 km ² | 1 / 15 j pendant les 5 mois qui suivent l'épandage 1 / mois le reste de l'année 8 / 18 h durant une crue | Ponctuel Ponctuel |
| Bassins du lac Wollox, Nebraska, USA (Spalding et al., 1994) | 544 km ² | id | id |

Tableau 2.1. : Exemples de protocole de mesure adapté au suivi de bassin versant suivant une pproche temporelle.

La modélisation s'élabore dans un contexte spatial et les processus sont qualifiés et quantifiés dans leur temporalité. En terme de construction, les modèles admettent comme variables d'entrée la climatologie et génèrent comme sortie des chroniques de pollution à différents pas de temps. La mise en équation du modèle repose sur des hypothèses sur les processus activés plus ou moins finement abordés, elle peut être empirique, conceptuelle ou mécaniste³. Les données spatiales interviennent dans le modèle comme variables d'état ou paramètres (cf. figure 2.3). La phase de calage du modèle, *i.e.* l'ajustement des paramètres des équations, peut se faire a priori par le recourt à des valeurs tabulées récoltées par ailleurs. Une autre solution consiste à utiliser une partie des observations, le jeu de données récolté pèse alors fortement sur cette mise en équation. L'adéquation des sorties du modèle à l'autre partie des observations permet de tester la pertinence de la représentation des processus, dans la phase de validation.

Dans le cas des **modèles globaux**, empirique ou conceptuels, le bassin est considéré comme une entité homogène ce qui implique une paramétrisation elle aussi globale. Cette simplification ne permet

³ **Modélisation mécaniste** : elle décrit les mécanismes internes du système en reposant sur les lois de la mécanique, de la physique (conservation de la masse, de l'énergie, de la quantité de mouvement), de la chimie (équilibres chimiques et thermodynamiques, cinétiques chimiques), de la biologie (loi de comportement, de croissance) ; elle est aussi appelée modélisation boîte blanche, déterministe, de connaissance, théorique, descriptive.

Modélisation empirique : elle ne fait pas référence, sinon sémantique, aux processus internes au système et se contente de mettre en relation les variables d'entrée et de sortie du modèle ; elle est aussi appelé modélisation boîte noire, entrée-sortie, analytique.

Modélisation conceptuelle : elle intègre les facteurs complexes en décrivant le concept physique par une représentation simplifié, e.g. les modèles à réservoir en hydrologie où chaque compartiment du cycle de l'eau est représenté par un réservoir caractérisé par une loi de vidange empirique et respectant la loi de conservation de la matière ; elle est aussi appelée modélisation boîte grise, systémique, paramétrique, quasi-déterministe, synthétique. (d'après Ambroise, (1999) et Kauark Leite, 1990).

pas l'analyse du fonctionnement du système, la prise en compte de sa structure et de ses hétérogénéités. Il est donc impossible de simuler des aménagements au sein du bassin (Ambroise, 1999).

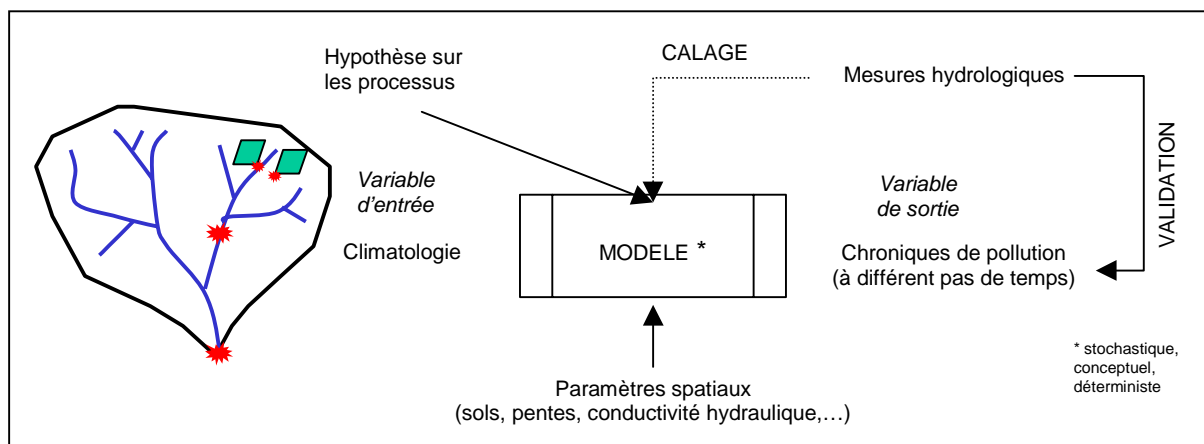


Figure 2.3 : Protocole de mesure et structure de la modélisation du transfert de pollution suivant une approche temporelle.

Dans le cas des **modèles distribués**, les sorties sont disponibles pour un découpage de l'espace défini et préétabli, en mailles régulières ou non. La contribution élémentaire de chaque maille peut être approchée par les résultats obtenus à l'échelle de la parcelle expérimentale. Le problème réside alors dans l'agrégation des contributions élémentaires qui se heurte aux ruptures dues au changement d'échelle : « le tout se comporte différemment de la somme des éléments ». Les recherches sur ce mode d'agrégation sont en cours et les modèles physiques réellement distribués sont encore à venir. Un retour sur la notion d'agrégation est proposé au paragraphe 3 de ce chapitre. Et malgré ces problèmes, Carluer (1998) note que nombreux sont ceux qui avancent que les progrès sur la compréhension des phénomènes et leur représentation générale ne seront obtenus qu'avec ce type de modèle physique.

| Module | Processus | Equations représentatives | |
|------------|---|---|---|
| | | à base physique | empiriques |
| HYDROLOGIE | Infiltration Ruissellement Evapotranspiration | Green et Ampt Onde cinématique Thorntwaite, Turc | Horton, Holtan Méthode SOCOSE Penman, Holtan et Lopez |
| | Percolation Ecoulement subsuperficiel | Loi de Darcy Crawford et Linsley | Méthode à réservoirs Méthode à réservoirs |
| EROSION | Pertes de sol | Modèle Negev de génération de sédiments | USLE, MUSLE ⁽¹⁾ |
| CHIMIE | Adsorption Dissipation | Modèles de Langmuir, de Freundlich | Modèle linéaire Décroissance exponentielle |
| | Transfert | Equation générale de bilan de matière : (variation = diffusion, dispersion + advection + transformation + apports) | |

(1) USLE : Universal Soil Loss Equation
MUSLE : Modified Universal Soil Loss Equation

Tableau 2.2. : Processus intégrés et exemples d'équations utilisées dans les modèles de simulation du transfert des produits phytosanitaires conceptuels à structure modulaire (d'après Gouy, 1993 ; Kaurk Leite, 1990).

Dans une optique d'aide à la décision, **les modèles opérationnels** sont de type conceptuel, global ou distribué. S'ils sont distribués, il s'agit alors de modèles globaux assemblés sur un découpage du

Chap.2 – Approches cognitives et opérationnelles du transfert des produits phytosanitaires vers les eaux de surface bassin en sous-unités (Beven, 1989). Dans la plupart des cas, une interface avec un Système d'Information Géographique permet la gestion de la segmentation de l'espace, le stockage des informations, et assure la représentation cartographique des résultats (Maidment, 1993 ; Tim et Jolly, 1994 ; Tshirintzis *et al.*, 1996).

L'architecture de ces modèles est modulaire : un module hydrologie de base précède des modules érosion, nitrates, pesticides (cf. tableau 2.2).

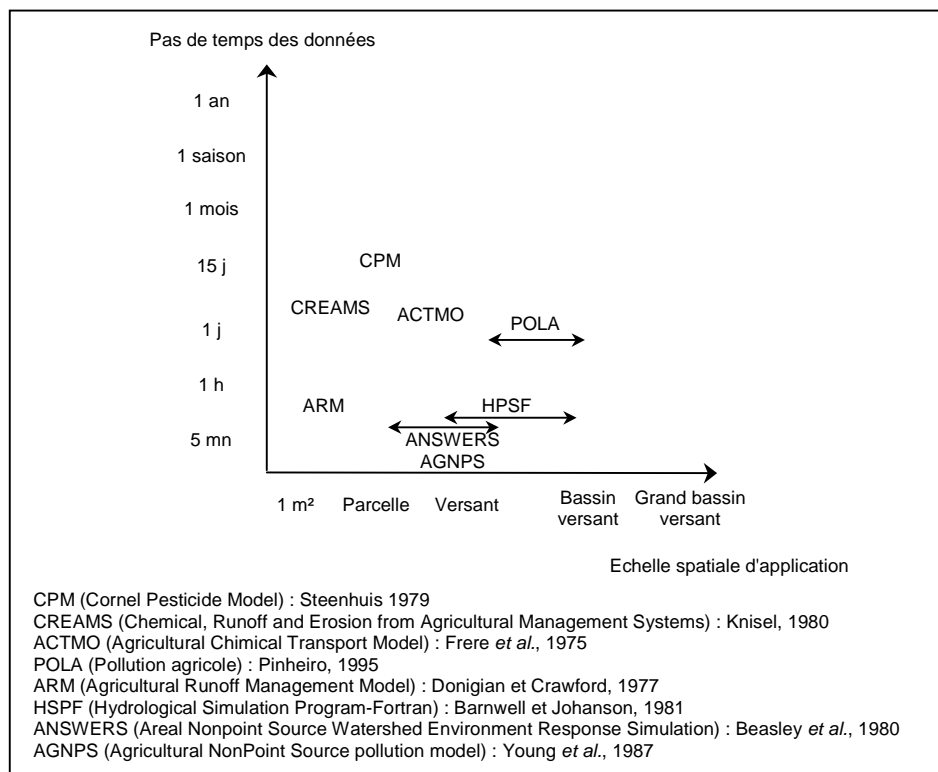


Figure 2.4 : Domaine d'application de quelques modèles de simulation de pollution diffuse d'origine agricole par les produits phytosanitaires.

Il est possible de calibrer la partie hydrologique de tels modèles si les données de pluies et de débits sont disponibles. Le calage des parties relatives à l'érosion et aux pesticides est plus ardu car les données permettant un calage numérique ne sont pas disponibles dans la très grande majorité des cas. Le recours à des paramètres tabulés est alors impératif et la représentativité de leur valeur par rapport au contexte de l'étude n'est pas assurée.

Quelques modèles existants, utilisables pour un certain pas de temps et d'espace, sont données à la figure 2.4.

Dans le cas de ce type de modèles distribués, toutes les unités du découpage de l'espace doivent être paramétrées, ce qui a pour conséquence de diminuer d'autant la facilité de mise en œuvre (Moore *et al.*, 1993). Différents scénarios peuvent cependant être simulés en changeant la paramétrisation spatiale, e.g. variations de la répartition des intrants, modifications des aires d'épandage. Les résultats simulés sont alors à appréhender prudemment en terme de hiérarchie, sachant que les variables spatiales constituent la paramétrisation et non l'entrée du modèle. Une étude récente de Fisher *et al.* (1997) avait pour but de tester la sensibilité de deux modèles conceptuels distribués, AGNPS et ANSWERS, à l'organisation de l'espace. Les résultats de la

modélisation ont été comparés pour les données spatiales récoltées, puis pour différentes distributions correspondant à plusieurs degrés de mélange jusqu'à aboutir à un espace désorganisé. Les auteurs concluent à une très faible influence de la répartition spatiale des données.

2.3.3. Conclusion

Les approches temporelles à l'échelle de la parcelle agricole permettent de juger des itinéraires techniques. Elles contribuent à élaborer les codes de bonnes pratiques respectueuses de l'environnement. Les conclusions qu'elles apportent sont très dépendantes des conditions expérimentales propres à leur site d'application. Elles constituent une étape dans la compréhension du transfert des produits phytosanitaires mais sont insuffisantes pour porter un diagnostic complet à l'échelle du bassin versant.

A l'échelle du bassin versant, les travaux concernent encore la définition et la représentation des processus, notamment ceux qui ont trait au cycle hydrologique et aux voies de circulation des eaux. Les modèles opérationnels proposés actuellement, de type conceptuel distribué, sont le plus souvent lourds d'utilisation à cause de la phase de calage et mal adaptés à la simulation d'aménagements sur le bassin versant. Les résultats fournis suivant différents scénarios peuvent servir à hiérarchiser les propositions mais ne dépassent pas les conclusions qu'il est possible de tirer des dires d'expert.

2.4. Les approches spatiales

Les approches de type spatial consistent à privilégier l'étude de la manifestation des phénomènes dans l'espace plutôt que le suivi de leur déroulement.

Devant le besoin de disposer de guides pour développer des aménagements susceptibles de réduire la pollution des eaux, des méthodes de cartographie a priori du risque de transfert des produits phytosanitaires ont récemment vu le jour. Leur but est d'identifier les zones où l'action est prioritaire. Elles reposent sur la cartographie de dires d'expert, leur mise en œuvre est grandement facilitée par l'utilisation des Systèmes d'Information Géographique et de la télédétection. L'objectif des ces méthodes est d'obtenir rapidement un support de négociation pour l'aide à la décision. La validation des dires d'experts reste cependant problématique en fonction des sites d'étude notamment.

L'approche proposée se situe en amont de la procédure d'aide à la décision. Elle consiste à confronter statistiquement une description de l'espace agricole et un jeu de données de qualité de l'eau récolté suivant un protocole privilégiant un grand nombre de prélèvements répartis dans l'espace. Le but est de tester la pertinence de facteurs de transfert identifiés dans la bibliographie au travers de variables les caractérisant.

2.4.1. Cartographie des zones sensibles

La **question** qui conduit à cette approche est : dans l'état actuel des connaissances, quelles sont les zones les plus susceptibles de contribuer à la pollution d'un cours d'eau ?

Ce type d'approche nécessite **l'acquisition de données** de description de l'espace mais pas la collecte de données sur la qualité des eaux.

L'étape de **modélisation** consiste à reporter sur une carte, différents facteurs, par ailleurs identifiés comme responsables de la production et du transfert de polluants (Dubois de la Sablonière *et al.*, 1999). Chaque facteur doit être traduit en critère mesurable et découpé en classes (Arousseau *et al.*, 1998). L'intervention d'experts, synthétisant les connaissances acquises, est indispensable à l'établissement de la liste des facteurs et des modalités des classes. L'étape finale est la synthèse d'un indice de sensibilité global, intégrant l'information apportée par chaque critère. Cette phase, la plus délicate, peut s'opérer de plusieurs manières (Renault et Vedel, 1993) :

- par indice pondéré, chaque facteur, traduit en classe, se voit affecté un poids traduisant son importance dans le phénomène global, l'indice final est alors la somme pondérée de chacun des facteurs ;
- par combinaisons successives, les facteurs doivent être découpés en un petit nombre de classe, la combinaison de deux facteurs détermine les valeurs d'un facteur croisé qui est ensuite combiné avec un autre facteur *etc.*, les combinaisons successives suivent une arborescence préétablie qui reflète la hiérarchie supposée des facteurs.

L'édition de telles **cartes de synthèse des connaissances** des experts permet la localisation des zones d'actions prioritaires (Navulur et Engel, 1998).

La méthode de combinaison linéaire de facteurs indicés est utilisée dans le modèle DRASTIC (Aller *et al.*, 1985), le modèle d'évaluation des risques de pollution des eaux souterraines le plus répandu et reposant sur sept paramètres⁴. Les critiques faites à ce mode d'agrégation de données concernent tout d'abord l'incapacité à considérer l'interdépendance entre facteurs et ensuite le risque d'accumulation des erreurs : la carte finale a une précision moindre que la moins précise des cartes utilisées pour sa genèse (Hopkins, 1977 ; Newcomer et Szajgin, 1984, cités par Merchant, 1994). Quel que soit le mode de synthèse choisi, la hiérarchisation des facteurs (poids du facteur ou position dans l'arborescence) reste la grande difficulté de cette approche, notamment dans la part de subjectivité qu'elle comporte.

La validation de ce type de modèle de cartographie est le plus souvent visuelle et le fait d'experts (Merchant, 1994). Elle peut être plus quantifiée en comparant des mesures de pollution spatialisées et les cartes produites, la bibliographie montre alors de bonnes simulations des concentrations (Kalinsky *et al.*, 1994) et des mauvaises simulations (Wade *et al.*, 1998).

Ce type de cartographie a longtemps concerné les eaux souterraines car la dynamique en général lente de circulation des polluants permet de s'affranchir en partie de la dimension temporelle. Elle est aujourd'hui appliquée en France à la définition de parcelles à risque pour le transfert vers les eaux superficielles (Diverres et Gascuel, 1998).

⁴ DRASTIC est l'acronyme des sept paramètres que le modèle prend en compte : Depth to water table, Recharge, Aquifer media, Soil media, Topography, Impact of the vadose zone, Conductivity of the aquifer.

2.4.2. Approche proposée

Comme dans le cas de la cartographie des zones sensibles, **l'interrogation** porte sur les conditions spatiales de la genèse de la pollution, pour une date donnée. La différence réside dans l'utilisation de mesures spatialisées de la qualité de l'eau. Ces données vont servir à tester la capacité d'explication de différents critères dérivés de facteurs de transfert préalablement identifiés.

L'approche spatiale proposée repose sur **un protocole d'acquisition des données hydrologiques** différent des approches temporelles décrites précédemment : un grand nombre de prélèvements à l'intérieur du bassin versant est récolté, cette densification spatiale est faite au détriment de la dimension temporelle et s'accorde avec une moindre qualité des mesures. **La collecte d'informations géographiques** décrivant les zones drainées est de plus nécessaire. L'objectif est d'observer simultanément le plus grand nombre possible de configurations spatiales pour pouvoir analyser leur variabilité, ce qui peut se schématiser par « à un instant donné, toutes choses étant différentes ». Dans un contexte temporel défini, les processus actifs sont explorés par la variabilité spatiale qu'ils manifestent.

La **modélisation** qui en résulte admet comme entrée une description de l'espace, elle aboutit à une segmentation de l'espace en zones qualifiées par leur capacité à engendrer une pollution (cf. figure 2.5). Les facteurs de zonation sont définis en fonction d'hypothèses sur les processus de transfert et qualifiés conceptuellement, en critères calculables. La pertinence et le poids de ces facteurs sont déterminés statistiquement. Chaque résultat de modélisation est fonction du contexte temporel dans lequel il a été établi.

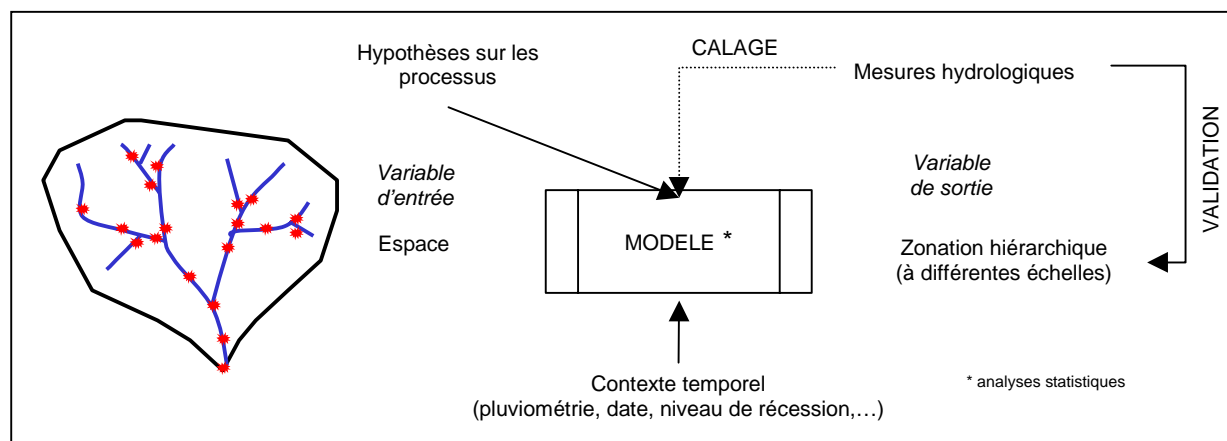


Figure 2.5 : Protocole de mesure et structure de la modélisation du transfert de pollution suivant une approche spatiale.

Dans l'optique d'une **action nécessaire sur l'aménagement de l'espace agricole** pour une amélioration de la qualité des eaux, cette approche contribue à une cartographie des facteurs de transfert. En couplage avec une démarche d'évaluation des risques, la cartographie constitue un outil de négociation entre acteurs du monde agricole et gestionnaires de l'eau.

Les résultats obtenus par l'approche proposée se différencient des cartes de risques précédemment présentées car ils sont validés par des mesures de qualité de l'eau en rivière : là où seules les entrées

dans le système étaient envisagées (localisation des apports d'intrant), nous proposons d'analyser en plus les sorties du système pour quelques épisodes privilégiés. Les résultats ne pourront cependant pas posséder une portée générale car ils ne se rapportent qu'à des contextes temporels précis associés aux dates de mesures.

En parallèle de cet aspect opérationnel, l'approche proposée apporte **un nouveau regard sur les processus**. Ce sont sur des hypothèses sur les processus activés au cours du transfert des produits phytosanitaires que repose l'identification des facteurs et leur traduction en critères numériques. La modélisation proposée a donc aussi pour objectif de rechercher une manifestation spatiale des processus.

L'intérêt de la démarche proposée réside dans le fait que la variabilité spatiale des processus est par essence intégrée au modèle, ce qui rend sa régionalisation facilement envisageable.

Pour être conduite, cette approche nécessite de disposer d'une variabilité observable, pour l'espace décrit et la qualité de l'eau mesurée, puisqu'elle constitue le moteur de la modélisation. Une seconde limite existe dans la difficile gestion de la dimension temporelle : les résultats sont obtenus pour un contexte temporel et donc climatique donné, et nous pouvons noter qu'il est particulièrement compliqué et coûteux d'échantillonner les événements de crue qui constituent les conditions maximales de transfert. L'acquisition de données apparaît donc assez lourde mais la diffusion croissante de données géographiques et des suivis de la ressource en eau ouvre un champ intéressant à cette approche. Enfin, les nouveaux outils d'acquisition et de gestion de données spatialisées, télédétection et SIG notamment, rendent aujourd'hui possible les traitements proposés.

2.4.3. Conclusion

Les approches de type spatial ne se développent que depuis assez peu de temps sous l'influence de la diffusion de nouvelles sources de données et de nouveaux outils : mise en réseau des données, diffusion de bases de données géoréférencées, développement des Systèmes d'Information Géographique, informations de télédétection et logiciels de traitement d'image.

Loin d'être en opposition avec les approches temporelles, elles en constituent un prolongement. Les processus responsables du transfert des produits phytosanitaires ont été en partie qualifiés temporellement, mais l'influence de l'organisation de l'espace reste difficile à intégrer. Les approches spatiales tentent donc de contribuer à mieux définir l'impact de cette organisation pour une meilleure compréhension et une transposition facilitée.

La cartographie a priori des dires d'expert permet de disposer de supports pour l'aide à la décision dans l'optique d'actions rapides, comme la hiérarchisation de zones d'action prioritaires. L'approche proposée reprend un certain nombre de facteurs de transfert répertoriés dans la bibliographie et énoncés par les experts scientifiques. Traduits en critères numériques, ces facteurs sont confrontés à des mesures de qualité de l'eau pour en évaluer la pertinence sur un bassin versant d'apprentissage. Elle constitue donc en partie une forme de validation pour les méthodes de cartographie existantes. Par l'exploration de la dimension spatiale du transfert des produits phytosanitaires, elle apporte un

éclairage nouveau sur les évolutions temporelles observés par ailleurs très précisément mais en de rares points. En ce sens, l'approche proposée participe à la compréhension des processus.

2.5. Gestion du changement d'échelle

L'étude de la pollution diffuse d'origine agricole par les produits phytosanitaires, appliqués sur les parcelles et transférés dans le bassin versant, se heurte immédiatement aux problèmes de changement d'échelle et à leur expression. Avec la taille du zoom choisie pour observer l'espace changeant les processus, les unités spatiales de fonctionnement (e.g. parcelle, îlot cultural, bassin versant), les variables de caractérisation, les disciplines d'étude et le vocabulaire usité. Une mise au point sur ces notions est apportée avant de détailler les deux démarches d'étude de l'espace : agrégation et désagrégation.

2.5.1. Echelles, processus et mesures

Les problèmes de pollution des eaux de surface par les produits phytosanitaires concernent plusieurs échelles, du niveau moléculaire jusqu'à celui du grand bassin versant régional et de la minute à l'année agronomique. Plusieurs types de processus sont mis en jeu.

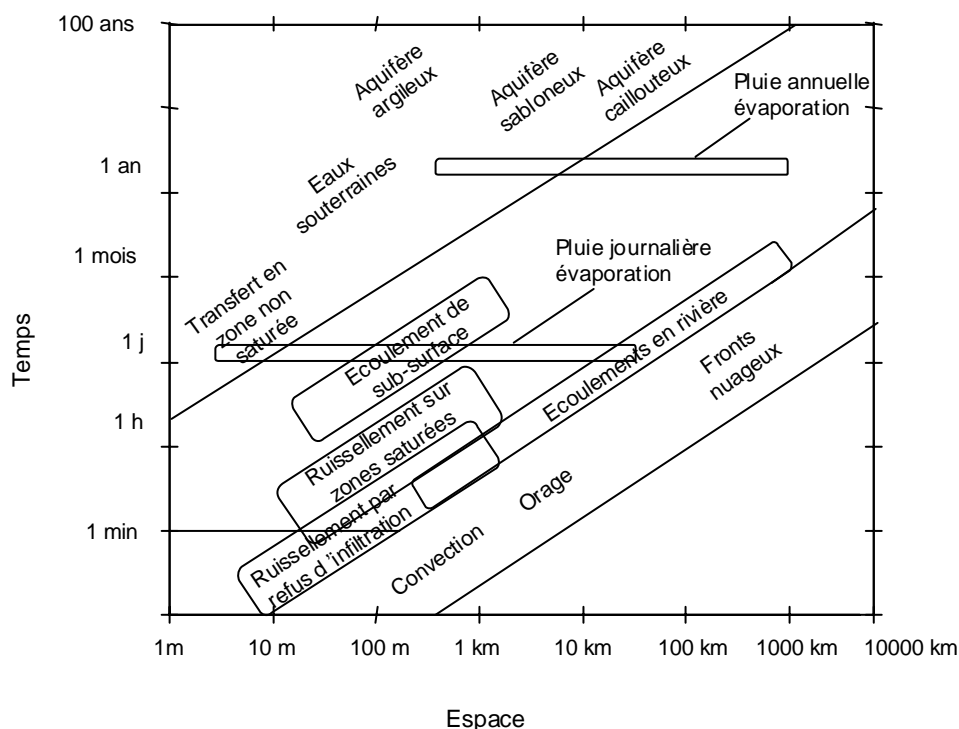


Figure 2.6 : Processus hydrologiques suivant plusieurs niveaux caractéristiques d'échelle d'espace et de temps (d'après Blösch et Sivapalan (1995), Orlanski (1975), Dunne (1978), Anderson and Burt (1990)).

Le milieu naturel ne fonctionne pas suivant la composition simple de processus élémentaires mais plutôt par ruptures, les **processus dominants** s'estompant au profit d'autres suivant l'échelle considérée (Lebel, 1990). Les ruptures définissent des plages sur les échelles, temporelle ou spatiale, où les phénomènes observables sont expliqués par des processus dominants. La figure 2.6 montre

les différents processus dominants qui régissent le cycle de l'eau suivant l'échelle spatiale et temporelle.

En parallèle, l'espace est structuré en objets fonctionnels qui définissent des niveaux d'organisation (Burel *et al.*, 1992). Suivant le niveau d'organisation, les processus ont une cinétique qui impose le pas de temps d'étude. La figure 2.7 précise les objets d'étude correspondants et les diverses disciplines concernées.

Approcher le fonctionnement d'un système hydrologique par **la mesure** ne va donc pas de soi et nécessite une mise en cohérence avec les processus (Puech, 1995). La localisation et la fréquence de l'échantillonnage du milieu doivent être en adéquation avec les processus mis en jeu et les objectifs poursuivis. A ce propos, Ferreira et Smith (1988) parlent du mythe de la mesure de terrain : la mesure de terrain approche les processus de manière globale. Il n'est pas possible d'isoler un processus par la mesure, *e.g.* les pertes en produits phytosanitaires sont mesurées sans pouvoir distinguer les effets respectifs de la volatilisation, de la photodécomposition, des diverses formes de rétention, du transfert par ruissellement, par lessivage.

L'acte de mesure est aussi globalisant au niveau temporel et spatial : le résultat de l'échantillonnage d'une réalité continue est forcément fonction du pas de mesure. Une illustration est donnée à la figure 2.8 : les intensités de pluie sur une période de temps sont relevées toutes les minutes et toutes les quinze minutes.

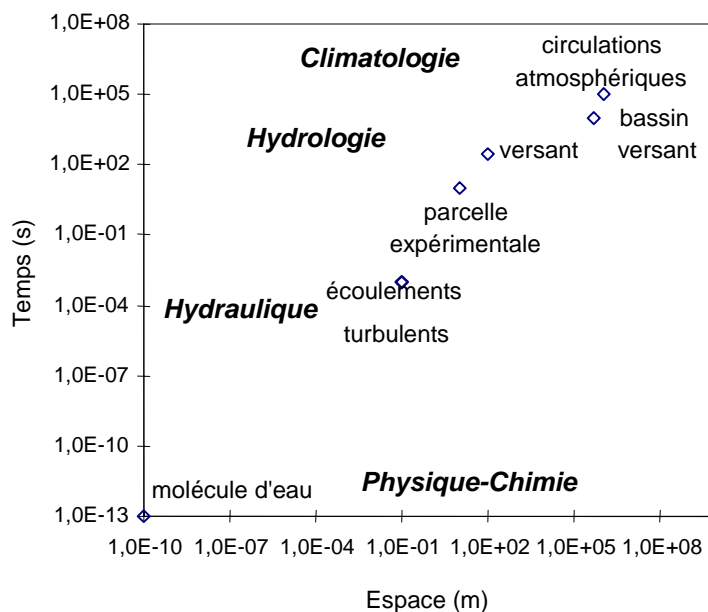


Figure 2.7 : Objet d'étude et discipline suivant l'échelle d'espace et de temps (d'après Dooge, 1986).

Si ce type de donnée doit ensuite servir à simuler l'infiltration, il devient important de qualifier le mécanisme dans sa temporalité avant de les acquérir. Du point de vue spatial, la même notion de globalisation de l'information par la mesure est posée. A propos de la pente, les valeurs changent avec la résolution en même temps qu'elles changent de signification (Puech, 1993) : la pente locale mesurée au pas du mètre n'est pas comparable avec celle évaluée sur une maille de 1 km de côté. Ces considérations amènent les notions d'homogénéité et d'hétérogénéité du milieu naturel qui ne sont relatives qu'à l'échelle d'observation.

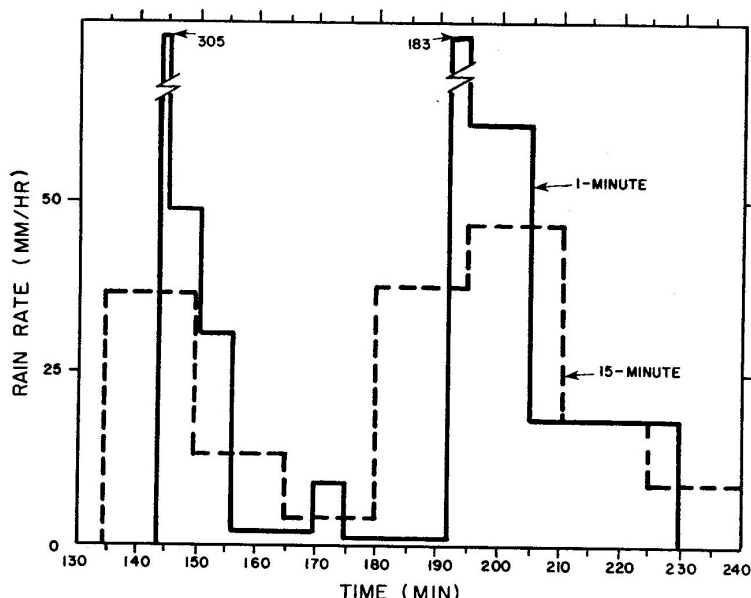


Figure 2.8 : Intensité de pluie mesurées toutes les minutes et toutes les cinq minutes (Ferreira et Smith, 1988)

La notion de « changement d'échelle » se pose aux frontières des différents domaines, elle implique que le type de représentation du système étudié doit changer. La recherche du domaine de validité d'un processus passe donc par des mesures à plusieurs pas de temps et à différentes résolutions spatiales. Dans le cas où l'échelle de travail est imposée, c'est l'identification des processus dominants activés qui permet d'adapter les mesures à réaliser en fonction de la cinétique de ces processus et de la maille à laquelle ils se manifestent.

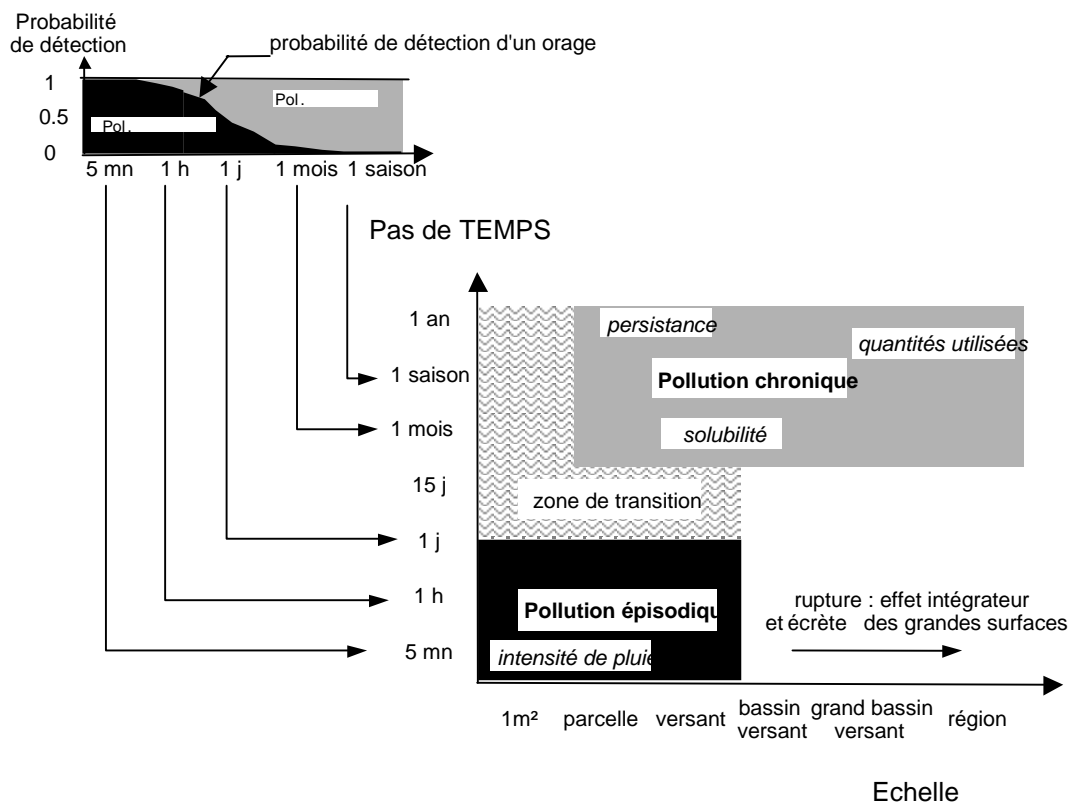


Figure 2.9 : Pollution épisodique et pollution chronique, échelle d'observation et exemples de paramètres explicatifs.

Dans le cas du transfert de produits phytosanitaires vers les eaux de surface, il est commun de distinguer **pollution chronique**, qui s'observe toute l'année, et **pollution épisodique**, due à un événement pluviométrique intense en général peu de temps après les épandages. Les processus impliqués dans les deux cas sont distincts : une pollution épisodique concerne un espace restreint sur une courte période de temps et mobilise donc les processus relatifs à la circulation rapide de l'eau, à l'inverse de la pollution chronique qui sera engendrée par un transfert plus lent dans le sol ou le système aquifère. La figure 2.9 illustre les conditions d'apparition des deux phénomènes en donnant quelques variables d'interprétation. Le choix du pas de temps d'observation sera donc fonction de la volonté de mesurer l'un ou l'autre de ces types de pollution. Suivant que l'objectif est d'améliorer les pratiques culturales à l'échelle de la parcelle, de suivre les transferts sur un versant, d'évaluer la pollution à l'exutoire du bassin versant, l'échelle d'observation sera fixée spatialement et temporellement.

2.5.2. Démarches agrégatives et désagrégatives

La définition de l'échelle d'observation permet de développer un protocole de mesure adapté aux processus à observer. Mais la compréhension du fonctionnement du système, e.g. le bassin versant, nécessite souvent d'approcher le niveau d'organisation inférieur, e.g. le versant, voire le niveau supérieur, e.g. le bassin régional, pour juger de l'impact du niveau étudié. Cette démarche inter-échelle ascendante ou descendante (upscaling, downscaling) peut se faire par agrégation ou par désagrégation (Blöschl et Sivapalan, 1995).

2.5.2.1. Définitions

L'agrégation permet de passer des constituants au tout, e.g. des parcelles au bassin versant. L'agrégation des constituants se fait suivant une règle de composition qui doit être supposée. La transposition d'équations établies à une échelle n'offre aucune garantie de validité à une autre échelle, e.g. l'utilisation de la loi de Darcy, établie en laboratoire, pour représenter la circulation de l'eau dans les sols d'un bassin versant. Une deuxième difficulté provient de l'interaction entre plusieurs processus : s'il est envisageable de représenter un processus isolé, la prise en compte simultanée de plusieurs est plus complexe. Ce mode de progression permet cependant, en testant la pertinence du modèle d'agrégation choisi, de tendre vers une représentation maîtrisée du fonctionnement du milieu naturel.

La désagrégation⁵ permet de déterminer le comportement des constituants à partir de celui du tout. Cette démarche consiste en une déconvolution d'information. Trois types de démarches ont été recensés.

Blöschl et Sivapalan (1995) présentent la désagrégation comme **le passage d'une "valeur moyenne" (average value) sur un domaine à sa répartition détaillée à l'intérieur d'un découpage**

de ce domaine. Ils prennent l'exemple de l'humidité du sol : la valeur moyenne est obtenue par pixel de télédétection, par estimation à partir d'un modèle atmosphérique ou d'un bilan hydrique. Un schéma de désagrégation est proposé (Guerra *et al.*, 1993) à partir d'un indice topographique d'humidité (Beven et Kirkby, 1979) et des effets variables dans l'espace des radiations et de la végétation. Les auteurs soulignent que le sens de la "valeur moyenne" de départ n'est pas forcément clair et que la représentativité vis à vis des valeurs affectées aux constituants n'est pas toujours assurée.

La règle de composition de l'information est entièrement supposée et considérée comme acceptable.

La démarche de désagrégation peut aussi être conduite à partir de l'observation de plusieurs "tout" pour en déduire **le comportement moyen de leurs constituants**. L'étape de déconvolution proprement dite est alors statistique. Viné (1997) cherche à déterminer un coefficient de ruissellement pour chacun des types de couvert d'un ensemble de bassins versants jaugés à leurs exutoires. La déconvolution est assurée par régression multiple. Pour ce type d'approche, Puech (1993) note qu'il faut alors disposer de plus d'informations variables et comparables à l'échelle du tout, le bassin versant, que de constituants à caractériser, les différents types de couverts. Cette démarche peut être couplée à une phase de 'réagrégation' : la désagrégation permet de déterminer le comportement général des constituants, l'agrégation de ces constituants donne alors le comportement général du tout. L'analyse des raisons des écarts entre les observations et la modélisation fournit de nouvelles informations de poids secondaire sur le fonctionnement du système (Puech, 1999).

La forme de la règle de composition est supposée, ajustée aux données observées et testée statistiquement.

La troisième démarche de désagrégation identifiée se rapporte à la recherche des limites d'un domaine spatial vis à vis des processus actifs. Elle repose sur **des observations progressives au sein du domaine étudié**, et consiste à étudier la stabilité des variables au cours de la progression. Woods *et al.* (1995) dans le but d'approcher la notion d'aire élémentaire représentative (REA : Representative Elementary Area) ont recueilli des mesures de débit le long de deux rivières hors des périodes de pluie. Ils ont évalué l'évolution de la variabilité du débit spécifique en fonction de la surface drainée en amont du point de mesure. Ils ont noté qu'en dessous d'un seuil de surface la variabilité s'organisait plus rapidement que ce que le laissait penser un arrangement aléatoire. Leur déduction a été qu'en dessous de ce seuil apparaissait un facteur structurant la production des débits qu'ils identifient comme la topographie. Cette démarche d'exploration progressive à l'intérieur du tout peut être qualifiée de « désagrégative par la mesure » par distinction avec les deux autres « désagrégatives par le calcul ».

Aucune règle de composition n'est supposée, il s'agit plutôt de la recherche du domaine pour lequel il serait possible d'en définir une.

⁵ On distinguera la désagrégation de la distribution qui consiste à interpoler une valeur locale à des portions de l'espace où l'information n'est pas disponible, e.g. distribution de la pluviométrie à partir d'information sur quelques pluviomètres (Blöschl et Sivapalan, 1995).

2.5.2.2. Comparaison des deux démarches

Dans le cas de l'agrégation et de la « désagrégation par le calcul », la première étape consiste à **définir les constituants** ou unités de fonctionnement relatifs au phénomène étudié, e.g. parcelles, groupe de parcelles homogènes, ensembles pédologiques. Pour l'agrégation, cette définition est posée a priori. Pour la « désagrégation par le calcul », elle peut être progressive, par étapes successives vers des constituants emboîtés,.

Un certain nombre d'hypothèse préside à l'établissement des **règles de composition**. Dans le cas de l'agrégation, ces règles peuvent être complexes alors que pour la désagrégation elles sont le plus souvent supposées linéaires, même si intrinsèquement des règles de composition plus élaborées sont envisageables. En ce qui concerne les démarches agrégatives appliquées au transfert diffus de polluants dans le bassin versant, les règles de composition se déclinent en une fonction de production sur les unités élémentaires et une fonction de transfert jusqu'à l'exutoire. Cette distinction n'est pas opérée en désagrégation où la contribution des constituants au tout est évaluée globalement.

Le jeu de données employé dans les deux approches est de nature différente. En ce qui concerne l'agrégation, on travaille sur un bassin versant, observant l'exutoire et la contribution des unités élémentaires. La règle de composition est élaborée puis calée et validée à partir de ces données. Si les résultats ne sont pas satisfaisants, la règle de composition peut être rejetée. Si l'on arrive à une bonne adéquation entre données mesurées et résultats simulés, la conclusion est plus difficile car il faut encore passer une étape de transposition, « il ne suffit pas qu'un modèle donne de bons résultats, encore faut-il que ce soit pour les bonnes raisons » (Klemeš, 1986). Dans le cas d'une approche désagrégative où plusieurs bassins sont observés, les chances de dépendance des résultats à une particularité d'un site sont réduites et la portée des résultats sera plus générale. Si la désagrégation est faite par étapes successives vers des unités emboîtées, l'évaluation de la qualité du modèle de composition, par un coefficient de régression par exemple, permet de stopper la démarche lorsqu'elle n'est plus acceptable. Les contraintes imputables à cette démarche sont cependant assez fortes. Tout d'abord, il faut disposer d'un jeu de donnée adapté comprenant plusieurs « tous » comparables. Ce jeu doit présenter de plus une variabilité suffisante pour être exploité. Enfin, il n'est pas assuré que l'on puisse désagréger le système correctement et suffisamment pour obtenir des résultats probants. S'il faut mettre en place le suivi de nombreux bassins versants pour en déduire que les parcelles agricoles génèrent plus de pollution diffuse que les forêts sans parvenir à une quantification plus précise, la démarche aura été vaine.

Seule la démarche que nous avons qualifiée de « désagrégation par la mesure » permet une approche maîtrisée des ruptures dues au changement d'échelle. En progressant au sein du système d'étude, il est possible de juger de la pertinence et de la stabilité des variables employées. En remontant une rivière depuis l'exutoire du bassin versant jusqu'à sa source, on s'aperçoit que le débit mesuré perd, en dessous d'un certain seuil de surface drainée, certaines de ses propriétés, e.g. additivité aux confluences. Les écoulements à surface libre cèdent progressivement la place aux écoulements souterrains. Les domaines de prédominance des processus peuvent ainsi être quantifiés.

Dans les autres démarches, le type de fonctionnement des objets de départ, les constituants pour l'agrégation, le tout pour la désagrégation par calcul, est supposé identique à celui des objets d'arrivée.

2.4.3. Conclusion

Démarches agrégatives et désagrégatives ont été opposées par souci de clarté, mais elles fonctionnent en réalité en complémentarité. La mise en œuvre de chacune d'elles implique à tout moment de passer de l'une à l'autre. Lors de la construction d'un modèle de qualité de l'eau distribué de bassin versant, les mailles ne sont pas agrégées sans une analyse du comportement global du bassin depuis l'exutoire. La désagrégation s'appuie sur les résultats obtenus par des mesures relatives aux constituants tant dans le but de définir les unités que de valider les résultats obtenus. La mise en œuvre de ces deux approches permet de cerner les sauts d'échelle : l'agrégation diverge lorsqu'elle se heurte au changement d'échelle et la « désagrégation par le calcul » ne s'applique que dans une plage d'échelle. Combinées avec la « désagrégation par la mesure », toutes ces démarches focalisent sur le changement d'échelle pour essayer de mieux le définir ainsi que ses conséquences pour une modélisation maîtrisée de la circulation des produits phytosanitaires dans le bassin versant.

2.5. Conclusion

L'étude de la pollution diffuse d'origine agricole a débuté suite aux dommages relatifs aux usages et fonctions de la ressource en eau : captages destinés à l'eau potable, intégrité des écosystèmes aquatiques. La première question posée a concerné l'ampleur du phénomène. Pour évaluer les niveaux de pollution atteints, les points stratégiques des cours d'eau et l'exutoire des parcelles agricoles ont été échantillonnés temporellement. Les mécanismes élémentaires de la dispersion des polluants ont été identifiés au laboratoire. Dans le but de comprendre et de prévoir les phénomènes de pollution diffuse, les approches temporelles de type agrégatif se sont développées pour donner le jour aux modèles distribués. Ces modèles rencontrent des difficultés dans la prise en compte de l'effet de l'organisation spatiale du bassin versant et du changement d'échelle. Cet aspect est gênant notamment au moment de proposer des scénarios d'aménagement de l'espace agricole susceptibles de réduire le transfert de polluants vers les eaux. S'appuyant sur les résultats établis précédemment, approches spatiales et démarches désagrégatives sont alors apparues afin de donner un éclairage différent sur ces problèmes.

L'approche spatiale proposée se positionne dans ce contexte. Elle tente d'évaluer l'impact de la morphologie, de la répartition de l'occupation du sol et de la pédologie sur les transferts de produits phytosanitaires dans le bassin versant. A l'échelle du bassin versant (100 km²), un suivi le long de la rivière a été mis en place afin de déterminer l'intensité du phénomène de pollution depuis la source jusqu'à l'exutoire. A l'échelle du petit bassin versant (1 km²), plusieurs bassins comparables sont étudiés globalement. Leur échantillonnage simultané permet une approche statistique et un raisonnement désagrégatif de caractérisation des constituants du bassin vis à vis de la pollution émise. L'ambition de ce travail est double : d'une part de contribuer à l'étude des processus en

Chap.2 – Approches cognitives et opérationnelles du transfert des produits phytosanitaires vers les eaux de surface valorisant la dimension spatiale du transfert de polluants par la confrontation d'un suivi spatialisé de la qualité de l'eau d'un bassin versant et de données de description de l'espace agricole et d'autre part d'apporter une partie de validation aux démarches de cartographie des zones à risque du point de vue du transfert des produits phytosanitaires.

Chapitre 3 : ETUDE DE L'ESPACE AGRICOLE D'UN BASSIN VERSANT

| | |
|--|------------|
| 3.1. CONTEXTE GÉNÉRAL | 50 |
| <hr/> | |
| 3.1.1. CLIMATOLOGIE | 50 |
| 3.1.2. HYDROGÉOLOGIE | 52 |
| 3.1.3. GÉOMORPHOLOGIE | 55 |
| 3.1.4. LES COURS D'EAU DU SYSTÈME NESTE | 55 |
| 3.1.5. UNITÉS PÉDO-PAYSAGÈRES | 58 |
| 3.1.6. ACTIVITÉS AGRICOLES | 59 |
| 3.1.7. LE BASSIN VERSANT DU SOUSSON | 60 |
| 3.1.8. CONCLUSION | 60 |
| | |
| 3.2. BASSIN DU SOUSSON : LES PLANS D'INFORMATION | 61 |
| <hr/> | |
| 3.2.1. HYDROGRAPHIE | 61 |
| 3.2.2. BASSINS VERSANTS | 64 |
| 3.2.3. TOPOGRAPHIE | 65 |
| 3.2.3.1. Altitude et pentes | 66 |
| 3.2.3.2. Création de réseaux hydrographiques topographiques | 66 |
| 3.2.3.3. Tracé de bassin versant à partir de MNT | 66 |
| 3.2.3.4. Le plan toposéquence | 67 |
| 3.2.4. PÉDOLOGIE | 68 |
| 3.2.5. OCCUPATION DU SOL | 72 |
| 3.2.5.1. Les limites parcellaires | 72 |
| 3.2.5.2. Occupation du sol 1995 et 1996 | 73 |
| 3.2.5.3. Mise à jour de l'occupation du sol 1997 et 1998 par télédétection | 73 |
| 3.2.5.4. Rotations culturales | 79 |
| 3.2.6. DÉCOUPAGE COMMUNAL | 79 |
| 3.2.7. CONCLUSION | 79 |
| | |
| 3.3. RELATIONS ENTRE VARIABLES SPATIALES | 80 |
| <hr/> | |
| 3.3.1. AU NIVEAU D'ORGANISATION PARCELLAIRE | 80 |
| 3.3.1.1. Les données et le type d'analyse | 81 |
| 3.3.1.2. Les résultats de l'ACM | 82 |
| 3.3.1.3. Conclusion | 87 |
| 3.3.2. AU NIVEAU D'ORGANISATION DU BASSIN VERSANT | 87 |
| 3.3.2.1. L'agrégation des données | 87 |
| 3.3.2.2. Choix et analyses des données | 88 |
| 3.3.2.3. Conclusion | 90 |
| 3.3.3. A L'ÉCHELON COMMUNAL | 90 |
| 3.3.3.1. Les données et le type d'analyse | 91 |
| 3.3.3.2. Résultats de l'ACP normée sur les pourcentages de surface | 92 |
| 3.3.3.3. Conclusion | 94 |
| 3.3.4. CONCLUSION | 94 |
| | |
| 3.4. LES USAGES PHYTOSANITAIRES | 95 |
| <hr/> | |
| 3.4.1. A L'ÉCHELON DES GRANDS BASSINS DÉPARTEMENTAUX | 95 |
| 3.4.2. A L'ÉCHELON DU BASSIN DU SOUSSON | 97 |
| 3.4.3. A L'ÉCHELON DE L'EXPLOITATION AGRICOLE | 100 |
| 3.4.5. CONCLUSION | 101 |
| | |
| 3.5. CONCLUSION | 101 |
| <hr/> | |

Cette partie de l'étude consiste à regrouper et à analyser les données géographiques utiles à la compréhension du transfert des produits phytosanitaires vers les eaux de surface. En ce sens, les propositions pour une démarche de diagnostic faites par le CORPEN (1996) (cf.Chap1.4) ont été suivies. Une caractérisation du milieu physique est proposée à partir des informations disponibles généralement et jugées pertinentes. La gestion et la combinaison des données sont assurées par l'utilisation d'un Système d'Informations Géographiques. Toutes les étapes de cette caractérisation s'attacheront à être reproductibles afin de conférer à la méthode un aspect opérationnel.

La première partie de ce chapitre traite du contexte général gascon et de la représentativité du bassin versant choisi, celui du Sousson.

La deuxième partie expose les différents plans d'information relatifs au bassin du Sousson créés au cours de ce travail.

La troisième partie constitue une analyse statistique de ces données géographiques au niveau de la parcelle agricole, du bassin du Sousson et du département du Gers.

Les usages phytosanitaires sont étudiés dans la quatrième partie de ce chapitre à partir d'informations récoltées sur le département du Gers, sur les communes établies sur le bassin du Sousson et auprès d'un échantillon d'agriculteurs de la vallée du Sousson. Les conclusions permettent d'élire l'atrazine comme molécule d'étude sur cette zone.

3.1. Contexte général

Le bassin étudié, le bassin du Sousson, s'établit dans le département du Gers, dans la région Midi-Pyrénées, dans le grand bassin de la Garonne (cf. figure 3.1). Le bassin Adour-Garonne constitue une région agricole de premier plan avec 17 % de la Surface Agricole Utile nationale (SAU : terres arables et cultures, prairies et pâturages permanents) soit près de 5 millions d'hectares. Les productions agricoles sont diversifiées mais il est notable que le maïs et la culture des oléagineux dominent : 40 % et 37 % des surfaces nationales maïsicoles et de tournesol et soja (Gremy, 1994).

3.1.1. Climatologie

Le département du Gers subit l'influence océanique à l'ouest, montagnarde au sud, méditerranéenne et continentale à l'est (cf. figure 3.2). Le climat est doux, chaud et humide sous l'influence océanique, et chaud et sec sous l'influence méditerranéenne.

La **température** moyenne annuelle est comprise entre 12 et 13°C, le mois le plus froid étant janvier (moyenne mensuelle comprise entre 5 et 6°C) et le plus chaud juillet (moyenne mensuelle comprise entre 20 et 21°C).

Les **vents** dominants sont le vent d'ouest à sud-ouest, océanique et chaud, et le vent d'autan débordant de la vallée de la Garonne jusqu'à Auch, de sud-sud-est. Le brouillard occupe les basses vallées d'octobre à février en période anticyclonique.

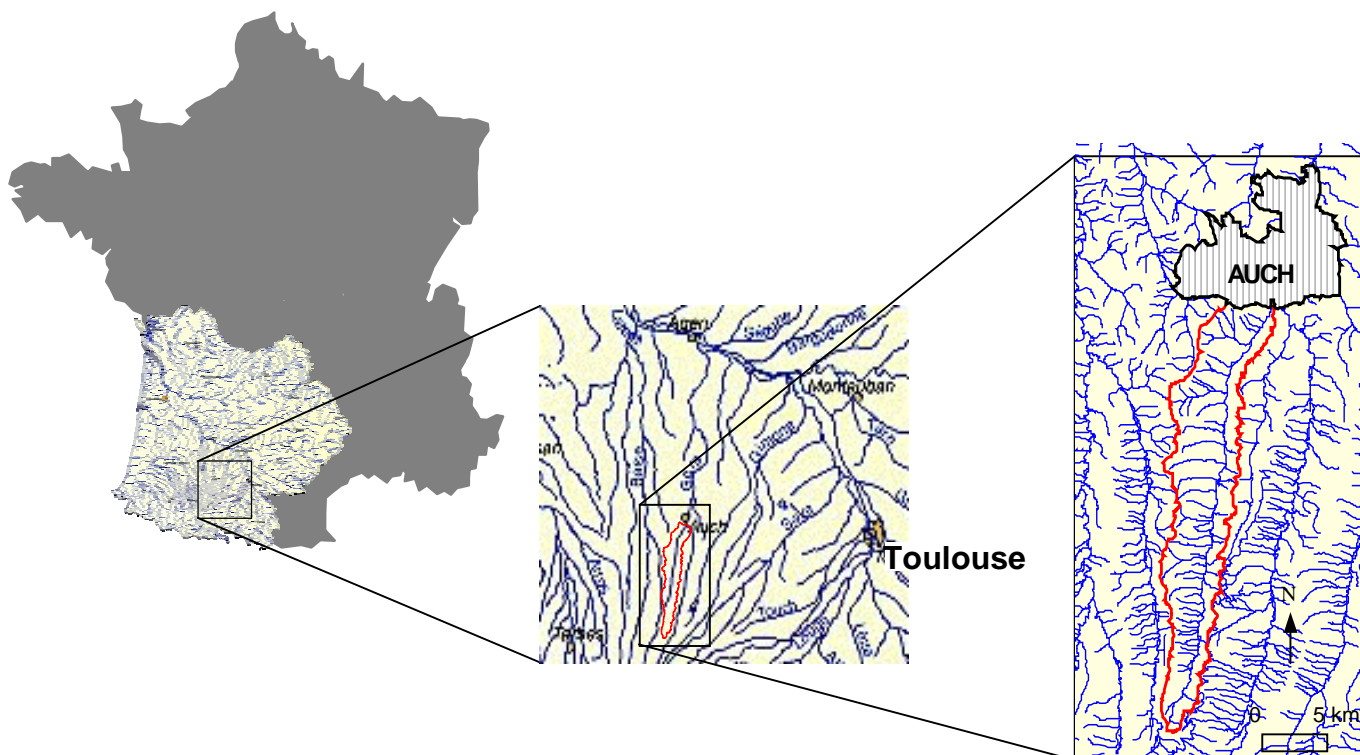


Figure 3.1 : Situation géographique : France, bassin Adour-Garonne, bassin du Sousson.

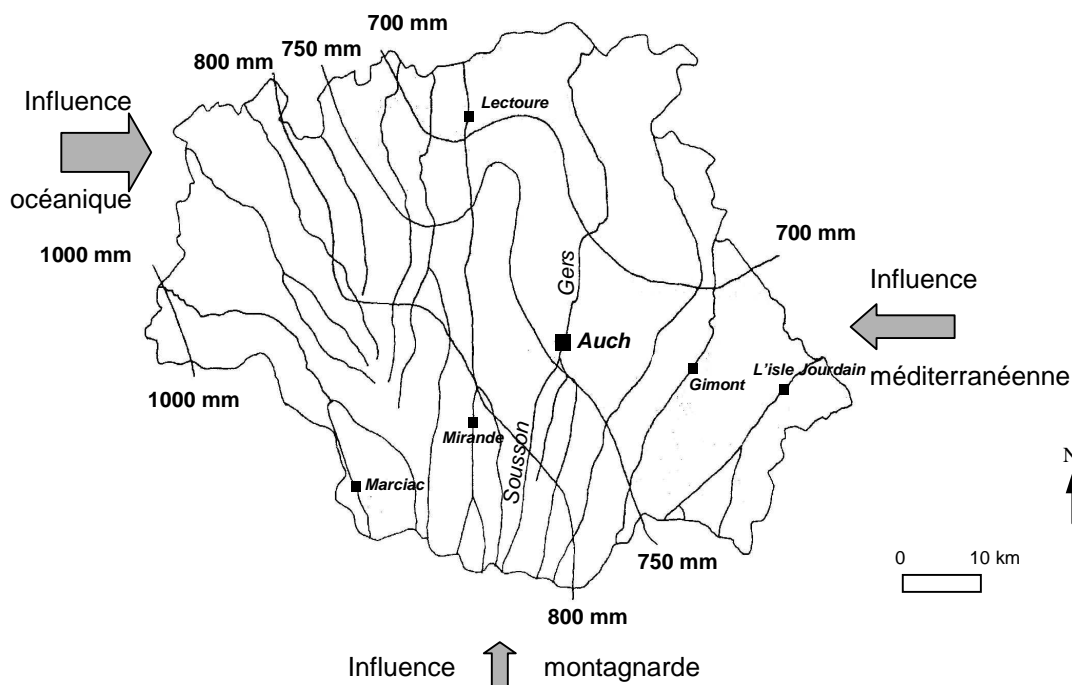


Figure 3.2 : Influences climatiques et isohyètes annuelles sur la période de 1961-1981 sur le département du Gers (d'après Chambre d'Agriculture du Gers, 1996, source Météo-France).

La **pluviométrie annuelle**, sur la période 1961 à 1981, présente deux gradients ouest-est et sud-nord (cf. figure 3.2) définissant quatre zones climatiques :

- en zone océanique, 900 à 1000 mm se répartissent sur 150 jours de précipitations par an ;
- en zone méditerranéenne, 600 à 700 mm se répartissent sur 110 jours de précipitations par an ;
- en zone à influence de montagne, 800 à 900 mm se répartissent sur 110 jours de précipitations par an ;
- en zone de mélange, 700 à 800 mm se répartissent sur 130 jours de précipitations par an.

Le **gradient général ouest-est** joue aussi sur la pluviométrie journalière puisque les précipitations de plus de 10 mm, sur la période 1961-1981, concernent 36 jours en zone océanique, pour la ville de Riscle, 23 jours en zone intermédiaire, pour la ville d'Auch et 17 jours en zone méditerranéenne, pour la ville de Mauvezin.

Des **orages** très violents peuvent entraîner des réactions très rapides des cours d'eau. Aucune base statistique ne permet de déterminer leur fréquence et leur trajectoire précise (Chambre d'Agriculture du Gers, 1996). Globalement, ils suivent une direction du quart sud-est vers le quart nord-ouest. Un nuage orageux peut être actif pendant deux à trois heures en moyenne mais peut aller jusqu'à douze heures. Entre 1984 et 1993, 23 orages se sont produits en moyenne par an sur la ville d'Auch dont cinq par mois de mai à août, en période estivale.

3.1.2. Hydrogéologie

Le plateau de Lannemezan est constitué par l'accumulation de **formations molassiques** tertiaires sur un soubassement Eocène et Crétacé fortement plissé (cf. figure 3.3). Les séries molassiques sont des dépôts continentaux fluvio-lacustres, datés de l'Eocène moyen au Miocène, et caractérisés par une sédimentation discontinue et désordonnée (chenaux, lentilles) qui interdit toute corrélation entre les différents niveaux rencontrés dans les forages (BRGM, 1991).

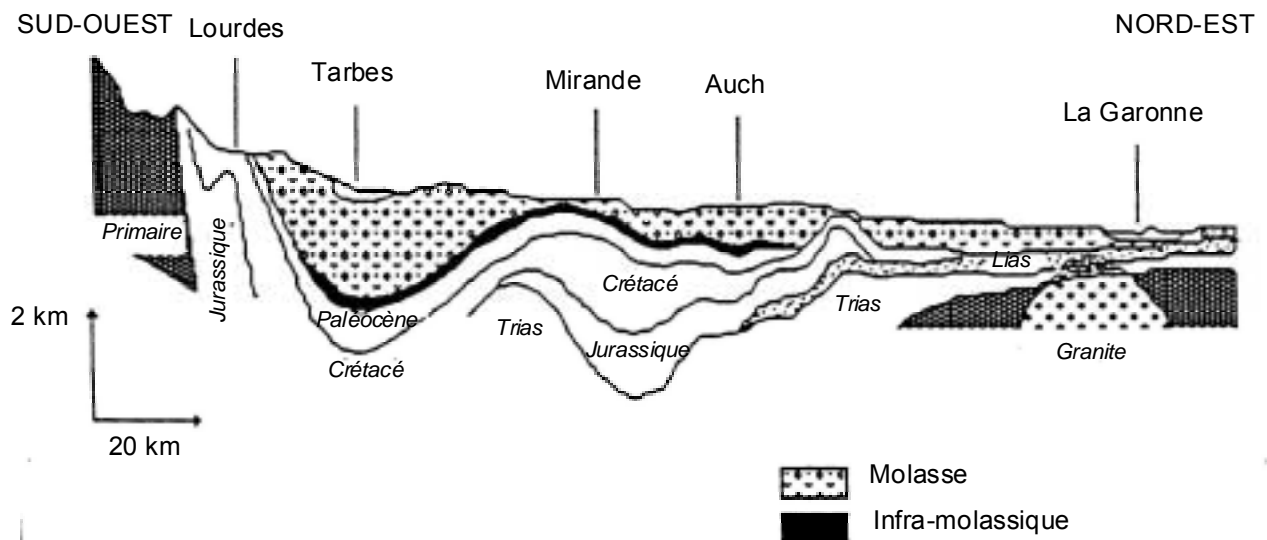
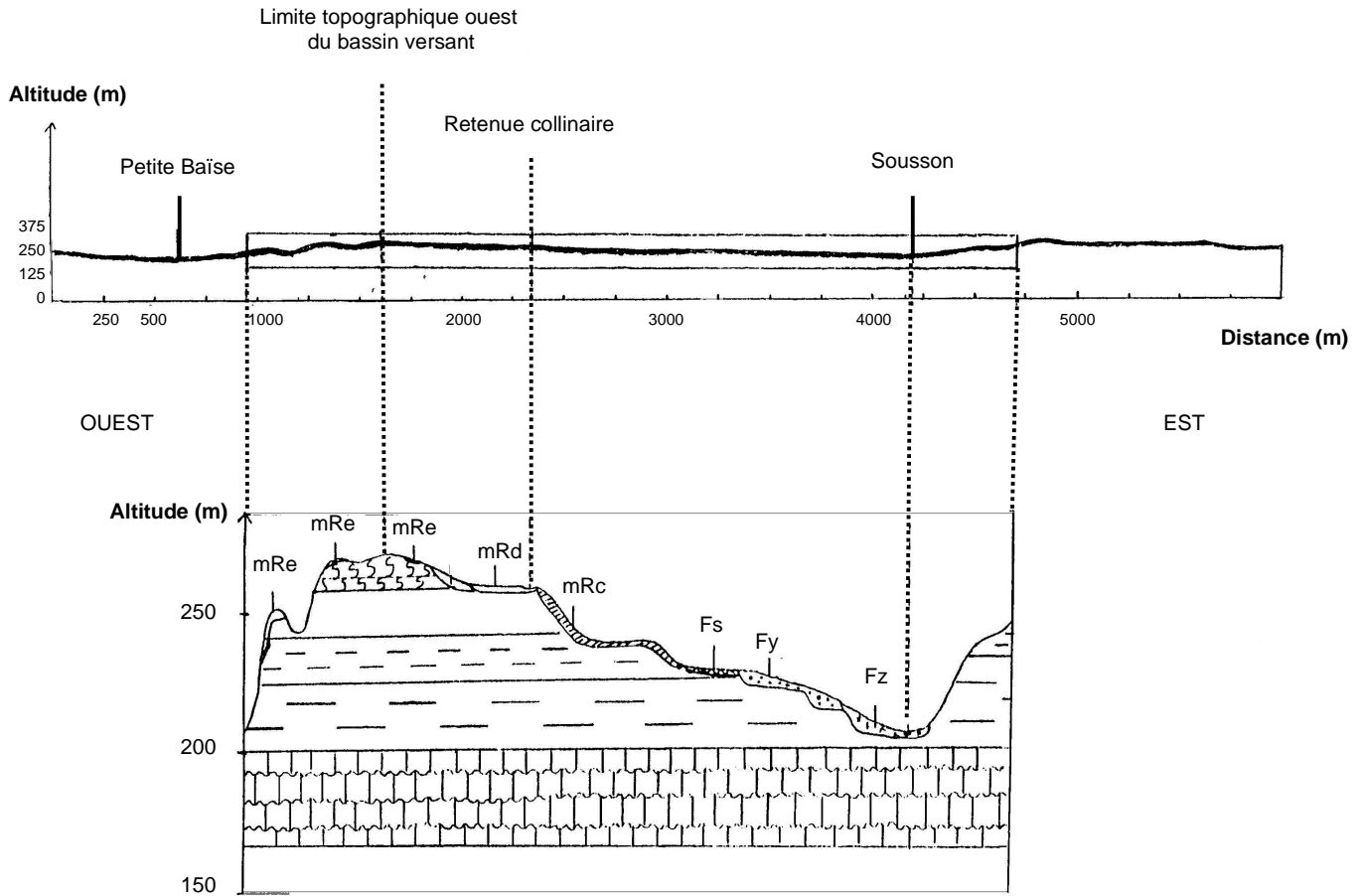


Figure 3.3 : Contexte hydrogéologique du département du Gers : coupe hydrogéologique schématique du bassin aquitain (d'après BRGM, 1991).

La **mise en place des molasses** peut s'expliquer par la combinaison d'une subsidence continue de vitesse variable et d'une divagation fluviale ordonnée ; la série comprend de bas en haut les termes pétrographiques suivants : poudingues, molasses, macigno, calcaires marneux et marnes à grumeaux calcaires. Cependant, l'horizontalité presque parfaite des pendages, la faiblesse relative des dénivellations recoupant les couches, l'aspect lenticulaire et limité des affleurements rocheux et surtout les caractéristiques toujours très voisines et confuses des différents faciès pétrographiques conduisent à une certaine uniformité des étages successifs ; ceci justifie le regroupement de ces faciès sous le terme général de « molasses ». Des « aquifères monocouches ou multicouches captifs sous couverture imperméable » existent entre la couche molassique et le socle plissé, à 250-300 m de profondeur. Difficilement exploitables pour l'eau potable, certains sont salés. En conclusion, **les molasses ne possèdent pas de couche particulière et étendue permettant l'existence d'une grande nappe.**

L'examen des cartes topographiques révèle cependant **l'existence de sources** réparties dans tout le département. La répartition de ces sources sur quelques secteurs du bassin versant du Gers a été étudiée (Des Lignéris, 1992). Le secteur Masseube-Seissan possède un grand nombre de sources, environ 125. Il existe une ligne de source à l'est de ce secteur en bordure du plateau abrupt. Les autres sources se répartissent sans logique évidente sur les vallons et les coteaux en pente douce des bassins versants du Gers, du Sousson et du Cédon. La coupe géologique Ouest-Est, au niveau de Masseube (cf. figure 3.4) met en évidence des dépôts molassiques masqués par de petits dépôts très variés : éboulis, colluvions, et, vers les rivières, alluvions souvent de faible épaisseur. Ces dépôts apparaissent très variés dans leur composition, leur texture (plus ou moins limoneuse, avec ou sans cailloutis), leurs matériaux – détritiques, calcaire ou non, marneux. Des Lignéris (1992) note qu'il est difficile de percevoir si ces dépôts sont en couche constante, s'ils masquent les anciennes terrasses, ou encore s'ils correspondent à des phénomènes d'érosion. Mais de manière générale, dans tous ces faciès, aucune couche imperméable de grande taille qui pourrait servir de plancher à une nappe phréatique n'apparaît. Par contre, la grande variété des dépôts successifs avec des zones plus ou moins imperméables localisées ou des différences de perméabilité expliquent **la présence de nappes plus ou moins perchées** qui induisent des mouillères et des sources. Ces sources au débit faible et parfois temporaire sont donc liées aux dépôts de surface. L'eau qui en sort n'a traversé que les premiers mètres de sol, et se trouve enrichie en polluants d'origine agricole présentant donc une forte probabilité de contamination par les produits phytosanitaires. Ces eaux rejoindront les cours d'eau de manière différée par rapport aux écoulements rapides et seront donc en partie un facteur d'explication des niveaux de pollution observés en dehors des épisodes pluvieux. Il résulte de cette structure hydrogéologique que **les eaux superficielles constituent l'essentiel de la ressource pour la production d'eau potable** : 78.6% de la population du département du Gers est approvisionnée en eau potable à partir d'eau de surface (DDASS, 1996).



Légende :

- | | |
|--|---|
| <p>mRe Formations résiduelles sur terrains miocènes calcaires au sommet : peu profonde et de composition variable (limons fins, peu sableux, décalcifiés avec des passages plus sableux, voire caillouteux) sur flan court des vallées : sols forestiers actuels ou anciens</p> | <p>mRc Colluvions et éboulis issus de terrains miocène calcaires</p> |
| <p>mRd Colluvions et éboulis issus des argiles pontiennes à galets (argiles complètement décalcifiées, fines, coulantes, sableuses avec des galets corrodés irrégulièrement répartis atteignant souvent la taille du poing)</p> | <p>Fs Colluvions et éboulis issus des terrasses</p> |
| <p>mRc Colluvions et éboulis issus de terrains miocène calcaires</p> | <p>Fx Rissien : alluvions des terrasses moyennes (épaisseur : 35 à 45 m)</p> |
| | <p>Fz Alluvions modernes (épaisseur : en général 5 m)</p> |

Figure 3.4 : Coupe géologique à Masseube (d'après Des Lignéris, 1992).

3.1.3. Géomorphologie

Le département du Gers peut être divisé en deux ensembles : le système Neste et le bassin de l'Adour. Situé à l'ouest du département le bassin versant de l'Adour ne sera pas abordé car il ne comprend pas la zone d'étude.

Le système Neste comprend les rivières qui prennent leur naissance sur le plateau de Lannemezan ; ces rivières sont uniquement alimentées par **des bassins versants de coteaux**, le cône de déjection formé par l'accumulation des molasses du tertiaire détaillées précédemment les privant des réserves en eau pyrénéennes.

Les bassins versants sont filiformes et orientés sud-nord. Ils présentent une forte dissymétrie caractéristique avec un coteau ouest, en rive gauche, en pente douce et un coteau est, ou rive droite, abrupt. La figure 3.5 présente un bloc-diagramme en trois dimension du département du Gers vu du nord ainsi qu'une carte des altitudes et une carte des pentes avec le pourcentage de surface occupé par chaque classe.

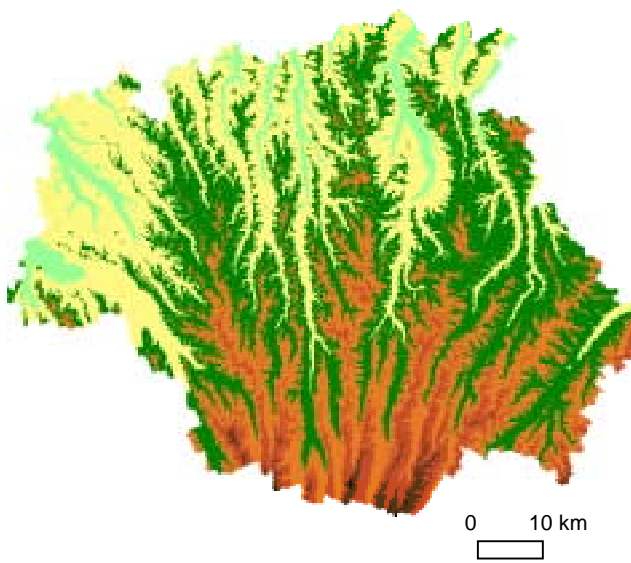
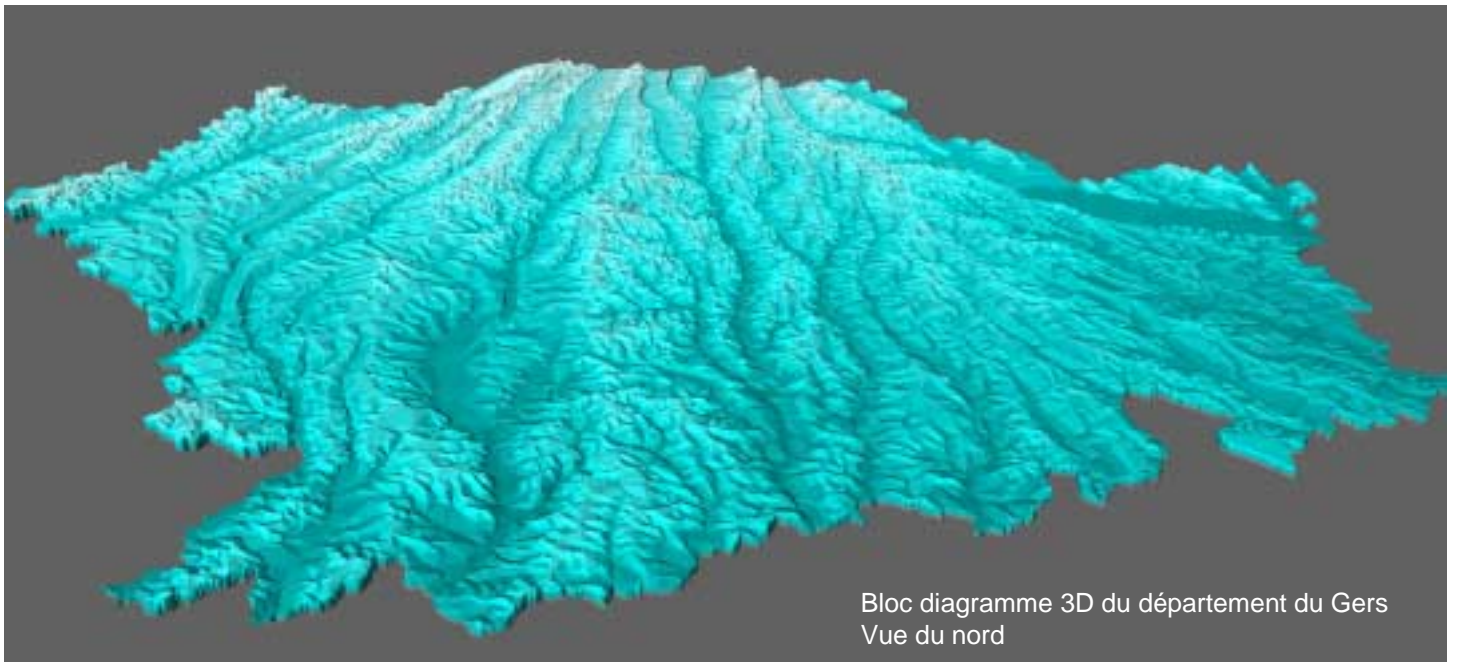
Pour toutes ces rivières du plateau de Lannemezan, **le réseau hydrographique se présente en « arête de poisson »**. La rivière principale reçoit la contribution de petits ruisseaux hydrologiquement indépendants. Les fossés d'assainissement agricole dans les parties à faible relief relaient ou remplacent les ruisseaux occasionnant une anthropisation du réseau hydrographique.

3.1.4. Les cours d'eau du système Neste

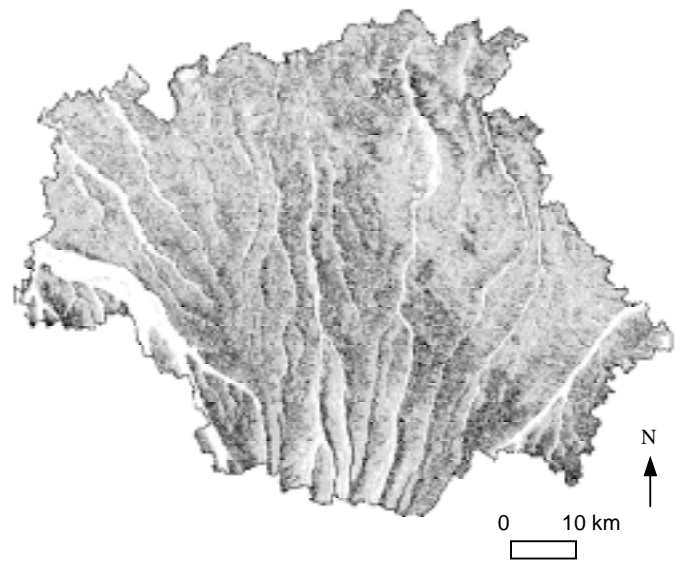
Le système Neste (cf. figure 3.6) draine un bassin d'environ 6000 km². Il se compose de retenues de montagne dans les Pyrénées dont l'eau est détournée via le canal de la Neste et deux canaux de crête vers les principales rivières du plateau de Lannemezan (Lounge, Save, Gimone, Arrats, Gers, Baïse, Osse et Boues). **Le canal de la Neste**, long de 28.6 km, permet le transit maximum de 14 m³/s ; il est en concession à la C.A.C.G. (Compagnie d'Aménagement des Coteaux de Gascogne) depuis le 1^{er} janvier 1991.

Dès 1846 une loi relative à la navigation intérieure envisageait la construction. Le projet de canal, revu à la baisse suite à la révolution de 1848, fut réalisé de 1852 à 1862 et permettait alors de soutenir 7 m³/s (Bourla, 1994).

Le **soutien des étiages** par le canal de la Neste a pour rôle d'assurer l'alimentation en eau potable de la région, l'irrigation et la sauvegarde des rivières pour la ressource piscicole. Du point de vue de la qualité des cours d'eau gascons, la réalimentation par le canal de la Neste induit une dilution éventuelle des pollutions.



| Classes d'altitude (m) | Pourcentage de surface |
|------------------------|------------------------|
| 48 - 100 | 5.7 |
| 100 - 150 | 29.5 |
| 150 - 200 | 36.5 |
| 200 - 250 | 20.5 |
| 250 - 300 | 6.7 |
| 300 - 350 | 1.0 |
| 350 - 383 | 0.1 |



| Classes de pente (%) | Pourcentage de surface |
|----------------------|------------------------|
| 0 - 1 % | 12.4 |
| 1 - 5 % | 59.3 |
| 5 - 10 % | 24.3 |
| > 10 % | 4.0 |

Figure 3.5 : Géomorphologie du département du Gers.

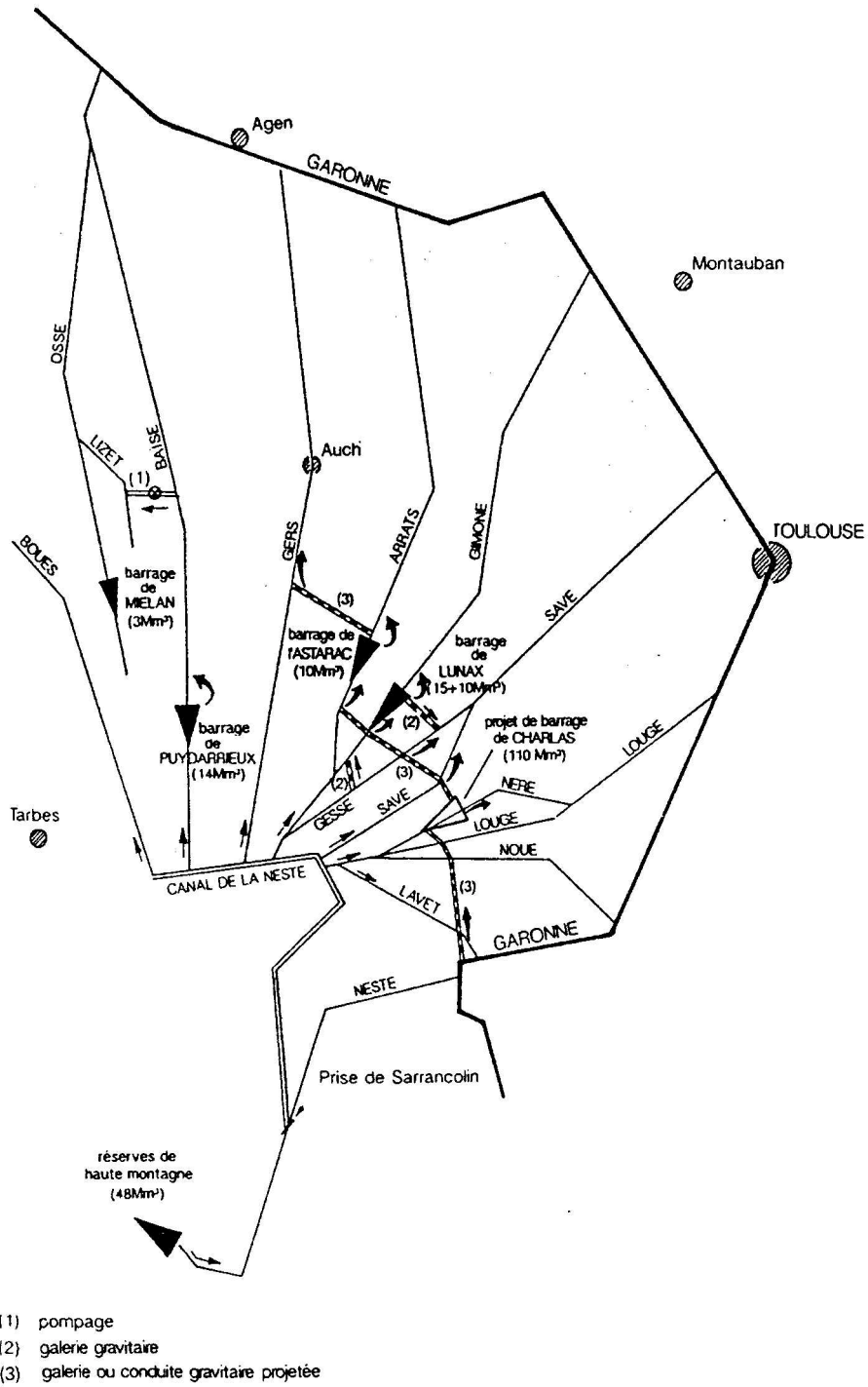


Figure 3.6 : Plan schématique du système Neste (d'après Bourla, 1994).

Les besoins en eau d'irrigation sont en plus assurés par des **retenues collinaires** : sur les 500 000 ha irrigués du sud-ouest atlantique, 25% l'étaient depuis de retenues collinaires en 1988 (Des Lignéris, 1992). Situés en haut des coteaux, elles ferment les ruisseaux, modifiant le chevelu secondaire et diminuant les débits en rivière. Leur nettoyage peut occasionner un envasement des cours d'eau. Elles constituent par ailleurs un compartiment de stockage des eaux de ruissellement et diffèrent leur arrivée dans la rivière.

3.1.5. Unités pédo-paysagères

Trois grands ensembles pédo-paysagers sont distingués dans le département du Gers (Chambre d'Agriculture du Gers, 1996) : les coteaux molassiques, les terrasses et glacis des vallées gasconnes et les terrasses alluviales. Seules les sous-situations concernant les environs de la zone d'étude seront détaillés.

Les coteaux molassiques sont caractérisés par des sols de terreforts, argilo-calcaires développés sur de la marne plus ou moins argileuse et de profondeur variant de 40 à 100 cm. Le faciès marneux rencontré le plus souvent détermine le type de coteau : argilo-calcaire ou non calcaire. Parmi les coteaux argilo-calcaires se distinguent :

- ceux accidentés, de pente supérieure à 15%, ils se répartissent au centre du département (Auch, Saramon, Lombez), les sols sont des **terreforts** superficiels argilo-limoneux et des peyrusquets calcaires et caillouteux, on y rencontre des retenues collinaires, l'aptitude à la culture est faible (réserve hydrique faible et travail du sol dangereux), la présence d'un plancher imperméable favorise ruissellement de surface et écoulements hypodermiques accentués par les fortes pentes ;
- ceux peu accidentés de pente inférieure à 15%, ils se répartissent dans le nord-est du département.

Les coteaux non calcaires, accidentés ou non, concernent l'extrême ouest et sud du département.

Les terrasses et glacis des vallées gasconnes sont aussi appelés de manière large **les boubènes**. Elles s'établissent au sud du département, sur les rives gauches des rivières du plateau de Lannemezan. Elles sont composées de sols de boubènes profondes, boubènes superficielles, boubènes superficielles caillouteuses et de sols limoneux à limono-argileux. Hydromorphes, battants et éventuellement caillouteux, les boubènes offrent cependant de bonnes potentialités pour les cultures d'été irriguées. Les différences de perméabilité favorisent l'existence de nappes perchées vulnérables au risque de lessivage des polluants d'origine agricole.

Les terrasses alluviales se rencontrent dans les basses plaines inondables, de largeur 50 à 200m, des rivières gasconnes. Elles sont constituées **d'alluvions argilo-calcaires**, limoneuses, et de limons sur argiles. Les sols y sont profonds et parfois hydrophobes en profondeur. Les aptitudes agronomiques sont faibles à moyennes pour cultures d'hiver non drainées, moyennes à bonnes pour sols drainés, très bonnes pour cultures d'été irriguées.

3.1.6. Activités agricoles

Le département du Gers, qui compte 6300 km², est le plus agricole français : 175 000 personnes ont été recensées en 1990, la part de la population active agricole était de 25% et en diminution (50% en 1968). Le poids du secteur primaire est supérieur à celui du secteur secondaire (18% des emplois) dont les industries se répartissent pour plus du tiers dans l'agro-alimentaire. Le développement du secteur tertiaire, 50% des emplois du département, est lié aux activités directes ou indirectes de l'agriculture (Chambre d'Agriculture, 1996).

Les exploitations agricoles se répartissent suivant deux types : **les grandes cultures** qui s'établissent dans les zones de faibles pentes et les exploitations de **polyculture-élevage** (bovins viande ou lait, volailles, porcs) installées sur les coteaux plus pentus. L'origine de la pollution diffuse des eaux par les produits phytosanitaires étant liée à l'intensification de l'agriculture, le système de grandes cultures va être détaillé.

Les grandes cultures comprennent dans le département :

- le maïs grain, 72 000 ha en 1994, dont 75% étaient irrigués en 1995, les rendements en maïs sec étant aléatoires ;
- le blé tendre, 66 500 ha en 1994, est une culture d'hiver qui représente 42% de la surface en céréales ;
- le tournesol, 70 700 ha en 1994, troisième culture, elle atteint de forts niveaux les années où une forte pluviométrie rend difficile l'implantation des cultures d'hiver et où les aides compensatoires sont favorables ;
- l'orge et l'escourgeon, 16 000 ha en 1994, sont les cultures les plus touchées par le gel des terres imposé par la Politique Agricole Commune (PAC), les deux tiers de la production ne sont pas collectés par les organismes stockeurs et sont réservés à l'autoconsommation ;
- le colza, 7 300 ha en 1994, dont les surfaces ont chuté depuis 1992 (instauration de la PAC), 17 000 ha disparaissant entre 1988 et 1993.

Les exploitations de grandes cultures se caractérisent par **les aménagements fonciers** tels que le remembrement, la restructuration foncière et les échanges amiables. Les conséquences en sont une simplification du parcellaire par l'arrachage des haies, l'arasement des talus, le déboisement, le défrichement, la mise en culture des vieux chemins, la fermeture des fossés remplacés par des drains enterrés. Avec les systèmes de grandes cultures, la pratique du drainage s'est développée afin de répondre aux problèmes d'hydromorphie localisée ou spatialement importante. En liaison avec l'installation de drains enterrés, des réseaux de fossés et de collecteurs à ciel ouverts ou enterrés ont été créés ou rajeunis. L'irrigation est pratiquée sur les cultures de printemps, en particulier sur maïs, à partir des grands ouvrages hydrauliques, sur les rivières principales du département, par des conduites en charges et à partir des petites retenues collinaires.

Les **rotations culturales** ont été étudiées au travers du Recensement Général de l'Agriculture et de mini-enquêtes (Des Lignéris, 1992). Deux grands types de rotations existent sur le bassin de la rivière Gers :

- une rotation avec le blé comme culture principale, surtout pratiquée sur sols argilo-calcaires, sur deux ou trois ans : blé-orge-colza ou blé-orge-tournesol
- une rotation avec le maïs comme culture principale, pratiquée essentiellement sur sols de brousses et alluvions de basses terrasses, plus longues : deux à trois ans de maïs qui se succèdent en alternance avec d'autres cultures (blé, tournesol, sorgho).

La monoculture du maïs (aucune rotation) est cependant assez répandue.

3.1.7. Le bassin versant du Sousson

Le Sousson est affluent rive gauche de la rivière Gers, long de 32 km, il draine un bassin de 120 km². Sa morphologie est similaire à celle des autres cours d'eau du plateau de Lannemezan, avec une rive gauche en pente douce et une rive droite abrupte.

Si l'on excepte les communes de Auch et de Pavie situées à l'extrême aval, aucune industrie n'est recensée sur le bassin qui compte alors **15 habitants par km²** (INSEE, 1990). L'habitat est partagé entre des petits villages et des fermes isolées. L'assainissement des habitations est de type autonome, aucune station d'épuration n'existe sur le bassin.

Le Sousson fait l'objet d'une étude-action sur les interrelations entre agriculture et environnement de la part de **la CACG** (Compagnie d'Aménagement des Coteaux de Gascogne). Débutée en 1994, ce projet s'est articulé en trois phases :

- caractérisation du bassin versant et de son fonctionnement hydrologique, cette phase a compris la réalisation d'une maquette de Système d'Information Géographique et de plusieurs plans d'information en partenariat avec le Laboratoire Commun de Télédétection Cemagref-ENGREF (Maucuit, 1997) ;
- compréhension des transferts d'éléments divers dans les eaux, dans un premier temps, essentiellement les nitrates (notamment au travers des travaux de Joignerez, 1996 ; Rombaud, 1997 ; Compain, 1997) ;
- proposition et test de pratiques agricoles alternatives plus respectueuses de l'environnement, notamment en ce qui concerne la fertilisation azotée.

Ce dernier volet s'est élargi avec l'association de l'AGPM (Association Générale des Producteurs de Maïs), de Novartis Agro et de l'Agence de l'Eau Adour-Garonne pour tester de nouvelles pratiques préconisées par le CORPEN, de nouvelles stratégies de désherbage dans le but de limiter les pertes en herbicide sur parcelles de maïs.

3.1.8. Conclusion

Les cours d'eau du département du Gers qui drainent des bassins très agricoles sont peu vulnérables aux pollutions de type industriel ou urbain. Les rivières qui prennent leur source sur le plateau de Lannemezan présentent des contextes et des morphologies comparables laissant augurer la possibilité de généraliser les résultats obtenus sur un bassin particulier.

Le contexte hydrogéologique particulier de la Gascogne rend l'exploitation des eaux souterraines impossible. Les eaux de surface constituent donc la seule ressource pour l'eau potable et l'irrigation et présentent une circulation fortement anthropisée. Réalimentées à partir du canal de la Neste, les

cours d'eau peuvent être soutenus, et alors dilués, pendant les étiages. Pour les besoins de l'irrigation, on recense pompages en rivière, grandes retenues et lacs collinaires.

Compris dans cet ensemble, le Sousson a l'avantage d'être représentatif de la région et d'être un terrain propice pour un suivi spatialisé du transfert de produits phytosanitaires vers les eaux de surface à l'échelle du bassin versant puisqu'il est déjà le site d'expérimentations, que la population y est sensibilisée, et que les informations de type spatial sont facilement disponibles.

3.2. Bassin du Sousson : les plans d'information

Les informations de type spatial peuvent être stockées et analysées sous forme de plans ou couches d'informations numériques gérées par un **Système d'Information Géographique**. Pour cette étude du bassin versant du Sousson, certains plans de base ont été hérités de la maquette SIG élaborée en coopération entre la CACG et le Laboratoire Commun de Télédétection Cemagref-ENGREF (actuellement Unité Mixte de Recherche Systèmes et Structures Spatiaux), d'autres ont été acquis.

Les couches dérivées de ces plans de base ont été élaborées au cours de la thèse. Toutes les couches ont été géoréférencées sur la base des cartes IGN 1/25.000 et projetées dans le système de coordonnées Lambert III. Le logiciel de gestion des données spatiale est ArcInfo 7.1.1. (ESRI), l'édition des cartes est assurée grâce au logiciel ArcView 3.2 (ESRI), les travaux de traitement d'image ont été réalisés grâce au logiciel Imagnie 8.3 (ERDAS).

3.2.1. Hydrographie

Le réseau hydrographique a été obtenu par digitalisation sur la carte IGN 1/25.000 (cf. figure 3.7). Il représente le réseau pérenne et offre une précision remarquable constatée sur le terrain du point de vue de sa position générale de la localisation de sa naissance en particulier.

Par contre ce réseau hydrographique n'intègre pas le réseau de fossés où peut circuler l'eau. Les fossés servent à évacuer le plus vite possible l'eau des parcelles et sont donc surtout présents en zone plate. Leur nature est différente du réseau pérenne puisqu'ils présentent un écoulement intermittent. Depuis la semelle de labour en bordure de parcelle jusqu'au ruisseau principal quelquefois recalibré, le paysage agricole est couvert de biefs qui peuvent être considérés comme des fossés. L'identification systématique sur le terrain est par conséquent problématique. La notion de « fossé actif » est fonction de l'état hydrique du bassin. Mais tous les fossés ne répondent pas de la même manière à un événement pluvieux : certains présenteront un écoulement dès la première pluie de faible durée et de faible intensité, d'autres ne joueront un rôle hydrologique qu'en situation de pluviométrie extrême, les raisons proviennent de la position du fossé dans le réseau (fossé primaire, secondaire ou tertiaire), de sa pente, de son encombrement.

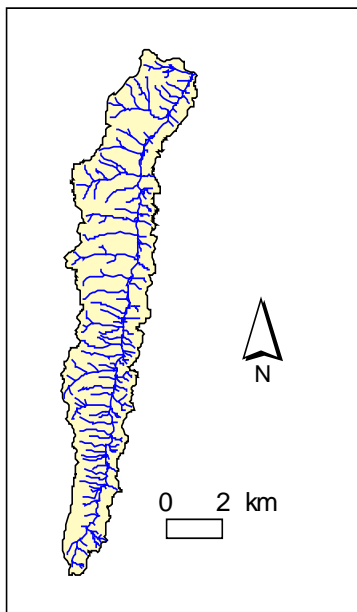
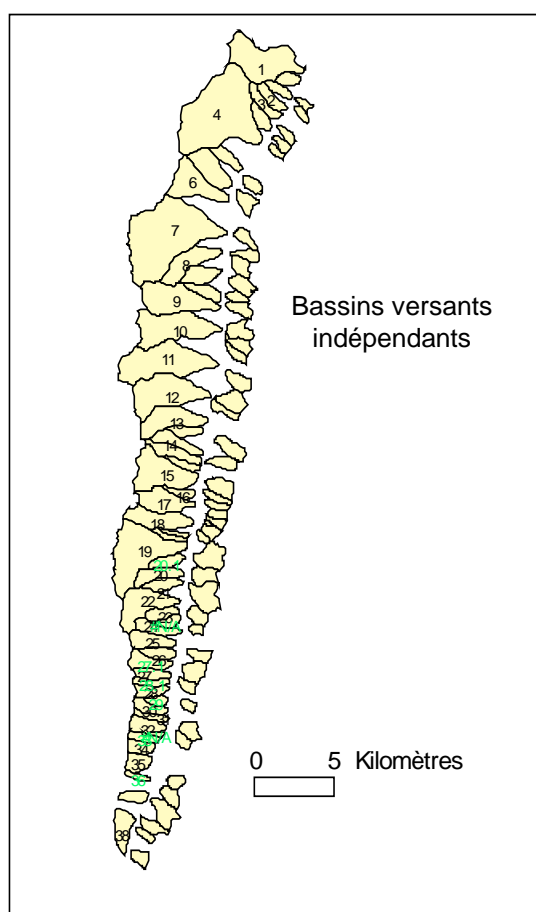
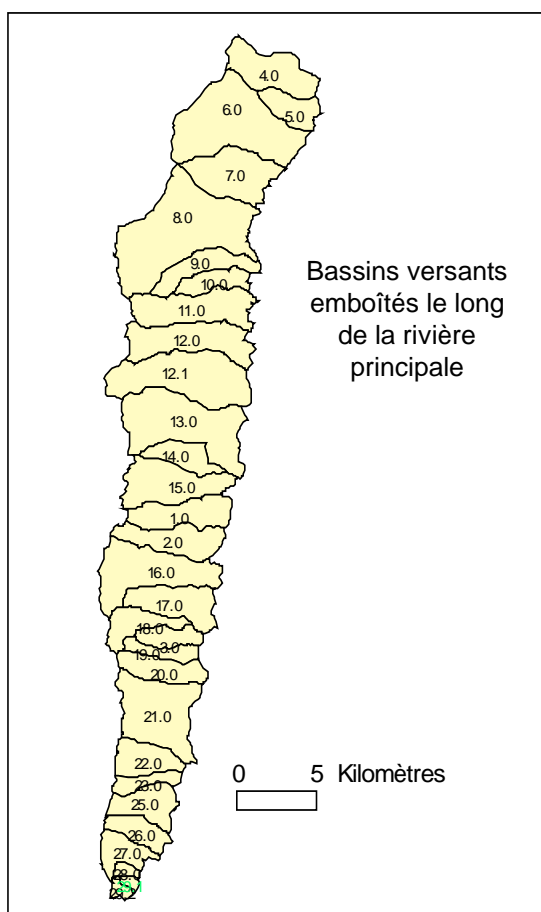
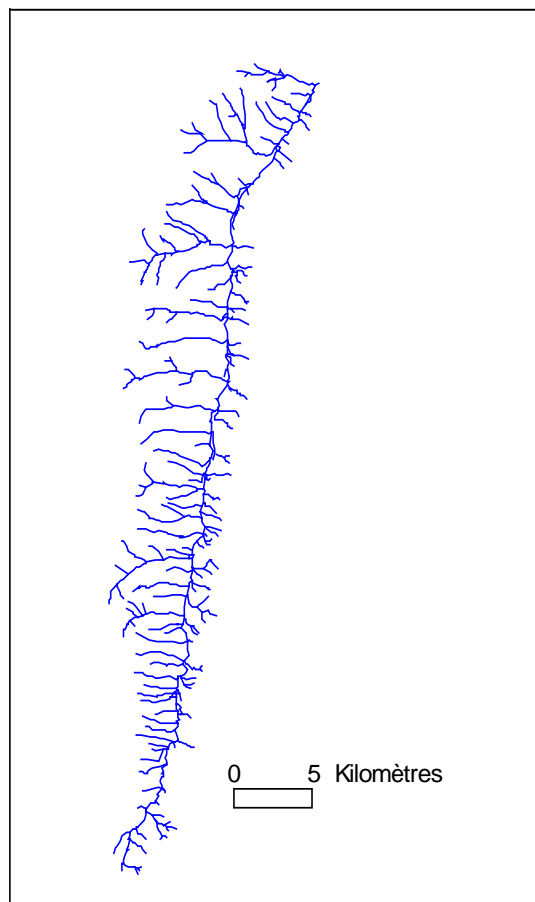


Figure 3.7 : Réseau hydrographique extrait de la carte IGN 1/25.000 et découpages en bassins versants



L'investigation de terrain permet toutefois de repérer trois types de drains de surface dans le bassin versant (cf. figure 3.8) :

- les ruisseaux principaux, ils sont essentiellement définis par le relief topographique mais peuvent avoir été calibrés par une action anthropique ;
- les drains d'assainissement agricole, ils relient hydrauliquement les bas de parcelles aux ruisseaux principaux, ils reçoivent les eaux des collecteurs de drainage enterrés ;
- les fossés de route, ils évitent aux routes d'être submergées et sont connectés aux premiers drains d'assainissement ou ruisseaux rencontrés.

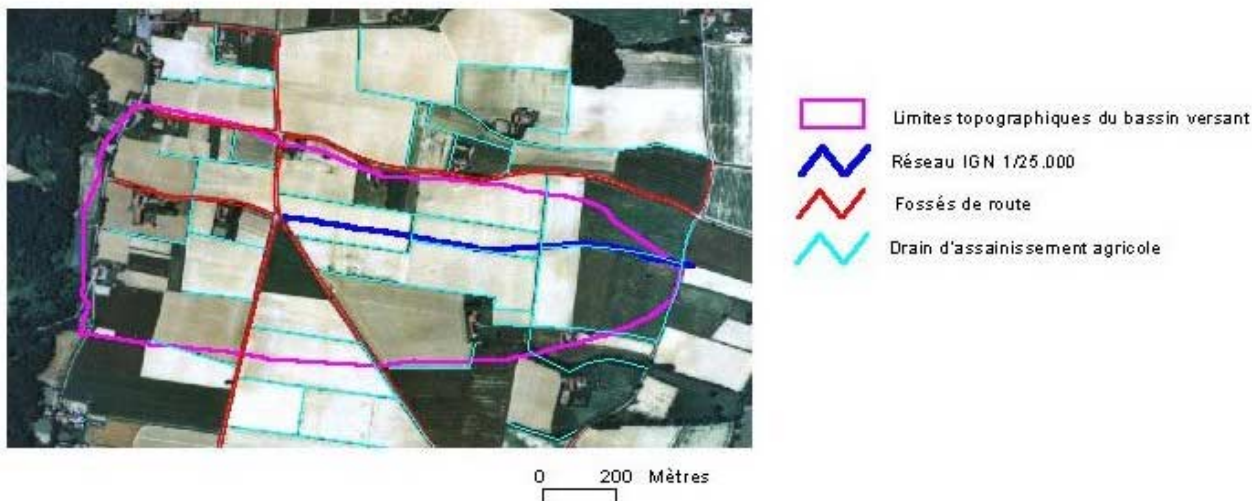


Figure 3.8 : Réseaux hydrographiques extraits de la carte IGN 1/25.000, drains d'assainissement agricole et fossés de route reconnus sur photographies aériennes 1/30.000 et vérifiés sur le terrain.

Une méthode de recherche généralisée du réseau de fossés a été entreprise sur la zone à partir de l'interprétation de photographies aériennes couleurs à l'échelle du 1/30.000 (Toriel, 1998). Il en ressort qu'il est possible d'obtenir une première couche d'information, correspondant aux drains visibles, fiable mais incomplète. En effet, il est impossible de localiser un drain lorsqu'il disparaît sous une ripisylve dense ou lorsqu'il pénètre dans un bois. De plus, il est très difficile de différencier un drain d'assainissement agricole d'un chemin enherbé. Une deuxième couche peut cependant être créée à partir d'une interprétation subjective. L'identification des réseaux de fossés n'apparaît en conclusion pas impossible par photo-interprétation mais reste très fastidieuse et subjective. La constitution d'un indicateur de probabilité de présence d'un réseau de fossé sur un bassin constitue à ce niveau une perspective envisageable. Cet indicateur pourrait être constitué à partir de données morphologiques et des observations effectuées sur photographies aériennes, et sa pertinence jugée en fonction des observations de terrain en terme de pourcentage de linéaire sur- ou sous-estimé. L'intérêt de ce type d'indicateur serait utile sur des domaines spatiaux étendus (10 à 100 km²) lorsque l'estimation de terrain n'est plus possible.

Le réseau hydrographique IGN 1/25.000 représente de manière fiable le réseau pérenne en place, il a de plus l'avantage d'être facilement disponible et reproductible. L'eau peut cependant circuler de

manière plus ou moins temporaire dans le réseau de fossé qui constitue un autre type d'objet géographique beaucoup plus difficile à identifier systématiquement.

3.2.2. Bassins versants

A partir du protocole de mesure défini, l'espace a été découpé plusieurs unités hydrologiques définissant 53 sous-bassins du Sousson indépendants et 30 bassins emboîtés le long de la rivière principale¹. Le plus grand nombre possible d'exutoires a été défini et ils ont été placés au niveau de ponts pour faciliter la récolte d'échantillons. Le tracé des limites de bassin a été effectué à partir d'interpolation des courbes de niveau figurant sur la carte IGN 1/25.000 puis par digitalisation manuelle (cf : figure 3.7).

| Bassins indépendants en rive gauche | | | | Bassins emboîtés le long de la rivière principale | | | | | |
|-------------------------------------|--------------|---------------|--------------|---|--------------------|------------------|-----------------------------|--------------------|------------------|
| Nom du bassin | Surface (ha) | Nom du bassin | Surface (ha) | Nom du point de prélèvement | Surf. tranche (ha) | Surf. cumul (ha) | Nom du point de prélèvement | Surf. tranche (ha) | Surf. cumul (ha) |
| RG1 | 339 | RG21 | 59 | S4 | 435 | 11777 | S19 | 137 | 2257 |
| RG2 | 56 | RG22 | 210 | S5 | 226 | 11341 | S20 | 265 | 2121 |
| RG3 | 61 | RG23 | 53 | S6 | 1014 | 10328 | S21 | 663 | 1855 |
| RG4 | 709 | RG24 | 68 | S7 | 494 | 10102 | S22 | 263 | 1193 |
| RG6 | 194 | RG25 | 97 | S8 | 1262 | 9608 | S23 | 127 | 930 |
| RG7 | 745 | RG26 | 53 | S9 | 281 | 8345 | S25 | 280 | 803 |
| RG8 | 158 | RG27 | 52 | S10 | 185 | 8065 | S26 | 194 | 523 |
| RG9 | 274 | RG27A | 78 | S11 | 522 | 7879 | S27 | 214 | 329 |
| RG10 | 320 | RG28 | 53 | S12 | 532 | 7357 | S28 | 41 | 115 |
| RG11 | 400 | RG28A | 38 | S12,1 | 806 | 6825 | S29,1 | 30 | 74 |
| RG12 | 307 | RG29 | 28 | S13 | 863 | 6019 | S29,2 | 43 | 43 |
| RG13 | 194 | RG30 | 51 | S14 | 220 | 5156 | | | |
| RG14 | 80 | RG31 | 30 | S15 | 503 | 4935 | | | |
| RG15 | 270 | RG32 | 72 | S1 | 366 | 4432 | | | |
| RG16 | 36 | RG33 | 35 | S2 | 361 | 4067 | | | |
| RG17 | 146 | RG34 | 50 | S16 | 672 | 3706 | | | |
| RG18 | 164 | RG35 | 59 | S17 | 380 | 3034 | | | |
| RG19 | 426 | RG36 | 20 | S18 | 239 | 2653 | | | |
| RG20 | 87 | RG38 | 98 | S3 | 157 | 2415 | | | |
| RG20bis | 50 | | | | | | | | |

Tableau 3.1 : Surfaces contrôlées par les bassins versants indépendants et emboîtés le long de la rivière principale.

La réalité de ces limites, pour les sous-bassins indépendants, a été vérifiée sur le terrain :

- en zone de relief marqué, aucune différence n'a été relevée entre bassin topographique et bassin réel ;
- en zone de faible relief, les drains d'assainissement agricole suivent les limites de parcelle et la plus forte pente et ne contribuent pas à la modification des limites de bassin. Par contre les fossés de route peuvent détourner des eaux de leur bassin topographique et la présence de busages oblige à une observation de terrain longue et méthodique.

¹ Les sous-bassins indépendants ont été codés RG s'ils étaient en rive gauche, RD s'ils étaient en rive droite et numérotés de manière croissante de l'aval vers l'amont. Les bassins emboîtés le long de la rivière ont été codés S et numérotés sans suite logique

La route principale sur le bassin du Sousson, route départementale D150, est parallèle à la rivière principale et coupe les ruisseaux aux exutoires définis pour les bassins versants, l'influence des fossés de route sur les limites de bassin en est donc affaiblie.

Les surfaces contrôlées par les bassins versants indépendants et emboîtés le long de la rivière principale sont données au tableau 3.1. Les sous-bassins indépendants sont dans une gamme de surface comprise entre 20 et 745 ha et sont de taille comparable avec les bassins compris entre deux exutoires pris sur la rivière principale², définies entre deux points le long de la rivière.

Les limites de bassin obtenues par digitalisation à partir des courbes de niveau issues de la carte IGN 1/25.000 ont été adoptées, considérant que les quantités d'eaux transportées dans les fossés de route n'étaient pas trop importantes et étant donné la bonne concordance observée pour ces limites sur le terrain.

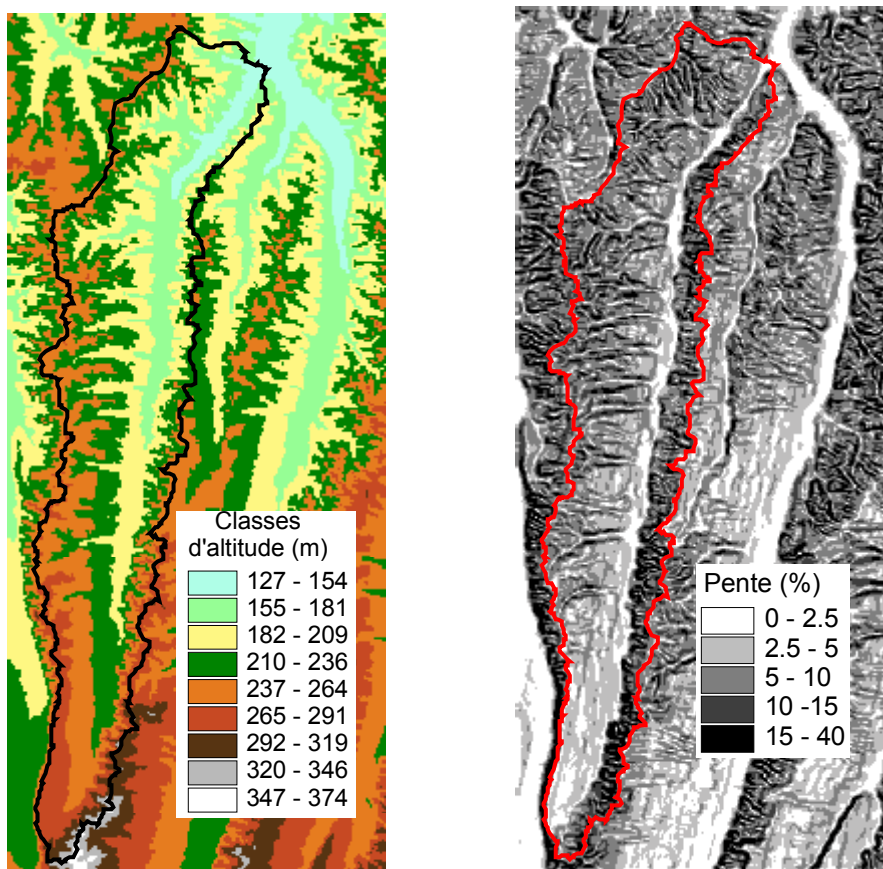


Figure 3.9 : Altitudes et pentes d'après le MNT 75m

3.2.3. Topographie

Les informations relatives à la topographie sont tirées d'un **Modèle Numérique de Terrain** à la maille de 75m obtenu par interpolation des courbes de niveau saisies sur cartes 1/25.000 (Visual DEM France, Geoman, Edition 1997). La bonne qualité de ce MNT est rapportée par Bois (1996) avec une précision sur les altitudes de quelques mètres en zones assez planes comme celles étudiées.

3.2.3.1. Altitude et pentes

Les altitudes sont comprises entre 127 et 374m pour une moyenne de 225m. La dérivation du plan de base des altitudes permet d'obtenir le **plan pente** (cf. annexe 1). Ces informations sont représentées à la figure 3.9 ; les pentes sont données en niveaux de gris et suivant un découpage iso-fréquence. La variable pente générée doit cependant toujours être rapportée à la résolution du MNT de départ et à son mode de calcul. Il existe de nombreuses autres variables pentes qui pourraient être calculées, e.g. pente locale d'un sillon de labour, pente d'une parcelle (différence d'altitude entre deux extrémités rapportée à la distance entre ces deux extrémités).

3.2.3.2. Création de réseaux hydrographiques topographiques

A partir du MNT, il est possible de définir des réseaux hydrographiques topographiques (cf. annexe 1). Par un calcul automatique, chaque maille se voit d'abord affecter une direction d'écoulement puis une surface amont drainée suivant les directions d'écoulement. En préalable, il est nécessaire d'éliminer les points hauts et les points bas figurant dans le MNT et pour lesquels le calcul des directions de flux est impossible. Enfin le choix d'un seuil de surface amont drainée permet le tracé du réseau hydrographique : toutes les mailles drainant une surface supérieure ou égale au seuil fixé composent le réseau hydrographique. A chaque seuil correspond donc un réseau hydrographique. Le plan raster³ ainsi obtenu peut être vectorisé afin d'être comparé au réseau IGN 1/25.000 digitalisé par exemple (cf. figure 3.10).

De tels réseaux sont faciles et rapides à générer dès lors que l'on dispose d'un MNT sur la zone d'étude. La précision de la couche d'information est connue et est celle du MNT de départ. En modifiant le seuil de surface drainée, le réseau se ramifie ou se simplifie à l'image de ce qui se passe dans la réalité en fonction des conditions climatiques.

Les inconvénients des réseaux topographiques extraits de MNT, proviennent essentiellement de la gestion des zones de faible relief. Par souci d'optimisation, les MNT sont générés à partir d'un grand nombre de points en zone de forte variation de relief et d'un faible nombre de points en zones de faible relief or pour le tracé du réseau hydrographique il serait nécessaire de disposer d'un grand nombre de points d'altitude connue en zones planes. C'est aussi dans ces zones que les actions anthropiques, qui ne sont pas considérées par un MNT à la maille de 75m, sont les plus importantes.

L'hypothèse d'un seuil fixe de surface drainée nécessaire à l'automatisation du calcul n'a pas de fondements physiques puisque la naissance d'un réseau hydrographique naturel dépend notamment de la géologie et de la pédologie de la zone.

3.2.3.3. Tracé de bassin versant à partir de MNT

Suite à l'étape de calcul des directions de flux, il est possible de regrouper toutes les mailles qui « se jettent » dans le pixel défini comme l'exutoire d'un bassin versant. Après vectorisation, on obtient le polygone correspondant au bassin et donc ses limites. Ce procédé est équivalent à la digitalisation des contours d'un bassin versant à partir des courbes de niveaux d'une carte topographique. La seule

³ On appelle plan raster un plan d'information géographique découpé suivant une grille carrée régulière.

différence provient de ce que la digitalisation implique une interpolation de l'opérateur entre les courbes de niveau et permet d'obtenir des limites lissées. Dans le cas de l'extraction à partir du MNT, le contour est tracé avec la résolution du MNT de départ, et, si la taille du bassin n'est pas grande devant la taille des mailles du MNT, le contour du bassin aura un aspect crénelé peu conforme à la réalité.

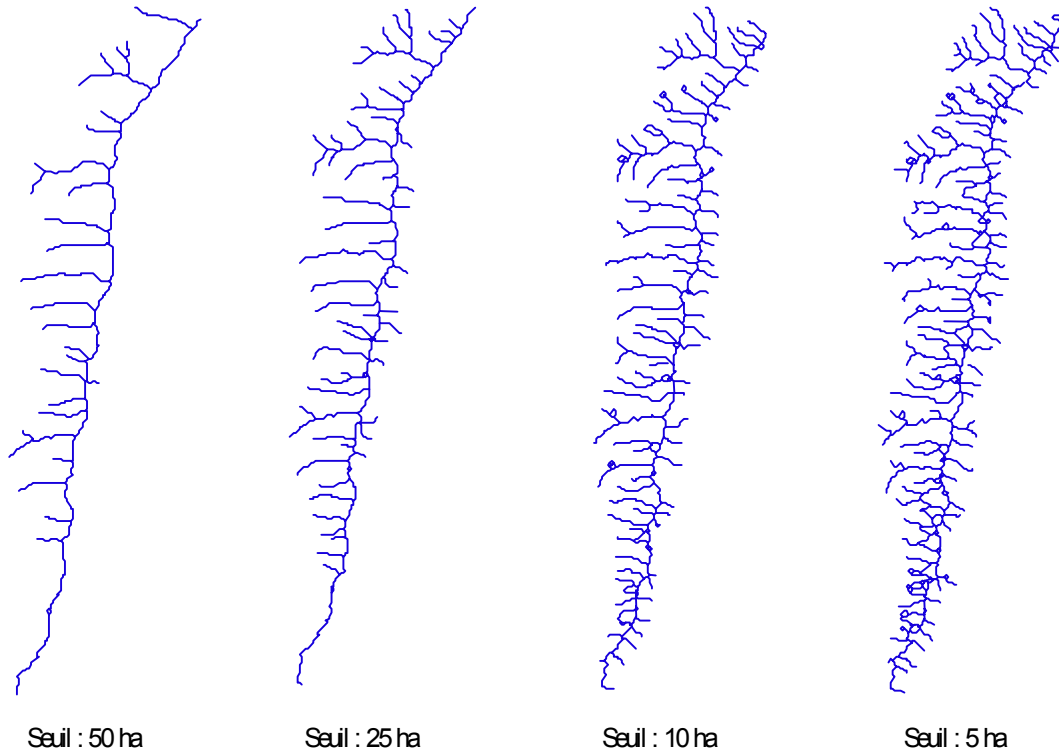


Figure 3.10 : Différents réseaux hydrographiques générés à partir du MNT 75 m en fonction du seuil de surface amont choisi

3.2.3.4. Le plan toposéquence

Nous avons vu que l'action anthropique d'assainissement agricole avait lieu dans les zones sujettes à la submersion, donc planes et proches du lit d'une rivière. Afin de situer ces zones dans un contexte de toposéquence, une partition de l'espace en zone de talweg, de versant et de crête est proposée (cf. figure 3.11), sur la base des informations topographiques données par le MNT.

Le seuil de pente 5% a été choisi comme limite entre zone de pente forte et faible parce qu'il représente un seuil de facilité de mise en culture.

Un pixel en zone de faible pente est classé en talweg s'il est traversé par le réseau hydrographique ou s'il jouxte un pixel classé en talweg, sinon il est classé en crête.

Deux classes de talwegs apparaissent suivant la morphologie de la vallée : talweg étroit et talweg large suivant que la vallée est de largeur respectivement inférieure à 2 pixels soit 150 m de large et supérieure à 2 pixels soit 150 m de large.

Un Modèle Numérique de Terrain permet d'obtenir de nombreuses informations après traitement à l'aide d'un Système d'Information Géographique, e.g. carte des altitudes, des pentes, limites de bassins versants, réseaux hydrographiques topographiques, zonages en fonction de la pente et du

réseau hydrographique. Il faut toutefois préciser que ces résultats sont assujettis à la résolution initiale du MNT.

3.2.4. Pédologie

Le plan pédologie a été obtenu par digitalisation de la **carte des sols au 1/50.000** établie par la C.A.C.G. (CACG, 1965). Cette carte a été établie, pour le bassin de la rivière Gers, dans le cadre d'une étude de reconnaissance qui avait pour but de définir les zones cultivables à mettre en valeur, aussi toutes les forêts ont été classées « bois » quel que soit le type de sol présent (cf. figure 3.12).

Trois grandes catégories de sols sont représentées sur le bassin de la rivière Gers qui reprennent les caractéristiques générales données au paragraphe 3.1.5 ; il s'agit des alluvions récentes, des sols calcaires, des sols non calcaires. Les réflexions sur le drainage artificiel des sols sont tirées du rapport 'Secteur de référence drainage' (Longueval, 1984).

Les **alluvions récentes** sont situées dans le lit des cours d'eau principaux, elles peuvent être calcaires ou non. Ces sols peuvent présenter de forts taux en matières organiques (4 à 6%) s'ils sont couverts de prairie permanente, ce taux décroissant très vite avec la profondeur. De topographie plane, ces sols sont facilement inondables, ce qui interdit les cultures d'hiver et rend difficile leur préparation (labour, semis) lors des printemps pluvieux ou la récolte des maïs tardifs en automne pluvieux. S'ils ne sont pas drainés, ces sols portent des prairies permanentes dégradées.

Les **sols calcaires** peuvent être subdivisés en trois types :

- les terreforts sont des sols de texture argilo-limoneuse en surface développés sur des matériaux calcaires (marne). Selon la profondeur d'apparition de la marne, les terreforts superficiels en haut des versants (la marne apparaît à moins de 50 cm de profondeur) sont distingués des terreforts profonds en bas de versant (la marne apparaît à plus de 50 cm). Leur perméabilité est moyenne ($5 \cdot 10^{-6}$ à $5 \cdot 10^{-7}$ m/s) de même que la fraction organique (2.3 à 2.5 %). Ces sols, en situation de pente, de 5 à 15 %, ne souffrent pas d'excès d'eau généralisés, sauf accident topographique ponctuel, e.g. zone de combe. Leur drainage n'est donc pas nécessaire ou alors de manière localisée ;
- les colluvions d'origine diverse forment de minces rubans de part et d'autre des talwegs. Formés à partir de matériaux arrachés par l'érosion aux versants, leur composition granulométrique est variable. Ils sont le plus souvent limono-argileux mais peuvent être limoneux ou argilo-limoneux. Ils ne sont calcaires que dans un environnement calcaire. Leurs caractéristiques sont proches des terreforts avec des taux en matière organique plus élevés (3 % en moyenne, pouvant atteindre 6 à 7 %). L'excès d'eau qui affecte ces sols est essentiellement dû à leur position topographique qui les place en fond de vallée en position de réception des eaux de ruissellement ou de circulation interne des sols des versants environnants. Souvent occupés par des prairies dégradées, ces sols nécessitent d'être drainés.

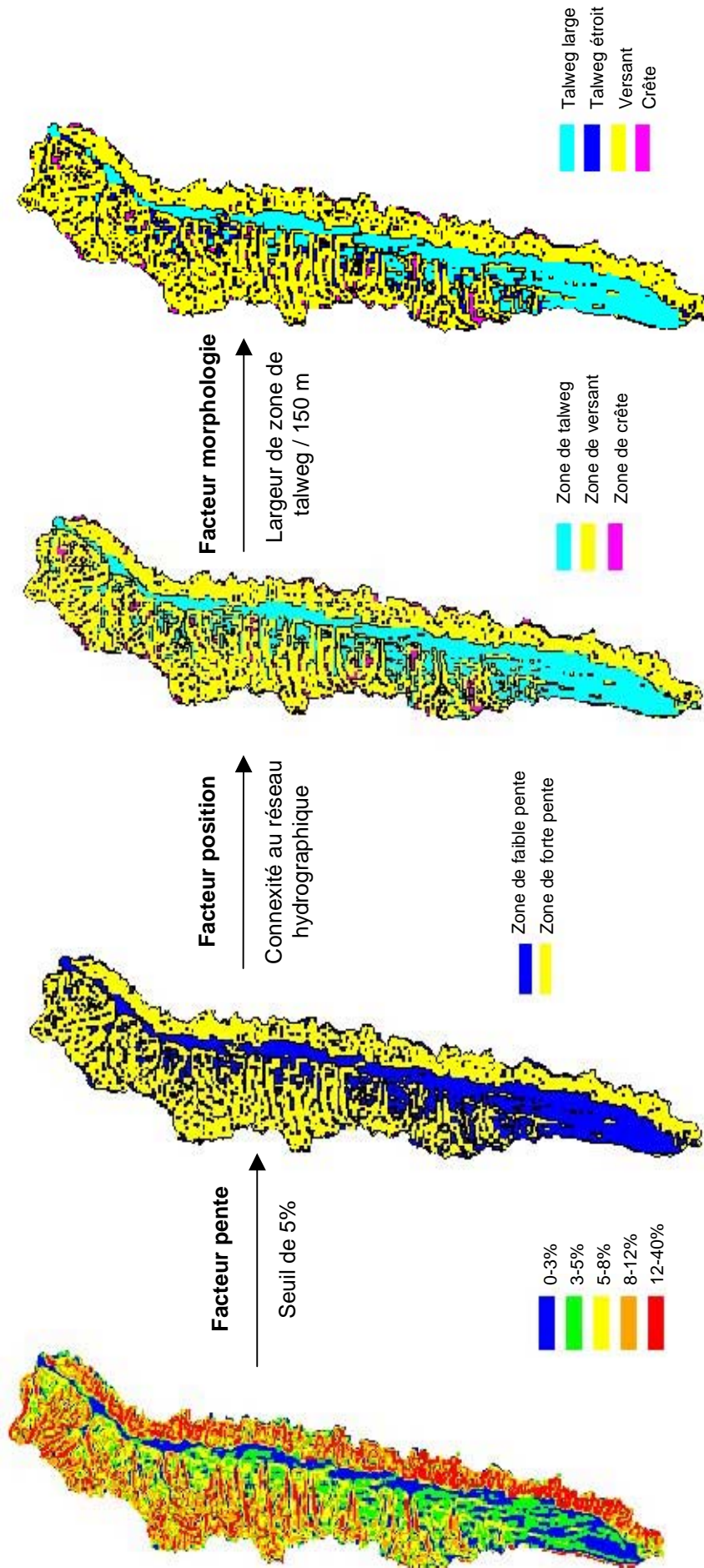


Figure 3.11 : Etapes de la création du plan toposéquence.

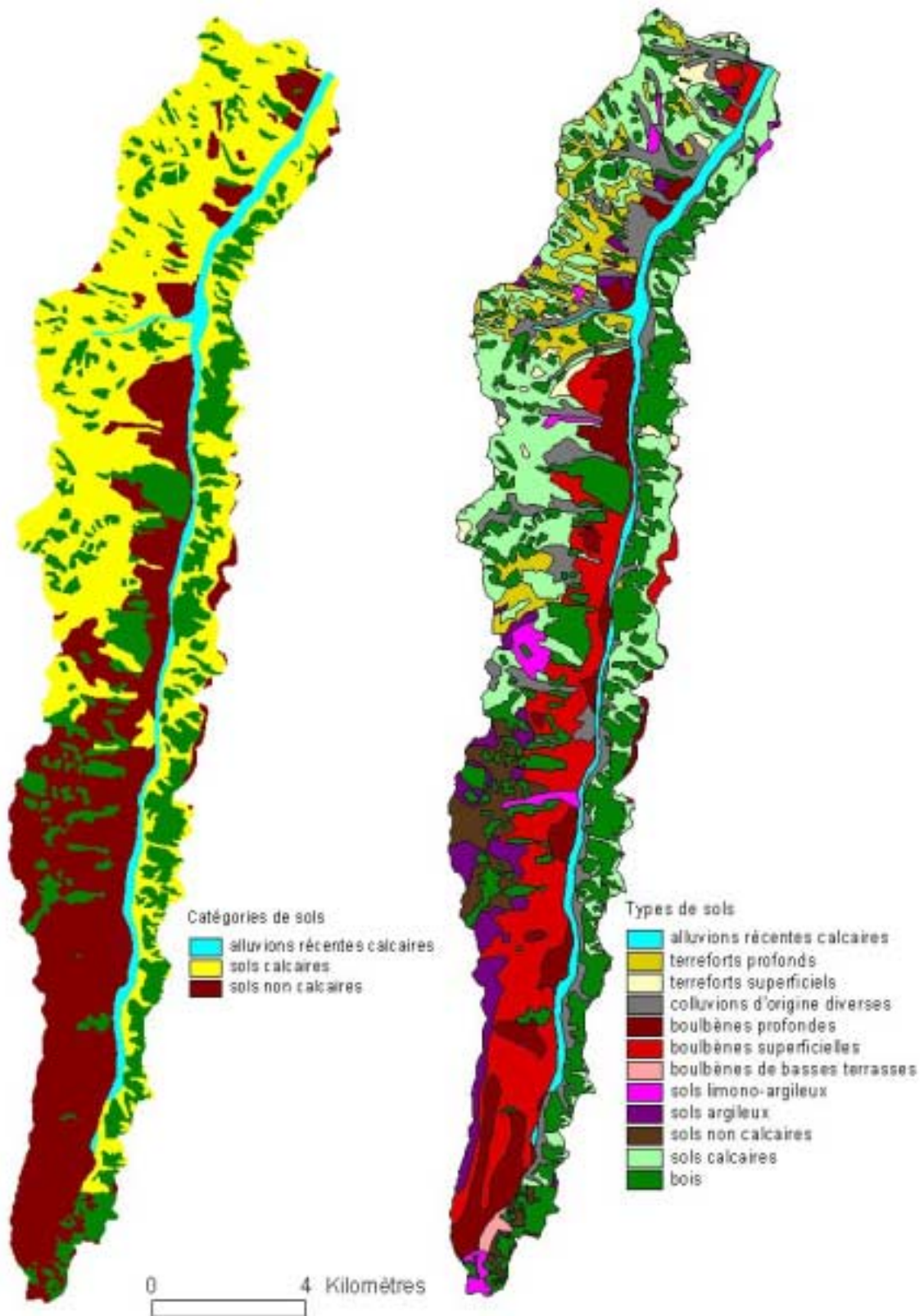


Figure 3.12 : Plan pédologie d'après la carte pédologique au 1/50.000 (CACG, 1965).

- les sols calcaires regroupent des sols calcaires squelettiques sur marne sur fortes pentes, supérieure à 15 %. Ils sont peu décrits car considérés comme peu aptes à la mise en culture.

Les sols non calcaires peuvent être regroupés en deux grands types :

- les boubènes présentent un profil constitué d'au moins deux horizons différents séparés par un horizon de transition (cf. figure 3.13). L'horizon de surface est de texture limoneuse, sa faible teneur en argile, moins de 20% en général, conduit à la formation d'une croûte de battance. Cet horizon de surface présente une profondeur variable distinguant ainsi les « boubènes profondes » des « boubènes superficielles ». En profondeur, l'horizon est argileux, de structure plus fine et plus compacte, il est moins perméable que l'horizon de surface. Cette discontinuité texturale favorise les écoulements hypodermiques au niveau de l'horizon de transition. De manière globale, les sols de boubènes ont une faible perméabilité (2.10^{-9} à 2.10^{-8} m/s) et un faible taux de matière organique (0.5 à 2 %) ;
- les sols non calcaires forment un groupe de sols distingué du fait de leur caractère non calcaire. Les sols argileux et argilo-limoneux ont une origine détritique et ne subsistent plus qu'en ligne de crête ou sur le haut des versants. Les sols limono-argileux occupent des sites plus larges et plus variés. Ils peuvent se présenter sous trois formes :
 - en sommet de butte ou de bombement, l'argile molassique de la roche-mère apparaît à faible profondeur et la texture de surface est argilo-limoneuse. Grâce à leur pente naturelle, si le travail du sol est fait de façon raisonnée, ces sols ont une vitesse de ressuyage assez rapide et ne nécessitent pas la présence de drains ;
 - sur des versants longs à pente douce, l'argile de la roche mère apparaît plus profondément, environ 50 cm, et la texture de surface est limono-argileuse. La circulation latérale de l'eau est moins rapide que dans les sols précédents, mais ils sont plus faciles à travailler car ils ont une cohésion moindre du fait de la moindre teneur en argile. Le drainage s'avère nécessaire dans des zones topographiques défavorables où se concentre l'eau issue du ruissellement ou de l'écoulement hypodermique ;
 - au pied des versants et sur des portions de très faible pente, les colluvions non calcaires dont la texture de surface compte moins de 20% d'argile. Ces sols sont perméables sur une profondeur importante, l'argile n'apparaît que vers 90-100cm. Ils favorisent donc le stockage de grandes quantités d'eau et rendent le drainage nécessaire.

La part de chaque type de sol sur le bassin du Sousson est donnée dans le tableau 3.2. Les deux grandes catégories de sols, « sols calcaires » et « sols non calcaires », sont représentées de manière équivalente sur le bassin. Les deux types de sol les plus présents sont : les boubènes (27%) en amont et les sols calcaires (23%) en aval du bassin.

A l'échelle du petit bassin versant, l'analyse des sols est cruciale vis à vis de la caractérisation du transfert des produits phytosanitaires.

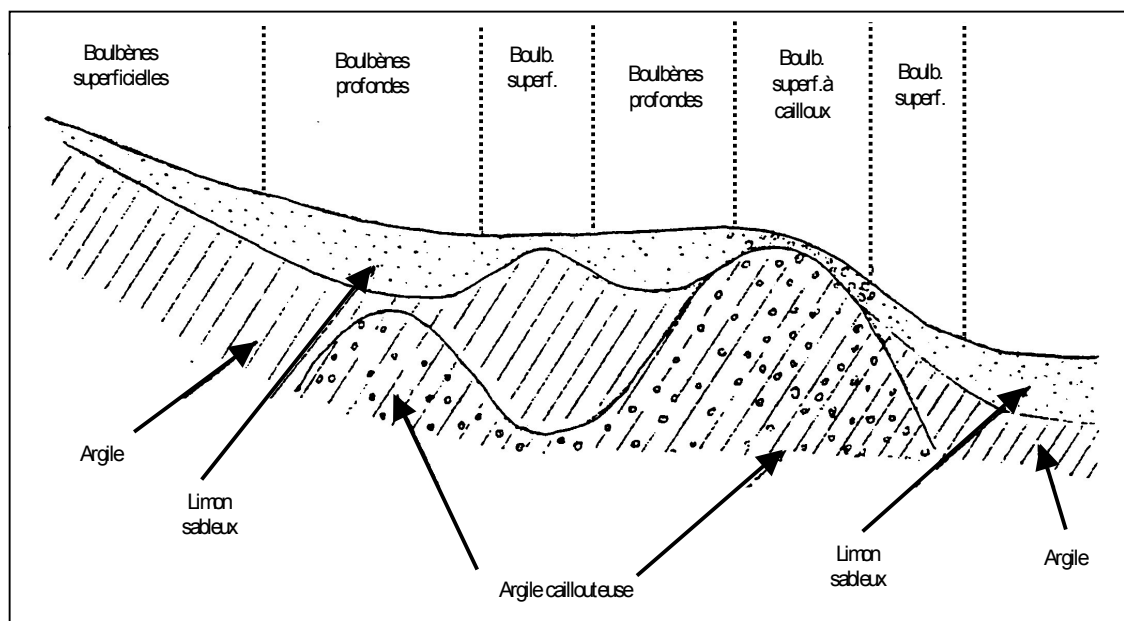


Figure 3.13 : Profil des sols de bouldiers (d'après CACG, 1965)

| Catégories de sol | Type de sol | Proportion (%) | Total (%) |
|--------------------|--------------------------------|----------------|-----------|
| Alluvions récentes | Alluvions récentes calcaires | 5 | 5 |
| Sols calcaires | Terreforts profonds | 7 | |
| | Terreforts superficiels | 2 | |
| | Colluvions d'origines diverses | 10 | |
| | Sols calcaires | 23 | 42 |
| Sols non calcaires | Bouldiers profonds | 9 | |
| | Bouldiers superficiels | 18 | |
| | Sols limono-argileux | 3 | |
| | Sols argileux | 5 | |
| | Sols non calcaires | 4 | 39 |
| Divers | Bois | 13 | 13 |

Tableau 3.2 : Répartition des différents types de sol sur le bassin versant du Sousson

3.2.5. Occupation du sol

Le plan « occupation du sol » contient deux types d'information : les limites parcellaires et leur contenu pour différentes années agronomiques. La reconnaissance de l'occupation du sol parcellaire a connu deux modes d'acquisition : deux campagnes de terrain exhaustives en 1995 et 1996 et une mise à jour de certains thèmes par télédétection satellitale en 1997 et 1998.

3.2.5.1. Les limites parcellaires

Les limites parcellaires ont été digitalisées à partir d'un jeu **photographies aériennes couleurs au 1/30.000** datant de juillet 1986 et éventuellement corrigées exhaustivement sur le terrain au cours de l'année 1995 par la CACG. Une seconde campagne de terrain en 1996 a permis de vérifier la stabilité de position des limites parcellaires. Entre deux années agronomiques consécutives, très peu de changements ont été notés : quelques partitions et quelques regroupement de parcelles. Cette

constatation nous amène à supposer la stabilité temporelle des limites parcellaires sur quelques années agronomiques consécutives, de 1995 à 1998.

| Thème | Surf.95 (%) | Surf.96 (%) | Thème | Surf.95 (%) | Surf.96 (%) |
|-----------|-------------|-------------|---------|-------------|-------------|
| prairie | 32 | 28 | jachère | 3 | 4 |
| bois | 22 | 22 | soja | 1 | 2 |
| maïs | 17 | 17 | colza | 1 | 1 |
| céréales | 14 | 15 | pois | 1 | 1 |
| tournesol | 5 | 6 | sorgho | 1 | 1 |
| ferme | 4 | 4 | | | |

Tableau 3.3 : Répartition générale de l'occupation du sol en pourcentage de surface sur le bassin versant du Sousson pour 1995 et 1996.

Les parcelles agricoles, les zones de bois et de bâti exclues, sont de taille petite à moyenne, leur surface moyenne est de 3.4 ha, 25% de parcelles comptent moins 1.2 ha, 50% moins de 2.3 ha, 75% moins de 4.3 ha.

3.2.5.2. Occupation du sol 1995 et 1996

L'occupation du sol des parcelles a été reconnue de manière exhaustive sur le terrain par la CACG en 1995 et 1996. Cela a permis de disposer d'un inventaire complet des types d'occupation du sol, de leur part respective (cf. tableau 3.3) et de leur localisation. Cependant, la reconnaissance sur le terrain de plus de 3700 parcelles, chaque année, est une entreprise longue et coûteuse.

3.2.5.3. Mise à jour de l'occupation du sol 1997 et 1998 par télédétection

Pour les années 1997 et 1998, l'occupation du sol a été mise à jour par l'exploitation d'images satellites SPOT multispectrales. L'étude portant sur le transfert d'atrazine, herbicide du maïs, nous nous sommes attachés à identifier le plus précisément possible le thème maïs.

La méthode classique de détermination de l'occupation du sol en zone tempérée consiste à acquérir deux à trois images dans l'année agronomique à des périodes discriminant les stades végétatifs des différentes cultures. A partir de parcelles d'apprentissage reconnues sur le terrain au moment des prises de vue, il est possible d'opérer une classification des pixels de la composition des images superposées géographiquement. Cette méthode comporte cependant des limites en zone de petit parcellaire à cause des pixels mixtes (situés à cheval sur plusieurs parcelles par opposition aux pixels purs) et des corrections géométriques qui deviennent très délicates. Ce type de classification, basée sur le seul décodage de la radiométrie des pixels, ne permet pas d'exploiter la connaissance de la structure du parcellaire et des antécédents culturels. La nécessité de disposer d'un triplet d'images de bonne qualité aux dates souhaitées requiert la programmation de satellites, ce qui s'avère onéreux et contraignant.

Dans le cadre de cette étude, il a été choisi d'opérer **une classification à la parcelle**, sur une seule image par année, en valorisant la connaissance des limites précises du parcellaire et des précédents culturels. Le principe général de la méthode est donné à la figure 3.14. Les images acquises sont de

type SPOT multispectrales à la résolution de 20m, du 03 août 1997 et du 14 août 1998, et correspondent à des dates où les cultures d'hiver sont récoltées et où le maïs a un stade végétatif discriminant.

La première étape consiste à opérer une classification pixel à pixel à partir de parcelles d'apprentissage et de la méthode du maximum de vraisemblance. L'analyse bi-dimensionnelle des spectres des parcelles d'apprentissage montre qu'il n'est pas possible de séparer tous les thèmes de la nomenclature mise en place par la CACG en 1995 et 1996 (cf. figure 3.15). Comme il a été précisé précédemment, l'effort de classification doit porter sur le thème maïs. Or, il apparaît qu'il existe une confusion entre les thèmes bois et maïs, le maïs étant dans un végétatif développé au moment de l'acquisition des données satellitales.

Au cours de la deuxième étape, les résultats de la classification pixel à pixel sont affectés à la couche d'information relative au parcellaire. Afin d'éliminer les pixels proches des limites de parcelles qui présentent une radiométrie de zone de mélange et qui risquent d'être mal classés, l'information n'est extraite que sur les cœurs de parcelle, parcelles diminuées d'une bande de 20m (taille du pixel d'une image SPOT) autour de ses limites. Les thèmes stables dans le temps (bâti, bois, eau) sont reconduits d'une année sur l'autre. L'affectation du thème maïs à une parcelle s'opère suivant l'arbre de décision présenté à la figure 3.16 après examen de la répartition des pixels classés dans le cœur de parcelle.

Enfin le résultat de cette classification est vérifié sur un jeu de parcelles n'ayant pas servi à l'étape d'apprentissage. Cette méthode a été testée pour la détermination de l'occupation du sol sur le bassin du Sousson en 1996 en se servant des antécédents cultureux de 1995 (Andreeva, 1998). La comparaison avec les résultats de la détermination exhaustive de terrain permet une validation complète de la classification. Après l'étape de classification monodate, affectation à la parcelle du thème majoritaire dans le cœur de parcelle et reconduction de thèmes stables dans le temps, 72.8% des parcelles et 81.2% des surfaces (dont 84.2% des surfaces en maïs) sont bien classées. Après application de l'arbre de décision (cf. figure 3.16), sur les 561 parcelles reconnues en maïs sur le terrain, 79 parcelles ont demandé un examen visuel. Parmi ces 79 parcelles :

- 29 % ont été redécoupée et une partie seulement est en maïs ;
- 33 % sont des petites parcelles étroites ;
- 25 % présentent une confusion avec le bois était assez forte pour faire chuter la valeur du pourcentage de surface du thème majoritaire ;
- pour 12 % on peut incriminer un léger décalage dû au géoréférencement.

A l'issue de cette phase, la totalité des parcelles en maïs sont bien classées.

| | | 1996 | | | | |
|------|-----------|--------------------------|-------------|-------------|-------------|-------------|
| | | maïs | Céréales | tournesol | prairie | jachère |
| 1995 | maïs | 0.58 ¹ | 0.14 | 0.15 | 0.07 | 0.15 |
| | céréales | 0.16 ² | 0.22 | 0.42 | 0.10 | 0.20 |
| | tournesol | 0.03 | 0.19 | 0.05 | 0.03 | 0.06 |
| | prairie | 0.13 | 0.27 | 0.29 | 0.75 | 0.42 |
| | jachère | 0.04 | 0.05 | 0.06 | 0.02 | 0.13 |

¹ 58% en surface des parcelles en maïs en 1996 étaient en maïs en 1995.

² 16% en surface des parcelles en maïs en 1996 étaient en céréales en 1995.

Tableaux 3.4 : Répartition de l'occupation du sol parcellaire entre deux années consécutives en fonction du précédent culturel.

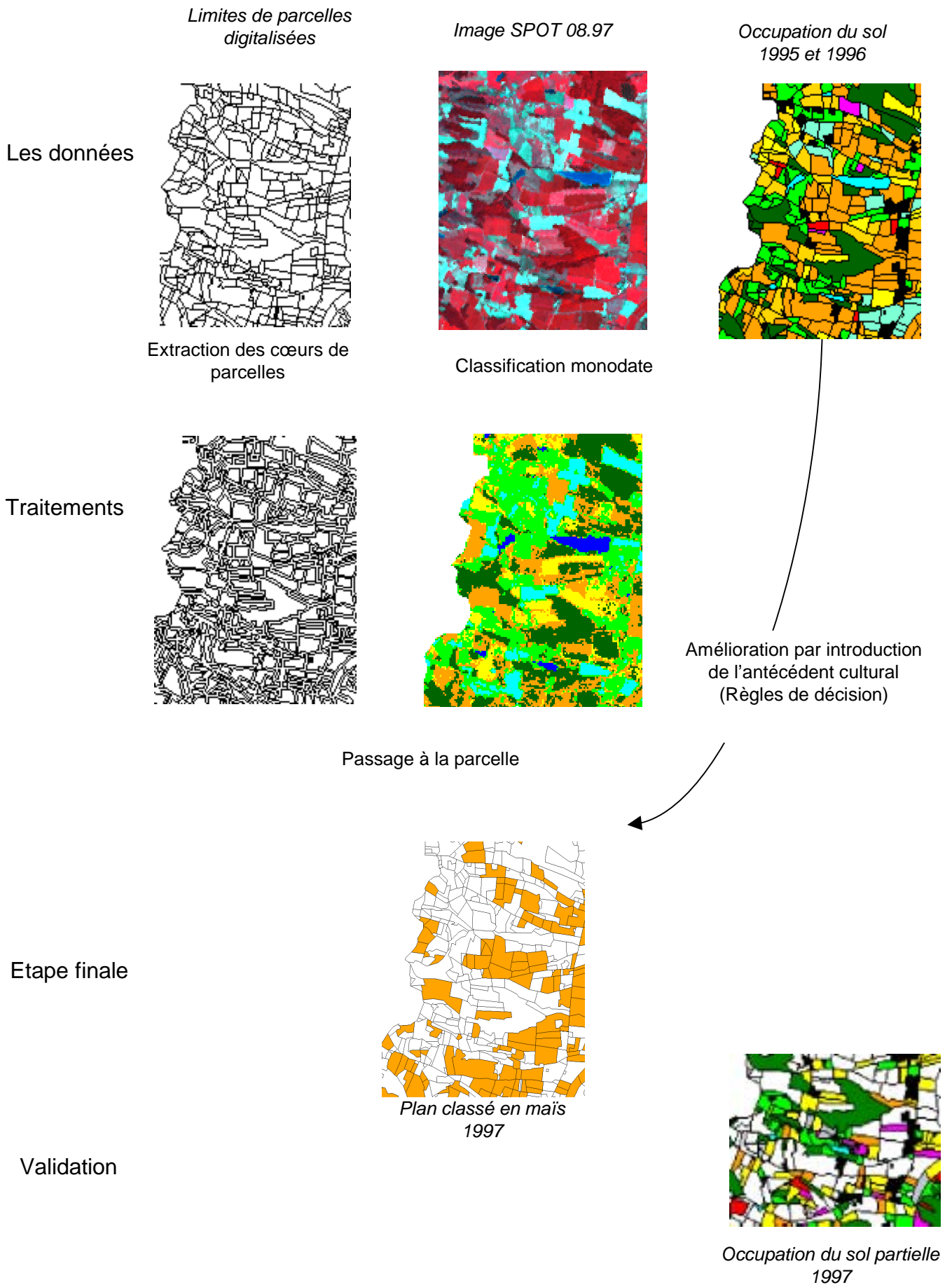


Figure 3.14 : Méthode de classification à la parcelle pour la mise à jour de l'occupation du sol.

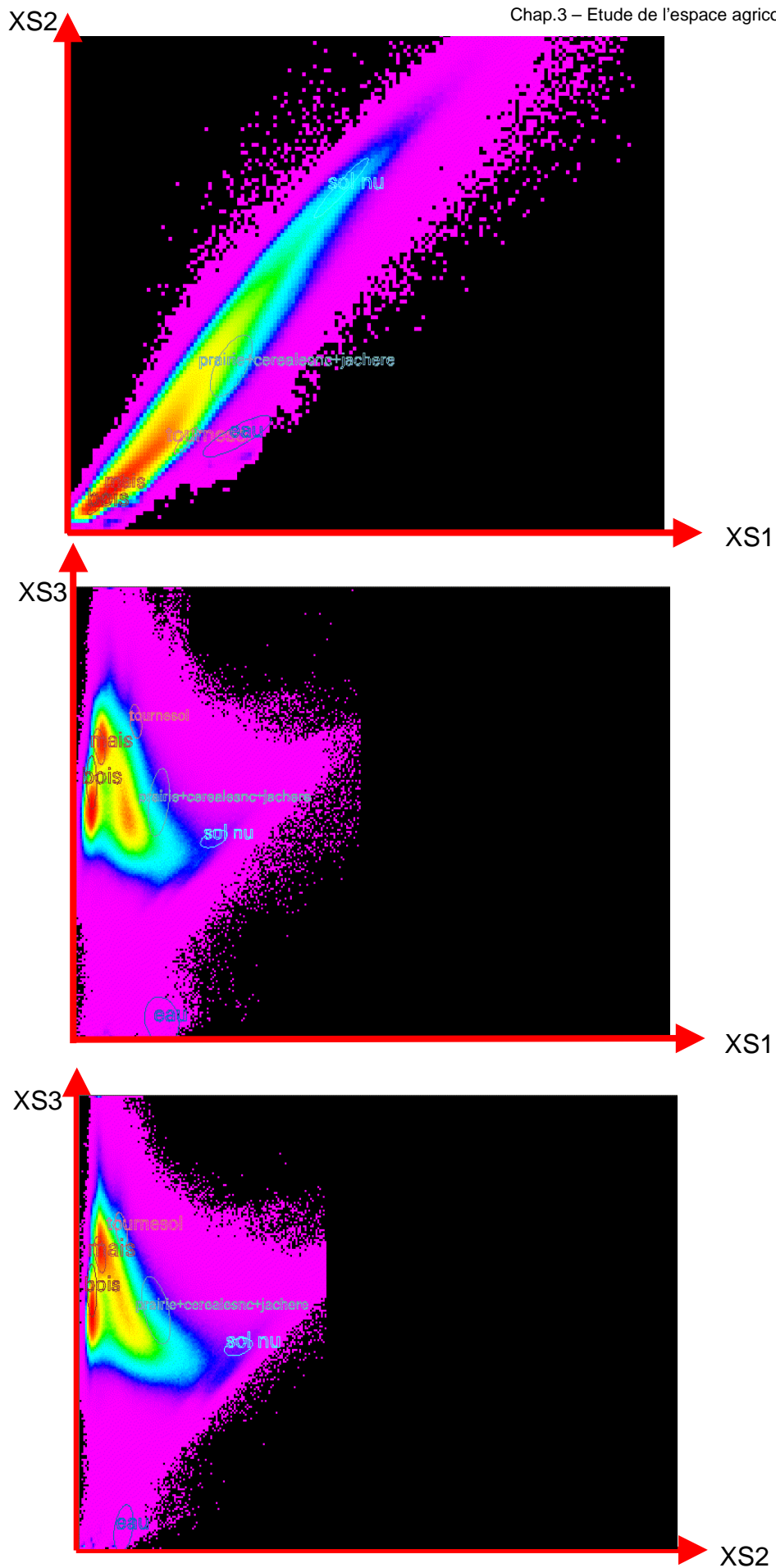


Figure 3.15 : Séparabilité des thèmes à classifier : histogrammes bi-dimensionnels entre les trois canaux de l'image SPOT du 03 août 1997.

Maïs-98 : vaut 1 si la parcelle est classée en maïs, 0 sinon

OC_SOL_96 : occupation relevée sur le terrain en 1996

MAJORITY : thème de la classification pixel à pixel majoritaire dans le cœur de parcelle

MAJ. FRACTION : pourcentage de surface que représente le thème majoritaire dans le cœur de parcelle ; la valeur du seuil peut être modifiée

Code98 : code intermédiaire

Examen Visuel : cette étape consiste visualiser la parcelle sur fond de l'image SPOT non classée, elle pourrait être remplacée par une étape automatique.

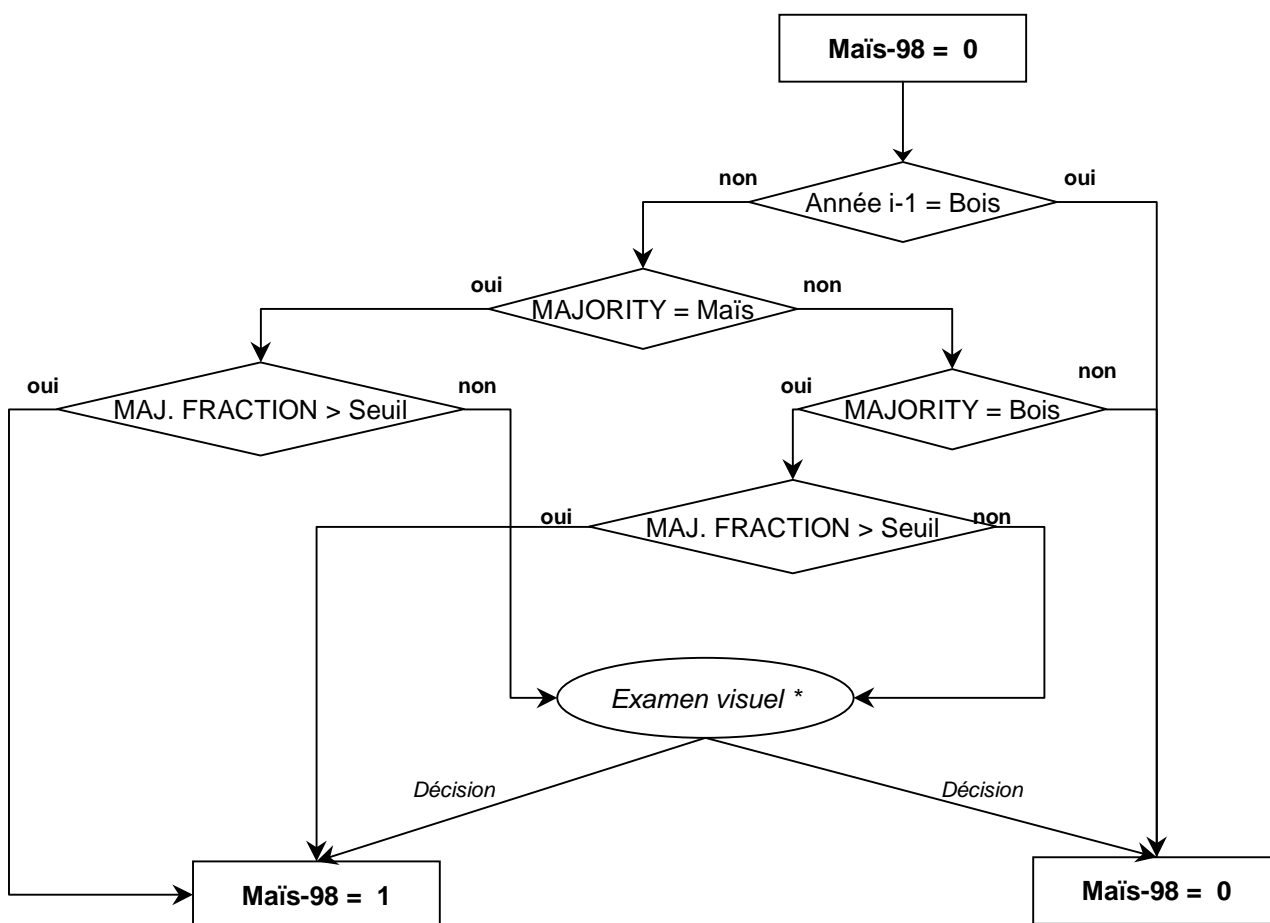


Figure 3.16 : Schématisation des règles de décision pour affecter le thème Maïs à une parcelle.

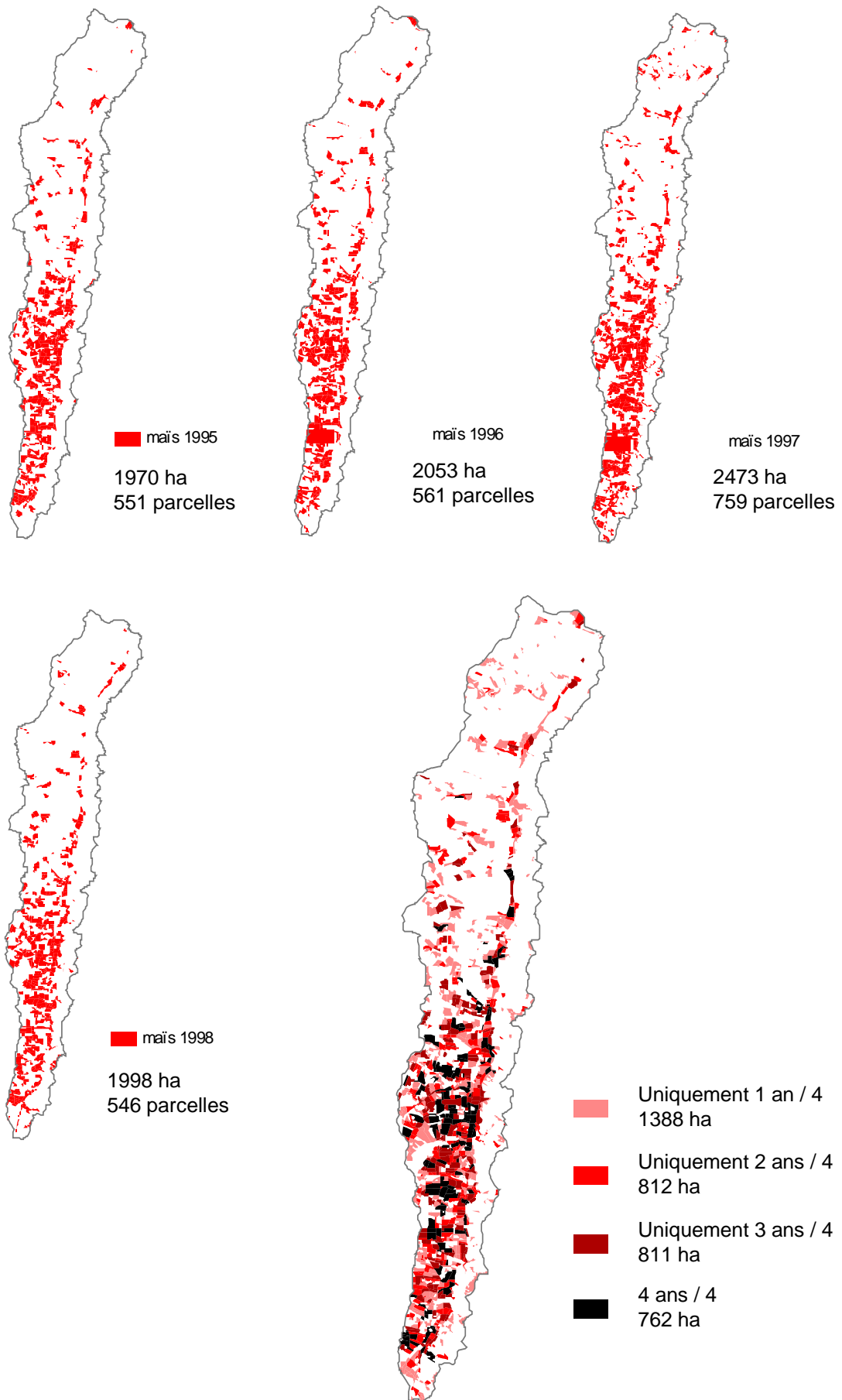


Figure 3.17 : Position des parcelles en maïs en 1995, 1996, 1997, 1998 et représentation des rotations sur ces parcelles

3.2.5.4. Rotations culturales

Disposer de la connaissance de l'occupation du sol pour plusieurs années consécutives permet d'étudier les rotations culturales sur les parcelles. Le tableau 3.4 présente les successions, pour les principaux thèmes d'occupation agricole du sol, entre 1995 et 1996. Les rotations culturales entre tournesol, céréales, prairie et jachère sont pratiquées. Les parcelles en prairie sont assez stables sur les 2 années comme le montre le pourcentage élevé de surface inchangé. Le cas des parcelles en maïs est détaillé à la figure 3.17. Les surfaces en maïs sont stables d'une année à l'autre, malgré une augmentation en 1997. Si une partie de ces surfaces est soumise à la rotation, celles qui ne subissent pas de changement d'occupation du sol au cours des 4 années consécutives représentent 762 ha, soit 36% de la surface en maïs moyenne sur le bassin. Ce résultat illustre deux systèmes de culture répertoriés dans le département, **la monoculture du maïs et la culture du maïs avec rotation**.

3.2.6. Découpage communal

Le découpage suivant les limites communales a été digitalisé à partir de la **carte IGN 1/50.000**. Le bassin s'établit sur 21 communes (cf. figure 3.18). Les attributs associés au découpage communal sont les postes du recensement de la population de 1990, du Recensement Général de l'Agriculture de 1988, les surfaces déclarées en 1994 au titre de la Politique Agricole Commune. Ces informations sont affectées à la commune dans laquelle réside l'individu recensé et il est possible, dans le cas du **RGA** par exemple, que des parcelles soient comptabilisées dans une commune alors qu'elles se trouvent physiquement sur une autre commune. Dans le cas des déclarations au titre de la **PAC**, le code cadastral de chaque parcelle est enregistré, ce qui permet l'extraction d'information sur le territoire communal au sens strict.

3.2.7. Conclusion

Les plans d'informations récoltés vont servir à **caractériser l'espace agricole** dans le but d'extraire des variables indicatrices des processus de transfert des produits phytosanitaires vers les eaux de surface à l'échelle du bassin versant. Les sources d'informations sont disponibles dans la plupart des régions françaises, ce qui confère à la méthode le potentiel de transposabilité. La résolution des données reste cependant une limite de leur utilisation. S'il est possible de les agréger pour décrire un état à une échelle supérieure, il est plus délicat de les utiliser à une résolution plus fine. La **télé-détection** apparaît comme une source de données sur un grand domaine spatial particulièrement adapté à l'étude des aménagements agricoles.

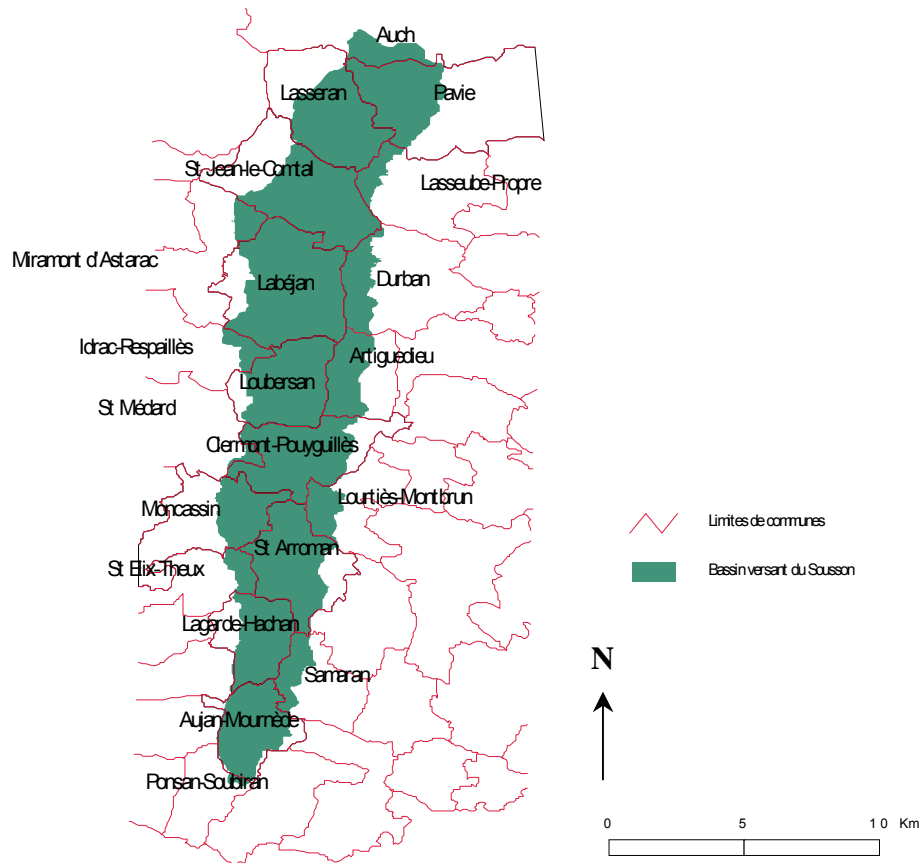


Figure 3.18 : Découpage communal sur le bassin versant du Sousson.

3.3. Relations entre variables spatiales

La gestion du changement d'échelle abordée au chapitre 2 a montré la nécessité de considérer l'espace sous forme de niveaux d'organisation, depuis la parcelle agricole jusqu'au grand bassin versant. Aussi, ce paragraphe propose une analyse des données parcellaires, des données disponibles agrégées au bassin versant et à la maille communale. A chaque niveau d'organisation, les variables de caractérisation sont à définir et leur forme imposera un type d'analyse particulier.

La genèse des sols est en partie liée au relief. Les agriculteurs implantent les cultures en fonction des conditions pédologiques et de pentes ; ils considèrent notamment la facilité de mise en culture et positionnent les cultures principales sur les « meilleures terres ». Environnement topographique, pédologique et occupation du sol ne sont donc pas indépendants.

L'exploration des relations entre variables topographique, pédologique et d'occupation du sol permet de progresser dans la connaissance de l'organisation et la compréhension du fonctionnement d'un espace agricole.

3.3.1. Au niveau d'organisation parcellaire

La parcelle est l'unité spatiale fonctionnelle de l'agriculteur : sur la base de ce découpage de l'espace, il décide de la répartition de ses cultures. La décision d'implanter une culture n'est pas arbitraire mais

dépend de nombreux facteurs, parmi ceux-ci, la topographie et la pédologie. De nombreux autres facteurs interviennent, il est intéressant d'en noter la convergence dans le but de synthétiser des indicateurs.

3.3.1.1. Les données et le type d'analyse

A ce niveau d'organisation, l'occupation du sol est une variable qualitative : une parcelle sera en maïs ou en blé. Compte tenu de la taille moyenne du parcellaire (3.4 ha) et de la nature de l'information pédologique disponible (carte au 1/50.000), le type de sol est considéré comme homogène sur une parcelle. Le contexte topographique d'une parcelle peut être décrit à partir des données de pente. Cependant, le calcul de la pente comme dérivée de l'altitude est fonction de la résolution du MNT de départ (paragraphe 3.2.3.1) et la représentativité d'une telle variable sur une parcelle est incertaine : doit-on choisir la plus forte pente calculée dans la parcelle, la pente moyenne, médiane ? Afin de stabiliser l'information, la topographie relative à une parcelle a été décrite par l'appartenance à une classe définie en fonction de sa position dans la toposéquence : crête, versant, talweg étroit, talweg large (paragraphe 3.2.3.4).

Les données traitées concernent une sélection de 2568 parcelles agricoles parmi les 3710 parcelles repérés sur le bassins versant du Sousson. Les parcelles ont été codées suivant trois modalités relatives à leur contexte topographiques, onze modalités pédologiques et sept modalités d'occupation du sol (cf. tableau 3.5).

Pour explorer ces données qualitatives, l'analyse des correspondances multiples (ACM), a été choisie. Elle permet de dresser un bilan des ressemblances entre modalités : deux modalités se ressemblent d'autant plus qu'elles sont présentes ou absentes simultanément chez un grand nombre d'individus (Escofier, Pagès, 1998).

| OCCUPATION DU SOL | | PEDOLOGIE | TOPOGRAPHIE |
|-----------------------|-------------|----------------------|--------------|
| thème observé en 1996 | recodage | | |
| maïs | maïs | alluvions | crete |
| maïs monoculture | maïs monoc. | terref. Prof. | versant |
| céréales | céréales | terref. Superf. | talw. étroit |
| tournesol | tournesol | Colluv. | talw. large |
| prairie | prairie | boulb. Prof. | |
| jachère | jachere | boulb. Superf. | |
| tabac | autre | sols limono-argileux | |
| soja | autre | sols argileux | |
| pois | autre | sols non calc. | |
| sorgho | autre | sols calcaires | |
| colza | autre | bois | |
| maraichage | autre | | |
| vigne | autre | | |
| bois | éliminé | | |
| lac | éliminé | | |
| bâti | éliminé | | |

Tableau 3.5 : Modalités retenues pour les parcelles agricoles.

3.3.1.2. Les résultats de l'ACM

Les résultats de l'ACM sont regroupés dans les tableaux 3.6 à 3.8 et à la figure 3.19. L'analyse porte sur les données recodées suivant un tableau de Burt obtenu en croisant toutes les modalités des trois variables. Le long de la diagonale, des sous-tableaux diagonaux croisent chaque modalité avec elle-même, donnant donc leur effectif. Les totaux de ligne et de colonne de cette matrice symétrique indiquent le nombre de combinaisons relatives à une modalité.

Les valeurs propres sont relativement faibles et régulièrement réparties à l'exception de celle représentant la première dimension porteuse de l'information essentielle du tableau de donnée : cette valeur propre a une valeur très élevée pour une ACM, 0.63, sachant que la valeur maximale est 1, cas où pour chaque variable tous les individus présentant la même modalité sont situés au même point. Les pourcentages d'inertie⁴, calculés suivant la métrique du χ^2 , sont assez faibles, comme classiquement pour une ACM, et servent à apprécier l'importance des différentes valeurs propres. Les coordonnées et les contributions des modalités et des variables sont données au tableau 3.8. Les variables topographique et pédologique contribuent de manière équivalente à la dimension 1 expliquant chacune près de 40% de son inertie. L'inertie de la dimension 2 est essentiellement expliquée par les modalités *crête*, *talweg étroit*, *sol argileux*, *sol limono-argileux* et **tourne-sol**. La faible masse⁵ de la modalité tourne-sol lui confère cependant peu de sens. Par contre, la dimension 1 oppose clairement les zones de talweg large associées aux sols de brouillards et aux alluvions récentes et à la culture du maïs aux zones de versant associées aux sols calcaires (terreforts, colluvions, et divers calcaires) et aux parcelles de prairie et de céréales. Ces deux groupes de modalités présentent géographiquement une opposition amont-aval dans le bassin versant. Les parcelles en tourne-sol, en jachère et les autres thèmes d'occupation du sol tiennent une position médiane entre ces deux pôles. Au sein de ces deux groupes, les sous-ensembles qui se distinguent sont :

- le maïs cultivé préférentiellement sur sols de brouillard, en particulier les maïs en monoculture ou sur alluvions récentes ;
- les céréales plutôt associées aux sols de terrefort ;
- les prairies sur sols dits calcaires et colluvions.

Ces résultats montrent l'organisation générale de l'espace agricole sur le bassin versant qui résulte de l'utilisation des sols par les agriculteurs. La structure des ensembles formés dépasse les variables utilisées et intègre un ensemble de paramètres agronomiques : il est fort probable que le groupe de parcelles en monoculture de maïs sur brouillards, sol hydromorphe, en zone de talweg large, donc vulnérable aux inondations, soit drainé artificiellement pour assurer un bon déroulement de la culture.

⁴ Pourcentage d'inertie : soit une variable à r modalités, si un facteur est très lié à cette variable (i.e. si le rapport de corrélation entre la variable et le facteur est très proche de 1), alors le pourcentage d'inertie extrait de cette variable est : $100/(r-1)$. Par conséquent, si les variables possèdent un grand nombre de modalités, même les pourcentages d'inertie associés aux premiers facteurs sont faibles.

⁵ La masse d'une modalité est le rapport entre l'effectif de cette modalité et le produit du nombre d'individus par le nombre de variables.

ANALYSE DES CORRESPONDANCES MULTIPLES des données parcellaires
Table de Burt

| | crete | versant | talw. étroit | talw. large | Alluvions | terref. Prof. | terref. Superf. | Colluv. | boulb. Prof. | boulb. Superf. | sols limono-argileux | sols argileux | sols non calc. | sols calcaires | bois | maïs | céréales | tournesol | prairie | jachère | maïs monoculture | autre | total |
|----------------------|-------|---------|--------------|-------------|-----------|---------------|-----------------|---------|--------------|----------------|----------------------|---------------|----------------|----------------|------|------|----------|-----------|---------|---------|------------------|-------|-------|
| crete | 89 | 0 | 0 | 0 | 0 | 8 | 4 | 8 | 6 | 9 | 4 | 13 | 3 | 18 | 16 | 7 | 22 | 12 | 34 | 4 | 4 | 6 | 267 |
| versant | 0 | 1560 | 0 | 0 | 60 | 144 | 30 | 229 | 64 | 139 | 41 | 56 | 88 | 468 | 241 | 183 | 338 | 112 | 680 | 121 | 36 | 90 | 4680 |
| talw. étroit | 0 | 0 | 149 | 0 | 13 | 11 | 0 | 18 | 8 | 38 | 9 | 12 | 13 | 15 | 12 | 15 | 35 | 19 | 51 | 11 | 9 | 9 | 447 |
| talw. large | 0 | 0 | 0 | 770 | 75 | 3 | 0 | 33 | 203 | 362 | 6 | 59 | 4 | 6 | 19 | 199 | 125 | 55 | 165 | 53 | 103 | 70 | 2310 |
| Alluvions | 0 | 60 | 13 | 75 | 148 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 30 | 26 | 15 | 40 | 16 | 11 | 10 | 444 |
| terref. Prof. | 8 | 144 | 11 | 3 | 0 | 166 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 10 | 38 | 15 | 79 | 7 | 1 | 16 | 498 |
| terref. Superf. | 4 | 30 | 0 | 0 | 0 | 0 | 34 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 5 | 11 | 2 | 11 | 3 | 0 | 2 | 2 | 102 |
| Colluv. | 8 | 229 | 18 | 33 | 0 | 0 | 0 | 288 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 34 | 68 | 19 | 120 | 21 | 4 | 22 | 22 | 864 |
| boulb. Prof. | 6 | 64 | 8 | 203 | 0 | 0 | 0 | 0 | 281 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 56 | 51 | 22 | 76 | 24 | 31 | 21 | 21 | 843 |
| boulb. Superf. | 9 | 139 | 38 | 362 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 548 | 0 | 0 | 0 | 0 | 132 | 83 | 38 | 130 | 45 | 67 | 53 | 53 | 1644 |
| sols limono-argileux | 4 | 41 | 9 | 6 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 60 | 0 | 0 | 0 | 8 | 11 | 9 | 24 | 4 | 2 | 2 | 2 | 180 |
| sols argileux | 13 | 56 | 12 | 59 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 140 | 0 | 0 | 0 | 36 | 37 | 15 | 26 | 8 | 12 | 6 | 6 | 420 |
| sols non calc. | 3 | 88 | 13 | 4 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 108 | 0 | 0 | 0 | 26 | 25 | 9 | 24 | 13 | 6 | 5 | 5 | 324 |
| sols calcaires | 18 | 468 | 15 | 6 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 507 | 0 | 0 | 33 | 116 | 42 | 260 | 26 | 7 | 23 | 23 | 1521 |
| bois | 16 | 241 | 12 | 19 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 288 | 34 | 54 | 12 | 140 | 22 | 11 | 15 | 15 | 864 |
| maïs | 7 | 183 | 15 | 199 | 30 | 10 | 5 | 34 | 56 | 132 | 8 | 36 | 26 | 33 | 34 | 404 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 1212 |
| céréales | 22 | 338 | 35 | 125 | 26 | 38 | 11 | 68 | 51 | 83 | 11 | 37 | 25 | 116 | 54 | 0 | 520 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 1560 |
| tournesol | 12 | 112 | 19 | 55 | 15 | 15 | 2 | 19 | 22 | 38 | 9 | 15 | 9 | 42 | 12 | 0 | 0 | 198 | 0 | 0 | 0 | 0 | 594 |
| prairie | 34 | 680 | 51 | 165 | 40 | 79 | 11 | 120 | 76 | 130 | 24 | 26 | 24 | 260 | 140 | 0 | 0 | 0 | 930 | 0 | 0 | 0 | 2790 |
| jachère | 4 | 121 | 11 | 53 | 16 | 7 | 3 | 21 | 24 | 45 | 4 | 8 | 13 | 26 | 22 | 0 | 0 | 0 | 0 | 189 | 0 | 0 | 567 |
| maïs monoculture | 4 | 36 | 9 | 103 | 11 | 1 | 0 | 4 | 31 | 67 | 2 | 12 | 6 | 7 | 11 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 152 | 0 | 456 |
| autre | 6 | 90 | 9 | 70 | 10 | 16 | 2 | 22 | 21 | 53 | 2 | 6 | 5 | 23 | 15 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 175 | 525 |
| Total | 267 | 4680 | 447 | 2310 | 444 | 498 | 102 | 864 | 843 | 1644 | 180 | 420 | 324 | 1521 | 864 | 1212 | 1560 | 594 | 2790 | 567 | 456 | 525 | 23112 |

Tableau 3.6 : Modalités parcellaires regroupées suivant une table de Burt.

ANALYSE DES CORRESPONDANCES MULTIPLES des données parcellaires
Valeurs Propres et Inertie de toutes les Dimensions

Inertie Totale=6,3333

| Dimension | Valeur Propre | %age Inertie | %age Cumulé | Chi ² |
|-----------|---------------|--------------|-------------|------------------|
| 1 | 0,63 | 9,89 | 9,89 | 5182,67 |
| 2 | 0,39 | 6,21 | 16,10 | 3253,02 |
| 3 | 0,38 | 5,93 | 22,03 | 3106,11 |
| 4 | 0,37 | 5,77 | 27,80 | 3020,67 |
| 5 | 0,36 | 5,61 | 33,41 | 2938,44 |
| 6 | 0,35 | 5,51 | 38,92 | 2887,37 |
| 7 | 0,34 | 5,41 | 44,33 | 2833,84 |
| 8 | 0,34 | 5,33 | 49,66 | 2794,77 |
| 9 | 0,34 | 5,30 | 54,96 | 2774,70 |
| 10 | 0,33 | 5,26 | 60,22 | 2757,37 |
| 11 | 0,33 | 5,24 | 65,46 | 2747,18 |
| 12 | 0,32 | 5,11 | 70,58 | 2679,71 |
| 13 | 0,31 | 4,93 | 75,51 | 2582,04 |
| 14 | 0,31 | 4,92 | 80,43 | 2577,85 |
| 15 | 0,30 | 4,74 | 85,17 | 2484,47 |
| 16 | 0,30 | 4,68 | 89,85 | 2450,70 |
| 17 | 0,29 | 4,59 | 94,44 | 2405,84 |
| 18 | 0,24 | 3,76 | 98,20 | 1971,96 |
| 19 | 0,11 | 1,80 | 100,00 | 941,22 |

Remarque : La somme des valeurs propres est égale à l'inertie totale.
 L'inertie totale se définit comme la valeur du Chi² divisée par le nombre d'observation
 Aussi, l'ACM peut être considérée comme une décomposition du Chi².

Tableau 3.7 : ACM sur les données parcellaires : Valeurs Propres et Inertie de toutes les dimensions.

ANALYSE DES CORRESPONDANCES MULTIPLES des données parcellaires
Coordonnées Colonnes et Contributions à l'Inertie
Inertie Totale=6,3333

| Modalités | Coord.Dim.1 | Coord.Dim.2 | Masse | Qualité | Inertie Relative | Inertie Dim.1 | Total variable Dim.1 | Inertie Dim.2 | Total variable Dim.2 |
|---------------------|-------------|-------------|-------|---------|------------------|---------------|----------------------|---------------|----------------------|
| <i>crete</i> | -0,407 | 1,804 | 0,012 | 0,123 | 0,051 | 0,003 | | 0,096 | |
| <i>versant</i> | -0,623 | -0,174 | 0,202 | 0,648 | 0,021 | 0,126 | | 0,016 | |
| <i>talw. étroit</i> | 0,054 | 2,007 | 0,019 | 0,248 | 0,050 | 0,000 | | 0,198 | |
| <i>talw. large</i> | 1,299 | -0,245 | 0,100 | 0,749 | 0,037 | 0,269 | 0,398 | 0,015 | 0,325 |
| Alluvions | 0,605 | 0,257 | 0,019 | 0,026 | 0,050 | 0,011 | | 0,003 | |
| terref. Prof. | -0,861 | 0,196 | 0,022 | 0,054 | 0,049 | 0,025 | | 0,002 | |
| terref. Superf. | -0,807 | 0,726 | 0,004 | 0,016 | 0,052 | 0,005 | | 0,006 | |
| Colluv. | -0,561 | -0,061 | 0,037 | 0,040 | 0,047 | 0,019 | | 0,000 | |
| boulb. Prof. | 1,096 | -0,550 | 0,036 | 0,185 | 0,047 | 0,070 | | 0,028 | |
| boulb. Superf. | 1,089 | -0,204 | 0,071 | 0,333 | 0,041 | 0,135 | | 0,008 | |
| sols limono- | -0,461 | 2,084 | 0,008 | 0,109 | 0,051 | 0,003 | | 0,086 | |
| argileux | | | | | | | | | |
| sols argileux | 0,522 | 1,881 | 0,018 | 0,220 | 0,050 | 0,008 | | 0,163 | |
| sols non calc. | -0,382 | 1,383 | 0,014 | 0,090 | 0,050 | 0,003 | | 0,068 | |
| sols calcaires | -0,933 | -0,420 | 0,066 | 0,257 | 0,042 | 0,091 | | 0,030 | |
| bois | -0,674 | -0,472 | 0,037 | 0,085 | 0,047 | 0,027 | 0,397 | 0,021 | 0,416 |
| maïs | 0,804 | 0,085 | 0,052 | 0,122 | 0,044 | 0,054 | | 0,001 | |
| céréales | -0,247 | 0,496 | 0,067 | 0,078 | 0,042 | 0,007 | | 0,042 | |
| tournesol | 0,001 | 1,410 | 0,026 | 0,166 | 0,049 | 0,000 | | 0,130 | |
| prairie | -0,561 | -0,479 | 0,121 | 0,309 | 0,034 | 0,061 | | 0,070 | |
| jachère | 0,093 | -0,019 | 0,025 | 0,001 | 0,049 | 0,000 | | 0,000 | |
| maïs monoc. | 1,570 | -0,264 | 0,020 | 0,159 | 0,050 | 0,078 | | 0,003 | |
| autre | 0,395 | -0,471 | 0,023 | 0,028 | 0,049 | 0,006 | 0,205 | 0,013 | 0,260 |

Remarques :

La Qualité d'un point est le ration entre la distance entre un point et l'origine au carré considérant le nombre choisie de dimension et la distance entre un point et l'origine au carré considérant le nombre total de dimension (N.B. : la métrique est le Chi²). L'inertie relative fait référence à la proportion d'inertie totale expliquée par le point respectif.

Tableau 3.8 : ACM sur les données parcellaires : Coordonnées des modalités et contribution à l'inertie.

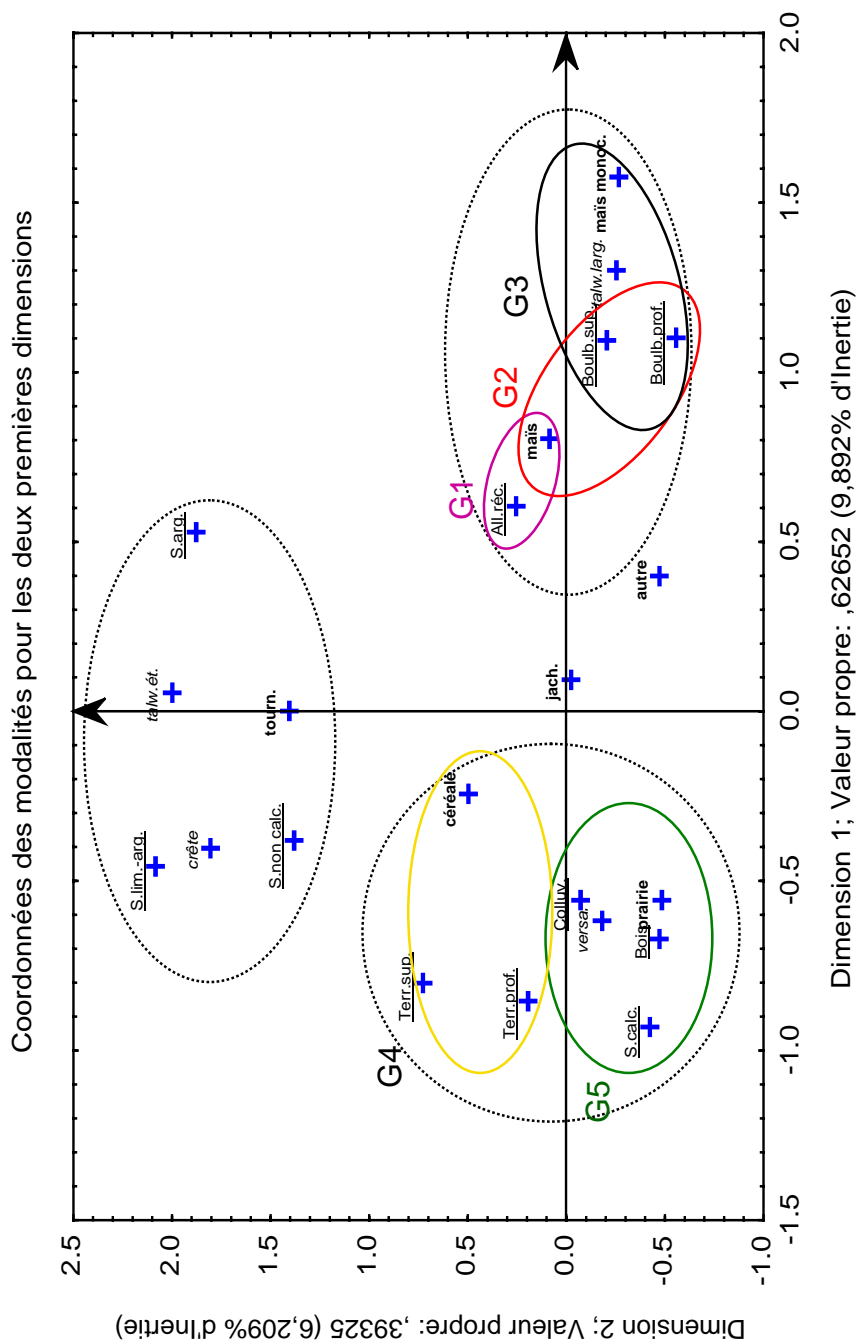
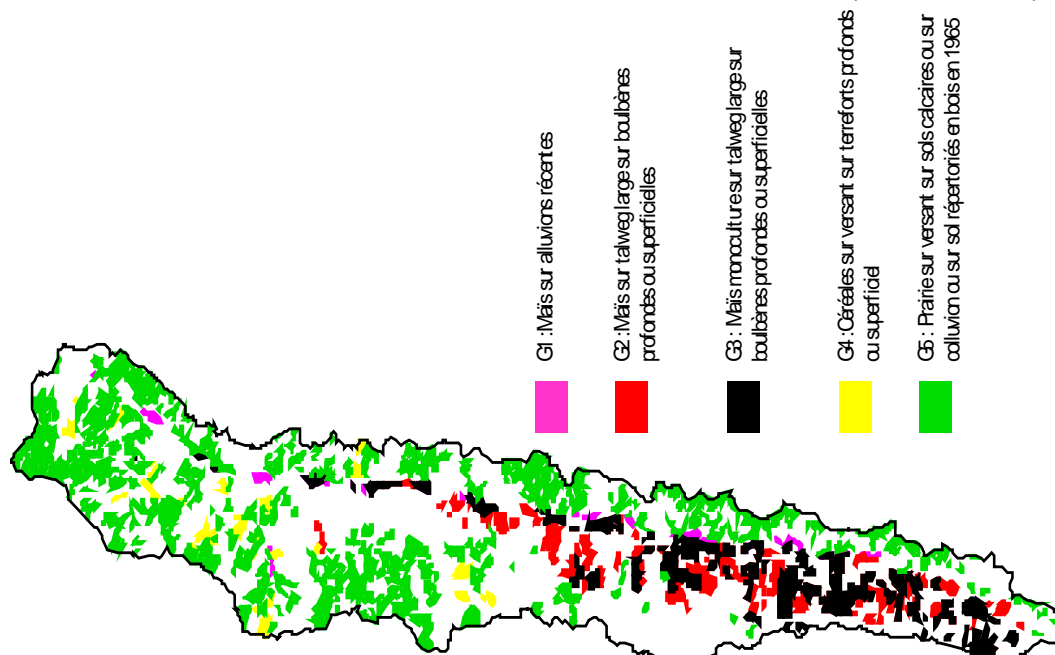


Figure 3.19 : Analyse des Correspondances Multiples des données parcelaires : Plan factoriels suivant les deux premières dimensions, regroupement des modalités et typologie de parcelles.

3.3.1.3. Conclusion

L'étude des données d'occupation du sol, de pédologie et de topographie a montré des liaisons entre certaines modalités qui permettent de définir une typologie de parcelles suivant quatre groupes. Cette typologie semble indicatrice de paramètres difficiles à acquérir systématiquement sur de grandes zones comme la présence d'un réseau de drainage artificiel. En effet, seuls les agriculteurs exploitant détiennent l'information (Lahyrlé G., expert Drainage, CACG, communication personnelle) mais la convergence stable de variables induit un faisceau de présomption de présence de drainage enterré sur une parcelle.

3.3.2. Au niveau d'organisation du bassin versant

Le bassin versant est une unité spatiale relative au fonctionnement hydrologique, une description de la topographie, de la pédologie et de l'occupation du sol s'obtiendra par l'agrégation d'informations récoltées à un niveau d'organisation inférieur. Le choix du mode d'agrégation s'avère déterminant et doit donc être conditionné aux objectifs poursuivis dans la description, même si certaines variables s'imposent généralement.

3.3.2.1. L'agrégation des données

Dans le cas de l'occupation du sol, l'information de base peut être récoltée à la parcelle, soit par un relevé terrain ou par la distribution des données de recensement agricole sur une base cadastrale, soit sur des îlots cultureux homogènes, par télédétection satellitale.

L'information peut être agrégée au bassin versant en un vecteur dont les coordonnées correspondent aux différents thèmes d'occupation du sol identifiés dans la zone d'étude. Chacune des coordonnées peut être exprimée par la surface de chaque culture ou par son pourcentage de la surface totale du bassin. La notion de position à l'intérieur du bassin versant est alors perdue. L'usage du pourcentage permet de traduire l'intensité d'une culture sur le bassin mais élimine la notion de taille absolue des ensembles cultureux qui peut s'avérer intéressante dans la comparaison de plusieurs bassins. L'occupation du sol d'un bassin versant peut aussi être réduite au thème majoritaire, dans ce cas la variable peut devenir qualitative, comme dans le cas d'une parcelle, alors qu'elle était quantitative jusque là.

A propos de la topographie, les informations de base proviennent d'un Modèle Numérique de Terrain et tous les paramètres qui en seront extraits doivent être rapportés à sa résolution. Les pentes sur chaque maille peuvent être regroupées en classes et traitées comme des thèmes d'occupation du sol. Le regroupement des mailles suivant des classes iso-fréquences, iso-amplitudes ou suivant un zonage incluant des critères de valeur et de position, e.g. le plan toposéquence, reflète des choix qui induisent autant de résultats potentiellement différents. La caractérisation de la topographie d'un bassin versant peut aussi être limitée à un seul paramètre quantitatif, e.g. pente moyenne, écart type sur les pentes, ou qualitatif, e.g. bassin faiblement, moyennement ou fortement pentu.

En ce qui concerne la pédologie, la situation se rapporte à celle de l'occupation du sol et des îlots cultureux homogènes. Il faut tout de même noter l'influence de l'échelle des données de sol qui définit la taille des ensembles homogènes et rapporter cette taille à celle des bassins à caractériser. La variable pédologie sera donc obligatoirement qualitative si la taille des ensembles de sol est supérieure à celle des bassins versants ou pourra être quantitative sinon.

Toute forme d'agrégation induira une perte d'information par rapport aux données initiales.

3.3.2.2. Choix et analyses des données

L'analyse des données parcellaires a permis de progresser dans la connaissance des conditions d'implantation des cultures pratiquées sur la zone. Au niveau du bassin versant, il s'agit plutôt de définir une typologie reposant sur des paramètres globaux. Les variables choisies pour une analyse quantitative sont :

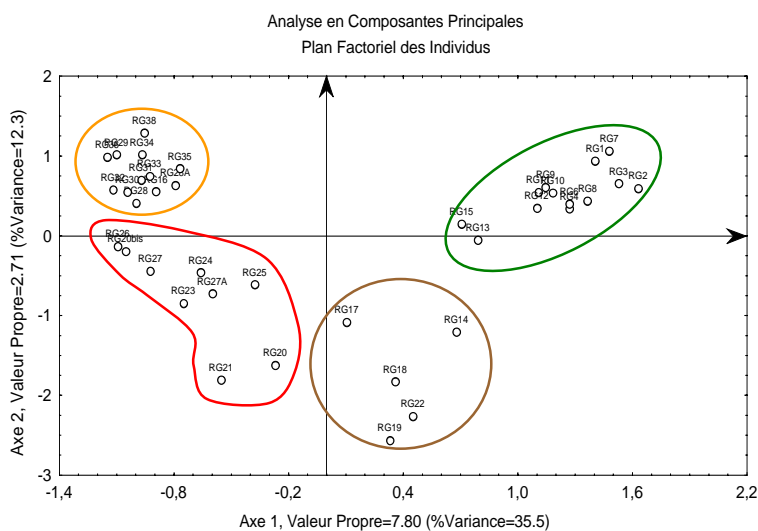
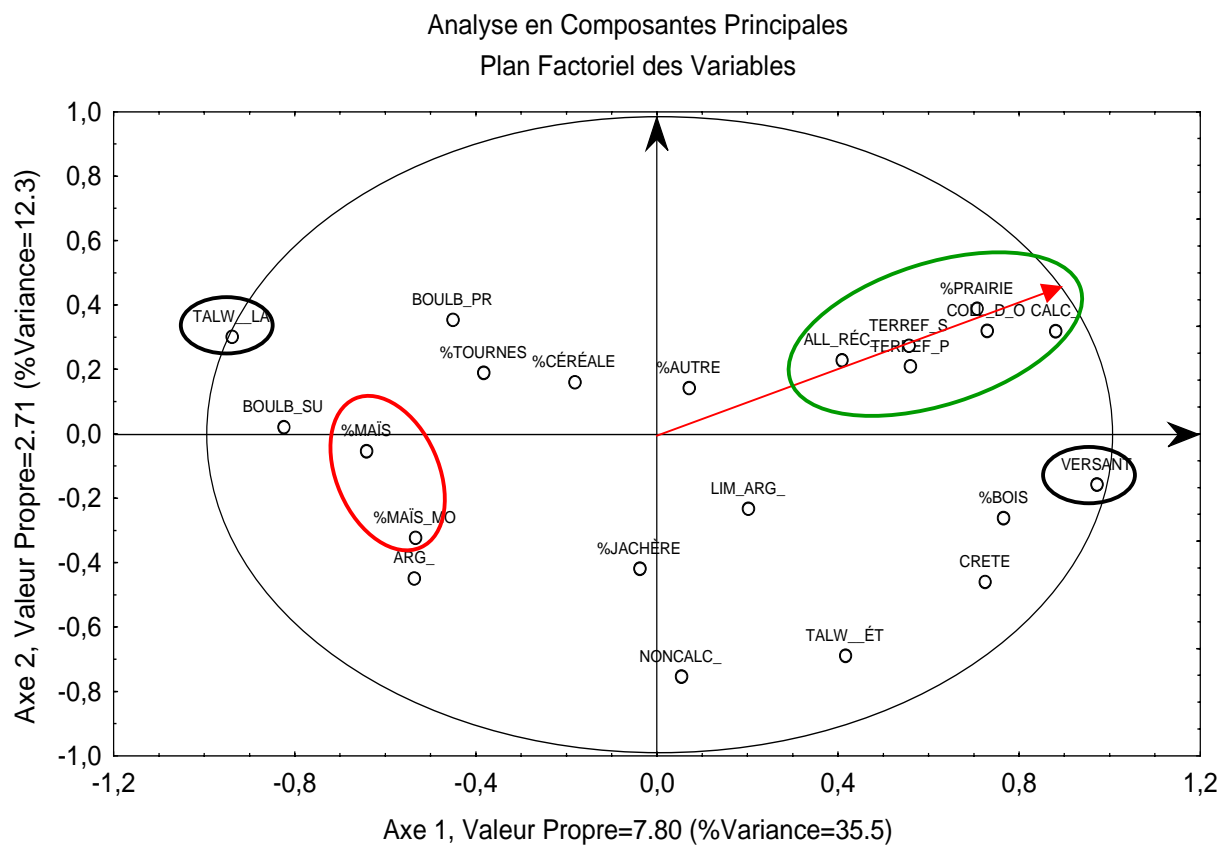
- les pourcentages de surface pour chacun des thèmes d'occupation du sol définis au niveau parcellaire plus le pourcentage de surface en bois, soit 8 variables ;
- les pourcentages de surface pour chacun des types de sol définis au niveau parcellaire, soit 10 variables ;
- les pourcentages de surface pour chacune des zones définies dans le plan toposéquence, soit 4 variables.

L'exploration des variables a été faite par une Analyse en Composantes Principales (A.C.P.) normée. L'objectif de cette analyse est de faire un bilan d'une part des liaisons entre les variables, et d'autre part des ressemblances entre individus.

Les résultats sont obtenus sur 22 variables et 39 individus qui sont les sous-bassins versants indépendants étudiés. Seuls les 6 premiers axes affichent une valeur propre supérieure à 1 (cf. tableau 3.9) ; en deçà de 1, l'axe associé à la valeur propre porte moins d'information qu'une variable isolée. Le premier axe factoriel représente 35,5% de la variance totale du jeu de données, il se détache nettement des autres axes. L'axe 2 représente 12,3% de la variance totale. Les conclusions se limiteront à ces deux axes.

| | Valeur Propre | % Total Variance | Cumul Val.Propr. | %age cumulé |
|---|---------------|------------------|------------------|-------------|
| 1 | 7,81 | 35,48 | 7,81 | 35,48 |
| 2 | 2,71 | 12,33 | 10,52 | 47,80 |
| 3 | 1,74 | 7,92 | 12,26 | 55,72 |
| 4 | 1,47 | 6,66 | 13,72 | 62,38 |
| 5 | 1,34 | 6,09 | 15,06 | 68,47 |
| 6 | 1,11 | 5,04 | 16,17 | 73,51 |

Tableau 3.9 : ACP bassins versants : Tableau des Valeurs Propres.



Les individus (bassins) sont numérotés régulièrement de manière décroissante de l'amont vers l'aval

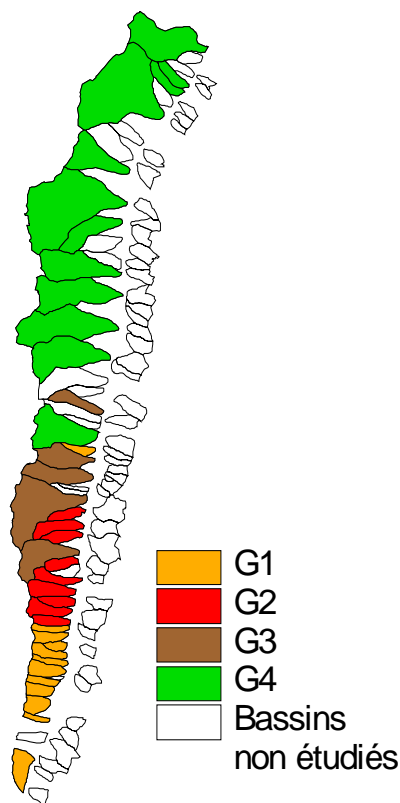


Figure 3.20 : ACP Bassins versants : position des variables et des individus dans le plan factoriel formé par les deux premiers axes, typologie des bassins versants.

Les coordonnées⁶ des variables sont étudiées dans le plan factoriel formé par les deux premiers axes (cf. figure 3.20). La forte opposition entre les variables « versant » et « talweg large » structure l'axe 1 signifiant que les bassins sont soit plutôt pentus (majorité de surface classée en versant) soit plutôt plats (majorité de surface classée en talweg large). Suivant cet axe, les variables pourcentage en maïs et maïs monoculture s'opposent aux variables pourcentage en bois et prairie. Pourcentages en tournesol, céréales, jachère et autres cultures sont mal représentés sur cet axe. On note donc qu'à ce niveau d'organisation, les bassins à vocation maïsicole s'opposent à ceux sur lesquels s'établit la polyculture et l'élevage. Les cultures de céréales, tournesol et autres cultures d'appoint, non principales, se trouvent dans les deux groupes de bassin. Le groupe de variables pourcentage en prairie, colluvions d'origine calcaire, sols calcaires, terreforts superficiels et profonds et alluvions récentes sont très liées dans ce plan factoriel, comme en témoignent les angles identiques entre l'origine et les points variables.

L'analyse de la répartition des individus dans le plan factoriel formé par les deux premiers axes de l'ACP (cf. figure 3.20) révèle quatre sous-populations qui s'établissent suivant un arrangement amont-aval. Le groupe G1 (de RG38 à RG28) rassemble tous les bassins du plateau de l'extrême amont du Sousson, plus le bassin RG16, à vocation maïsicole. Le groupe G2 (de RG27 à RG20) comprend les bassins presque exclusivement tournés vers la maïsiculture, avec notamment les bassins pour lesquels le pourcentage de surface en maïs monoculture est maximal. Le groupe G3 compte 5 bassins pour lesquels l'occupation du sol est variée, il occupe une position médiane dans le bassin général entre les bassins plats et pentus. Enfin dans le groupe G4 se trouvent les bassins de l'extrême aval pour lesquels prairies et forêts dominent l'occupation du sol et où les zones fortement pentues sont le plus représentées.

3.3.2.3. Conclusion

L'ACP normée sur les pourcentages de surface par bassin versant des différentes classes topographiques, pédologiques et d'occupation du sol a permis de définir les groupes de variables corrélées et une typologie associée de bassins. Cette typologie montre la variabilité du jeu de bassin choisi ainsi que sa spécificité. Comme pour l'analyse des parcelles, l'opposition amont-aval ressort fortement. L'étape d'agrégation des données parcellaires au bassin permet aussi d'atteindre des résultats nouveaux : la culture du blé, identifiée comme associée aux sols de terreforts dans l'analyse parcellaire, n'apparaît pas comme discriminante entre les différents bassins versants. Les bassins orientés vers la culture du maïs peuvent être scindés en deux groupes suivant le pourcentage de surface en monoculture.

3.3.3. A l'échelon communal

Les différents recensements en agriculture offrent des informations agrégées à la commune où est située le siège de l'exploitation de l'agriculteur déclarant. L'intérêt est de pouvoir étudier l'association

⁶ En ACP normée, les variables ont le même poids. Le carré de leur coordonnée sur un axe se confond avec leur qualité de représentation et est proportionnelle à leur contribution. L'interprétation porte donc sur les coordonnées des variables sur un axe factoriel soit sur les coefficients de corrélation entre la variable et l'axe (Escofier, Pagès, 1998).

des cultures et leur répartition sur le département à partir de données facilement accessibles. Ainsi le bassin du Sousson pourra être placé dans un contexte général.

3.3.3.1. Les données et le type d'analyse

Les données utilisées proviennent des déclarations au titre de la Politique Agricole Commune pour l'année 1994 et du Recensement Général de l'Agriculture de 1988. Bien qu'assez éloignées de la période d'étude et non concomitantes, ces données ont été étudiées en supposant qu'il existe une stabilité temporelle dans les systèmes culturels départementaux. Le dictionnaire des variables utilisées est décrit au tableau 3.10.

| Variables RGA | | Variables PAC | | | |
|---------------|--|---------------|--|----------|--|
| SAU:ST88 | Rapport SAU sur Surface Totale communale | PCER | Pourcentage de Surface céréales aidées (ensemble) | PSOJA | Pourcentage de Surface soja (ensemble) |
| NBEX88 | Nombre d'exploitation | PBT | Pourcentage de Surface blé tendre aidé | PLIN | Pourcentage de Surface lin (ensemble) |
| SMOYEX88 | Surface moyenne des exploitations | PBD | Pourcentage de Surface blé dur | PPROT | Pourcentage de Surface protéagineux (ensemble) |
| PCEREASAU | Pourcentage de céréales | PMAIS | Pourcentage de Surface maïs | PGEL | Pourcentage de Surface gel |
| PSTH | Pourcentage de Surface Toujours en Herbe | PMAIL | Pourcentage de Surface maïs irrigé | PGELIND | Pourcentage de dont Surface gel industriel |
| PSIRRI | Pourcentage de Surfaces Irriguées | PMA-E | Pourcentage de Surface en Maïs ensilage | PSANL | Pourcentage de Surfaces destinées à l'alimentation du cheptel (ensemble) |
| PSDRAIN | Pourcentage de Surfaces Drainées | PAUTCER | Pourcentage de Surface autres céréales | PPT | Pourcentage de Surfaces prairies temporaires |
| | | POLEA | Pourcentage de Surface oléagineux aidés (ensemble) | PPN | Pourcentage de Surfaces prairies naturelles |
| | | PCO-TO | Pourcentage de Surface colza et tournesol aidés (ensemble) | PSNON | Pourcentage de Surfaces non aidées |
| | | PTOUG | Pourcentage de Surface tournesol exploit. avec gel | PVIG-VER | Pourcentage de Surfaces vigne vierge |
| | | POLPP | Pourcentage de Surface oléagineux petits producteurs | PARTA | Pourcentage de Surface gel ARTA |

Tableau 3.10 : Dictionnaire des variables utilisées dans l'analyse des données communales.

Une première ACP a porté sur les surfaces de chacune des cultures. Elle révèle essentiellement un effet de taille des communes : toutes les variables sont situées du même côté du premier axe factoriel. Les variables sont corrélées deux à deux dans le sens où les communes de faible dimension ont de petites valeurs pour l'ensemble des variables, les communes de grande dimension ont de fortes valeurs pour l'ensemble des variables, les autres occupent une position intermédiaire.

Pour gommer cet effet de taille, une deuxième ACP a été développée sur les pourcentages de surface de chacune des cultures par rapport à la SAU (Surface Agricole Utile) de la commune. L'analyse a porté sur 29 variables et 326 individus sur les 462 disponibles, 136 individus ont donc été exclus car ils présentaient au moins une valeur manquante pour une des variables étudiées. Dans les données de recensement, une variable est non renseignée dès qu'un seuil de confidentialité est dépassé. Dans le cas des données du RGA, une variable n'est pas renseignée dès qu'elle concerne moins de trois exploitations sur la commune.

3.3.3.2. Résultats de l'ACP normée sur les pourcentages de surface

Seulement sept valeurs propres sont supérieures à 1 et une grande part de l'information est concentrée sur les deux premiers axes représentant respectivement 26% et 20% de la variance totale (cf. tableau 3.11). La représentation des variables dans le plan factoriel formé par les deux premiers axes (cf. figure 3.21) montre :

- sur l'axe 1, une opposition entre pourcentages en maïs et en prairie et pourcentages en blé (blé tendre et blé dur) et en oléagineux (colza, tournesol) ;
- sur l'axe 2, une opposition entre pourcentages en céréales totales (maïs et blé) et pourcentages en prairie.

| | Valeur Propre | % Total Variance | Cumul ValPropr | %age cumulé |
|---|---------------|------------------|----------------|-------------|
| 1 | 7,45 | 25,68 | 7,45 | 25,68 |
| 2 | 5,75 | 19,84 | 13,20 | 45,52 |
| 3 | 2,64 | 9,10 | 15,84 | 54,62 |
| 4 | 1,59 | 5,47 | 17,43 | 60,09 |
| 5 | 1,40 | 4,82 | 18,82 | 64,91 |
| 6 | 1,31 | 4,50 | 20,13 | 69,42 |
| 7 | 1,04 | 3,57 | 21,17 | 72,99 |

Tableau 3.11 : ACP données communales : Tableau des Valeurs Propres.

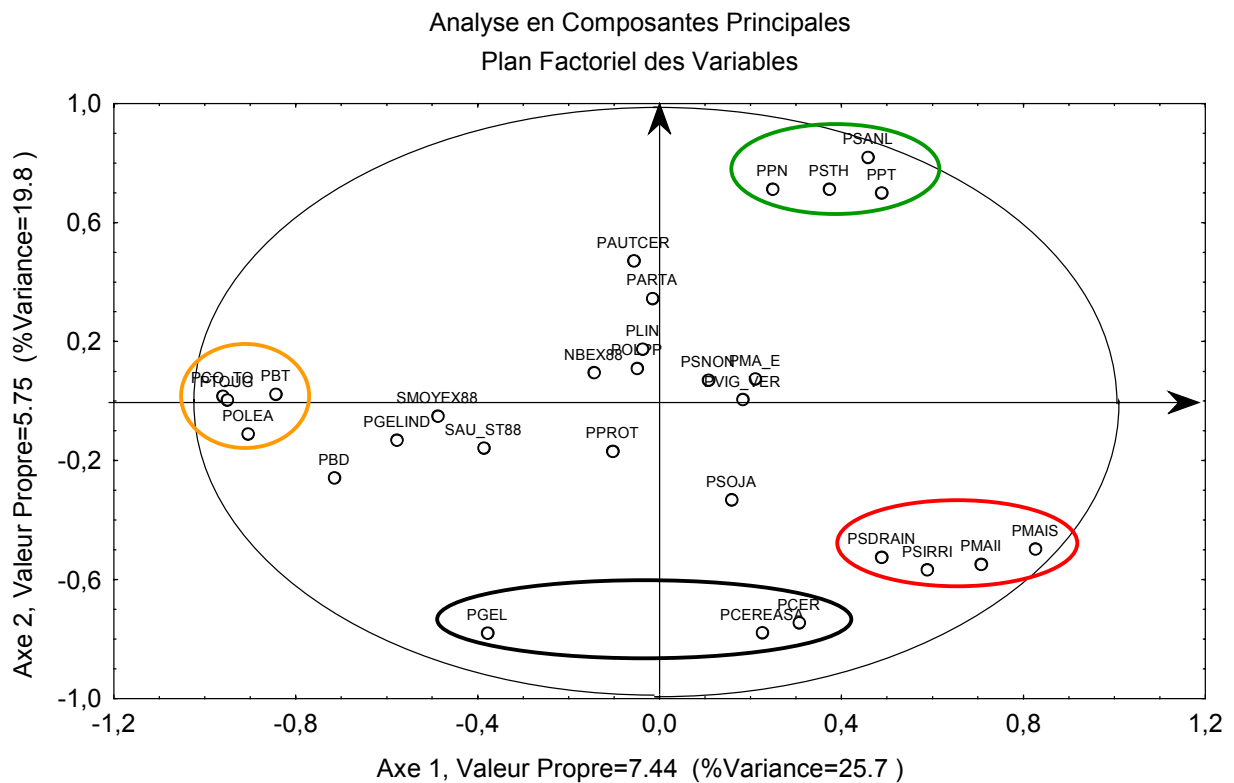


Figure 3.21 : ACP données communales : position des variables dans le plan factoriel formé par les deux premiers axes.

La proximité dans le plan factoriel des pourcentages en maïs, en maïs irrigué, en surfaces irriguées et en surfaces drainées révèle que la maïsiculture recourt à l'irrigation et au drainage de

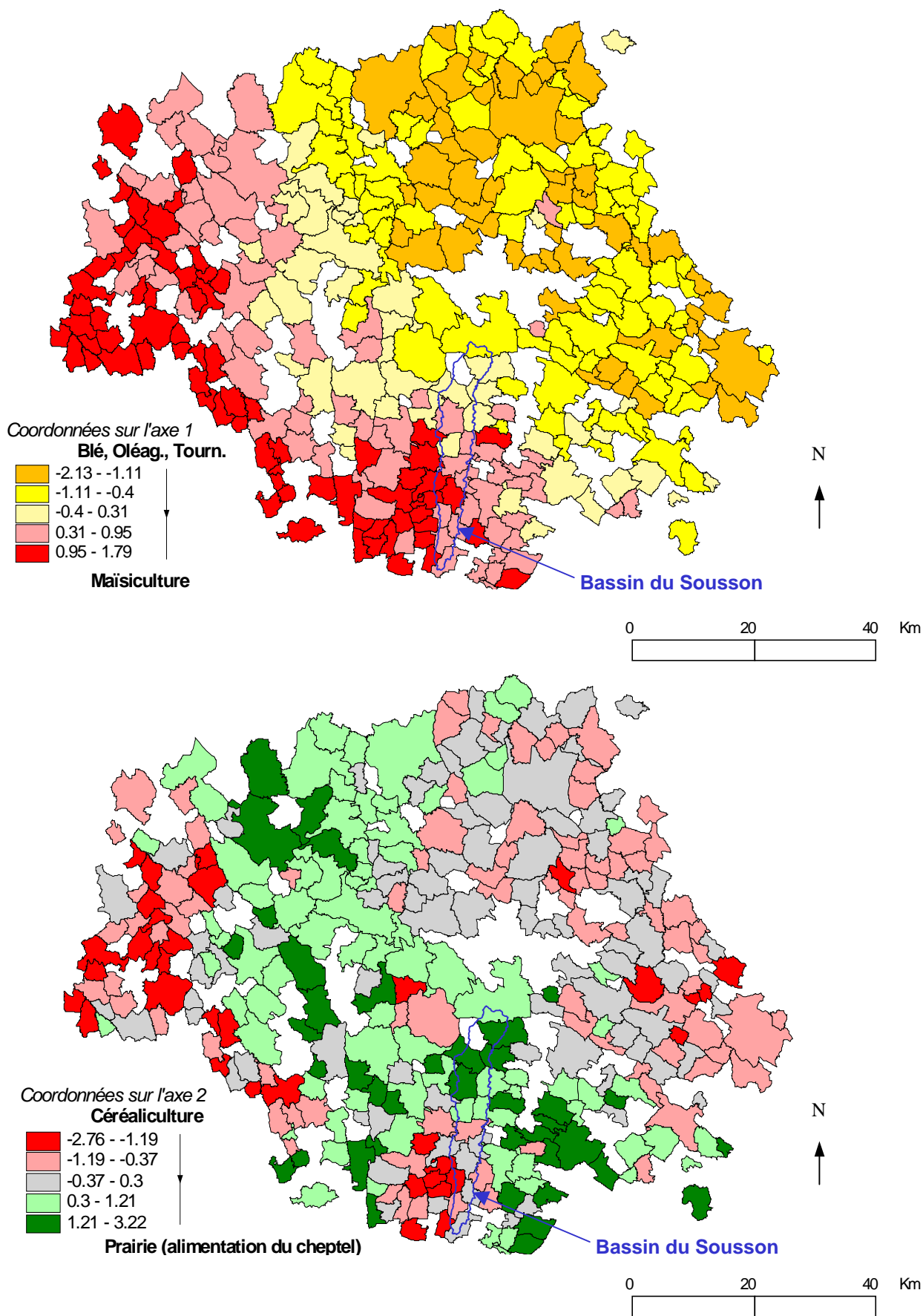


Figure 3.22 : ACP données communales dans le département du Gers : typologie des communes suivant leurs coordonnées sur l'axe 1 et l'axe 2.

manière quasiment systématique et que c'est la seule culture pour laquelle ce soit le cas. Le pourcentage de maïs ensilage ne fait pas partie de cet ensemble de variables.

L'axe 2 indique une opposition entre les variables associées aux cultures, notamment le pourcentage de céréales regroupant maïs et blé, et les surfaces en prairie destinées à l'alimentation du cheptel. La variable PGEL, pourcentage de jachère, est associée aux pourcentages de surfaces cultivées.

Les communes ont été cartographiées suivant leurs coordonnées sur les axes 1 et 2. Ces représentations montrent que le système de maïsiculture est installé sur la moitié sud-ouest du département par opposition aux cultures de blé et d'oléagineux (colza, tournesol) (cf. figure 3.22).

La cartographie des communes suivant cet axe 2 montre une bande, d'orientation nord-ouest sud-est, au centre du département, plus fortement couverte en prairie, encadrée au sud-ouest par une zone plus densément cultivée en maïs et au nord-est par une zone plus densément cultivée en céréales, oléagineux et tournesol.

L'ensemble des communes du bassin du Sousson est situé dans la partie sud-ouest du bassin en zone maïsicole. L'ensemble est coupé en deux : l'amont en zone plus densément cultivé et l'aval plus couvert en prairie.

3.3.3.3. Conclusion

Les données, bien que datant de 1988 et 1994, permettent d'obtenir des résultats stables. Les tendances observées sont assez fortes pour durer quelques années ; le prochain RGA permettra de le vérifier.

Le département du Gers peut être divisé en trois zones en fonction de l'occupation du sol agrégée à la maille communale. Le nord-est est orienté vers les cultures de blé tendre de tournesol et d'oléagineux. Une zone de transition nord-est / sud-ouest présente une augmentation des surfaces destinées à l'alimentation du cheptel. Enfin, le sud-ouest est dominé par la maïsiculture, irriguée et drainée. Les communes du bassin du Sousson s'établissent à cheval sur les deux dernières zones.

3.3.4. Conclusion

L'analyse des données a fourni des résultats de nature différente suivant le niveau d'organisation. Au niveau parcellaire, l'analyse a permis d'identifier les conditions générales d'implantation d'une culture sur le bassin d'étude. La convergence de variables amène la construction d'une typologie parcellaire qui doit permettre d'atteindre, avec une connaissance agronomique locale, d'autres variables comme la probabilité de présence de drainage artificiel. Au niveau du bassin versant, on dégage une typologie d'individus qui induit un classement des bassins vis à vis des systèmes cultureux identifiés précédemment. L'étude des données communales donne les grandes zones de prédominance des cultures, la cartographie déduite permet une contextualisation des sous-ensembles départementaux.

Avec le changement de niveau d'organisation, il y a modification du type des variables : l'occupation du sol homogène sur une parcelle se traduit par une variable qualitative qui est hétérogène pour un niveau supérieur et nécessite une étape d'agrégation pour définir des variables alors quantitatives. Cette étape repose sur un choix sur le mode d'agrégation, qui induit autant de caractérisations possibles.

3.4. Les usages phytosanitaires

Les objectifs sont d'identifier les molécules les plus épandues et d'approcher les doses appliquées en fonction des cultures. Les usages phytosanitaires ont été relevés à l'échelon départemental et communal par l'étude des produits vendus et au niveau de l'exploitation agricole par enquête. Au vu des données récoltées, l'étude a été centrée sur l'atrazine dont les principales caractéristiques sont présentées à l'annexe 2.

3.4.1. A l'échelon des grands bassins départementaux

La Chambre d'Agriculture du Gers, par le Service d'Utilité Agricole de Développement, a réalisé un état des lieux des pratiques phytosanitaires sur le département (Chambre d'Agriculture du Gers, 1997). Cette étude a porté sur l'année agronomique 1995-1996 et a consisté à recueillir par enquête les fichiers de ventes des organismes responsables de la diffusion des produits phytosanitaires dans le département.

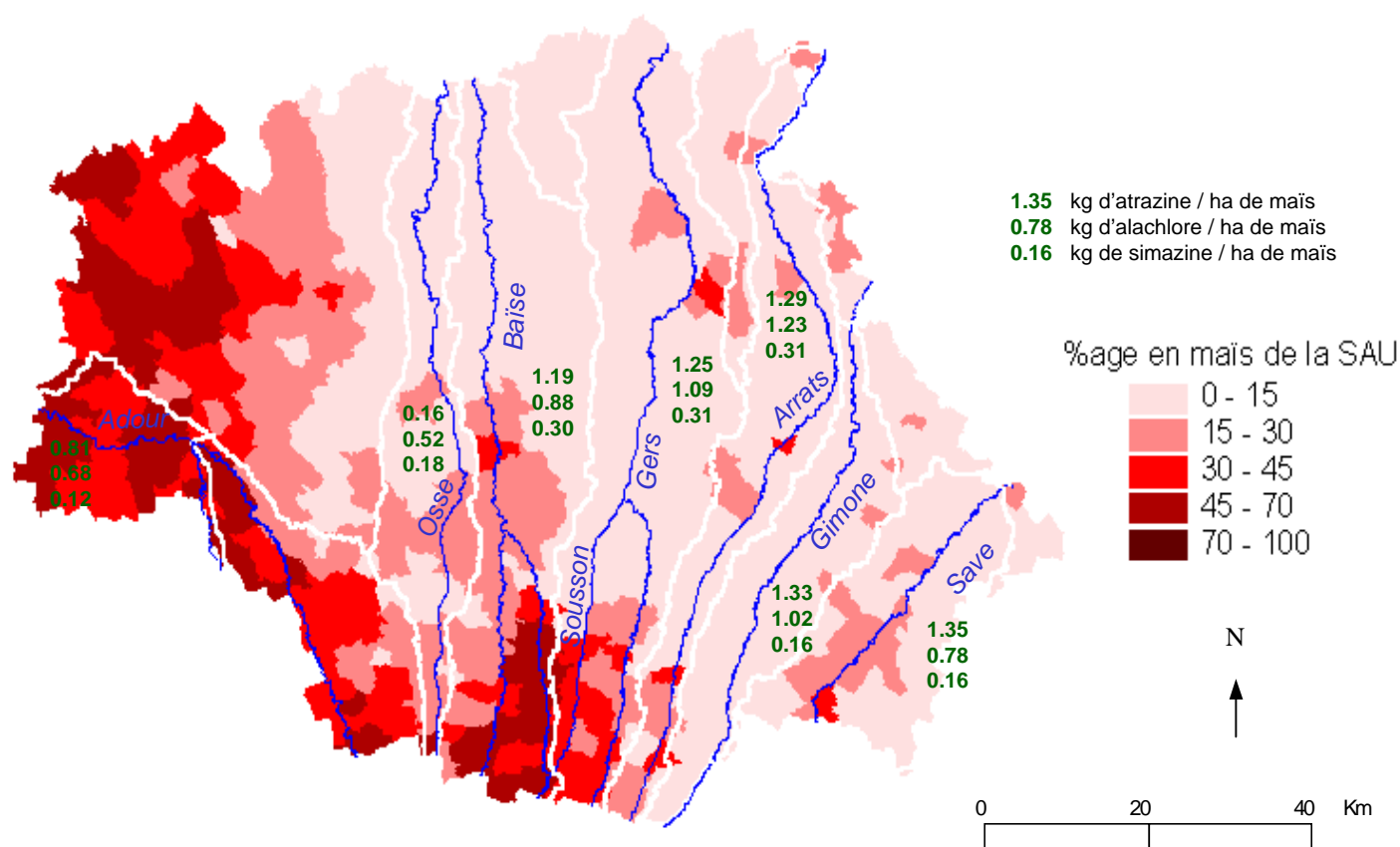
L'objectif était de cerner les molécules les plus épandues en masse sur les grands bassins départementaux et le risque associé de contamination des rivières.

Sur les 24 organismes vendeurs recensés dans le département, 23 ont fourni le listing intégral ou correspondant aux spécialités représentant 80% du total de leurs ventes (ce qui correspond aux produits vendus à plus de 200 litres ou kg) ainsi que la désignation de son aire d'intervention.

Connaissant le découpage et les assolements communaux (d'après les déclarations PAC), les surfaces cultivées sur lesquelles peuvent être épandues chaque molécule sont calculées par grand bassin versant. Le pourcentage de surface spécifique à une matière active permet de distribuer les ventes de cette matière active d'un organisme sur les différents bassins.

Cette méthode fournit une quantité de matière active vendue par bassin versant. Couplée aux caractéristiques physico-chimiques, cette information permet de calculer un rang par la méthode SIRIS pour chaque matière active (cf. Chap.1.4). Les molécules auxquelles sont associées les plus fortes valeurs du rang SIRIS par bassin versant sont données, avec les quantités épandues correspondantes, à la figure 3.23. Au total, 25 molécules dépassent au moins une fois le rang 35, parmi elles :

- 15 herbicides :
 - atrazine, simazine, alachlore, caractéristiques de la culture du maïs, leur rang est élevé quel que soit le bassin versant ;
 - chlortoluron, isoproturon, ioxynil épandues sur céréales d'hiver ;
 - aclonifen (tournesol), linuron (tournesol, soja), oxadiazon (soja), pendiméthaline (maïs, céréales), trifluraline (toutes cultures) ;
- 7 fongicides essentiellement appliqués en céréaliculture, cyproconazole, fenpropidine, fenpropimorphe, hexaconazole, et folpel (vigne), carbendazime (toutes cultures) ;
- 3 insecticides dont 2 toutes cultures, lindane, mercaptodiméthur et méthomyl (vigne).



| Matière active | | Save | | Gimone | | Arrats | | Gers | | Baise | | Osse | | Adour | | Utilisation agricole |
|----------------|------|------------|------------|------------|------------|------------|------------|------------|------------|------------|------------|------------|------------|------------|------------|----------------------|
| Nom | Type | Rang SIRIS | Vente (kg) | Rang SIRIS | Vente (kg) | Rang SIRIS | Vente (kg) | Rang SIRIS | Vente (kg) | Rang SIRIS | Vente (kg) | Rang SIRIS | Vente (kg) | Rang SIRIS | Vente (kg) | |
| Atrazine | H | 105 | 4967 | 105 | 4683 | 105 | 5225 | 105 | 10720 | 105 | 13805 | 105 | 601 | 105 | 14886 | maïs |
| Alachlore | H | 86 | 2906 | 86 | 3598 | 86 | 5012 | 86 | 9389 | 86 | 10198 | 86 | 1902 | 86 | 12416 | Maïs |
| Simazine | H | 65 | 581 | 65 | 547 | 65 | 1265 | 65 | 2624 | 65 | 3531 | 65 | 690 | 65 | 2218 | Maïs |
| Chlortoluron | H | 85 | 1926 | 85 | 1865 | 106 | 2017 | 106 | 3142 | 85 | 3266 | 85 | 708 | 65 | 711 | Céréale |
| Isoproturon | H | 75 | 889 | 75 | 1022 | 75 | 884 | 75 | 1498 | 75 | 1918 | 75 | | 58 | 510 | Céréale |
| Aclonifen | H | 74 | 3503 | 74 | 2089 | 74 | 2032 | 74 | 6816 | 74 | 6617 | 58 | | 42 | 358 | Tournesol |
| Trifluraline | H | 74 | 6450 | 74 | 5977 | 74 | 6912 | 74 | 10925 | 74 | 9042 | 58 | 2538 | 58 | 1078 | Tout cult. |
| Cyproconazole | F | 85 | 561 | 85 | 832 | 106 | 1851 | 85 | 2514 | 85 | 2314 | 65 | 797 | < 35 | | Céréale |
| Fenpropimorphe | F | 58 | 870 | 58 | 727 | 58 | 1500 | 58 | 2930 | 74 | 4156 | 58 | 163 | < 35 | | Céréale |
| Lindane | I | 66 | 611 | 49 | 340 | 66 | 1195 | 66 | 2169 | 66 | 2446 | 66 | 972 | 66 | 3018 | Tout cult. |

Figure 3.23 : Rang SIRIS et quantités vendues des principales matière actives par grands bassins versants en 1995-1996, ventes en herbicide du maïs rapportées aux surfaces en maïs(d'après Chambre d'Agriculture du Gers, 1997).

Les herbicides, en particulier ceux spécifiques de la culture du maïs, sont donc les molécules qui présentent le plus fort risque de contamination des eaux de surface dans le département du Gers. Les ventes d'herbicides spécifiques du maïs ont été rapportées aux surfaces déclarées en maïs (PAC, 1995) à la figure 3.23. Les résultats sont homogènes sur les bassins de la Save, de la Gimone, de l'Arrats, du Gers et de la Baïse, même s'il semble apparaître pour la dose épanchée un léger gradient décroissant entre l'est et l'ouest ; cette tendance est d'ailleurs accentuée en considérant les bassins de l'Osse et de l'Adour. La répartition spatiale des ventes d'atrazine est plus régulière que pour l'alachlore ou la simazine, ce qui peut résulter des stratégies de ventes des organismes économiques.

Les usages non agricoles dans le département ont été recensés par la Chambre d'Agriculture du Gers et ne concernent pas l'atrazine dans la zone du Sousson (Chambre d'Agriculture, 1999 à paraître). Nous ne les prendrons donc pas en compte dans toute la suite de l'étude.

3.4.2. A l'échelon du bassin du Sousson

Sur les 21 communes établies sur le Sousson, trois organismes stockeurs chargés de la diffusion des produits phytosanitaires et du conseil aux agriculteurs ont été identifiés : Terres de Gascogne, Silos Mirandais, Vivadour. Après consultations, ils ont accepté de communiquer le listing de leurs ventes sur les communes de la vallée du Sousson. Contrairement aux données publiées par la Chambre d'Agriculture du Gers agrégées par grand bassin versant, les données sont cette fois à la maille communale. Les résultats montrés correspondent à la somme des ventes des trois organismes qui ont souhaité ne pas être comparés entre eux.

Les listes de produits vendus comportent :

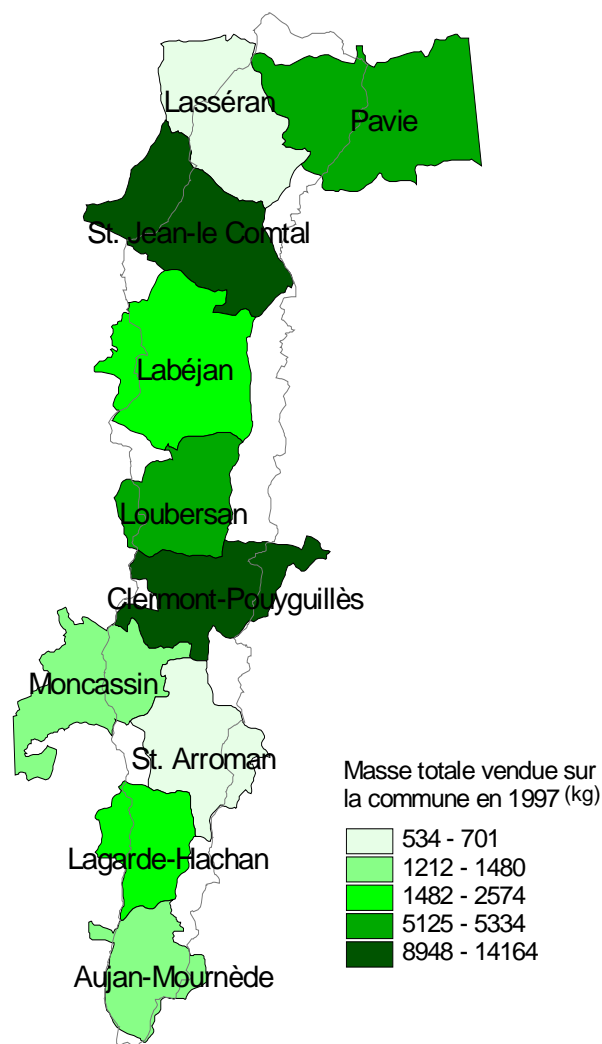
- le nom des spécialités commerciales ;
- l'unité de vente, bidon pour les produits liquides, sac pour les produits solides, et leurs contenances ;
- le nombre d'unité vendues.

Chaque spécialité commerciale a été associée aux teneurs en matières actives qui la compose grâce à l'index phytosanitaire édité par l'ACTA (1993). La catégorie, herbicide, insecticide, fongicide ou autre, l'unité de vente, les doses préconisées et les cultures ciblées ont aussi été relevées. Toutes ces informations sont codées dans une base de données.

Les ventes par communes ont ensuite été saisies. Par composition avec la base de donnée, on obtient les tonnages vendus sur chaque commune par catégories, pour chaque matière active. L'analyse de ces ventes permet d'évaluer les usages phytosanitaires globaux sur le bassin du Sousson (cf. figure 3.24).

Entre 30 et 40 tonnes de matières actives sont vendues dans les communes établies sur le bassin. Les herbicides représentent environ les deux tiers en masse de ces ventes.

Le nombre de molécules recensées est stable sur les deux années considérées et élevé, 157 en 1996 et 153 en 1997, mais l'essentiel des masses en jeu est regroupé autour de quelques molécules. La progression des herbicides entre 1996 et 1997 est imputable à l'augmentation des ventes en alachlore, en glyphosate et dans une moindre mesure en métolachlore.



| FONGICIDES | | 1995-1996 | | 1996-1997 | |
|--------------------|-------------------|-------------------|-------------------|-------------------|--|
| Matière active | masse vendue (kg) | Part en masse (%) | masse vendue (kg) | Part en masse (%) | |
| Tébuconazole | 432 | 19,95 | 845 | 20,20 | |
| Thiophanate-méthyl | 423 | 19,56 | 161 | 3,84 | |
| carbendazime | 237 | 10,95 | 230 | 5,51 | |
| Fenpropidine | 203 | 9,40 | 147 | 3,50 | |
| Fluzilazole | 137 | 6,33 | 132 | 3,15 | |
| Foséthyl-ai | 137 | 6,31 | | | |
| Iprodione | 88 | 4,07 | | | |
| Cuivre du sulfate | 80 | 3,70 | | | |
| Cyproconazole | 75 | 3,48 | 174 | 4,15 | |
| Hexaconazole | 72 | 3,32 | | | |
| Folpel | 68 | 3,16 | | | |
| Chlorothalonil | | | 1429 | 34,15 | |
| Prochloraze | | | 768 | 18,35 | |

Ventes par catégories

| | H | I | F | Autre | Total |
|------------------------|-------|------|------|-------|-------|
| Masse vendue 1996 (kg) | 20046 | 8873 | 2163 | 1663 | 32745 |
| Part en masse (%) | 61 | 27 | 7 | 5 | 100 |
| nbre de molécule 1996 | 80 | 27 | 29 | 21 | 157 |
| Masse vendue 1997 (kg) | 28324 | 7352 | 4184 | 1695 | 41554 |
| Part en masse (%) | 68 | 18 | 10 | 4 | 100 |
| nbre de molécule 1997 | 76 | 26 | 30 | 21 | 153 |

H : herbicides
 I : comprend les insecticides, les accaricides, les molluscicides
 F : fongicides
 Autre : comprend les adjuvants, les substances de croissance et le traitement de semences

Ventes par matière active

| HERBICIDES | 1995-1996 | | 1996-1997 | |
|-----------------|-------------------|-------------------|-------------------|-------------------|
| | masse vendue (kg) | Part en masse (%) | masse vendue (kg) | Part en masse (%) |
| Alachlore | 5730 | 28,58 | 8130 | 28,70 |
| Atrazine | 2443 | 12,19 | 3729 | 13,17 |
| Aclonifen | 1779 | 8,87 | 1293 | 4,57 |
| Glyphosate | 1569 | 7,83 | 5815 | 20,53 |
| Isoproturon | 1446 | 7,21 | 953 | 3,37 |
| Trifluraline | 1305 | 6,51 | 1845 | 6,51 |
| Mécoprop | 939 | 4,68 | 713 | 2,52 |
| Sulfosate | 500 | 2,49 | 600 | 2,12 |
| Simazine | 453 | 2,26 | 336 | 1,19 |
| Tebutane | 387 | 1,93 | 312 | 0,75 |
| Oxadiazon | 342 | 1,71 | 308,9 | 0,74 |
| Pendiméthaline | 340 | 1,70 | 58,8 | 0,14 |
| Métolachlore | 299 | 1,49 | 1259 | 4,44 |

| INSECTICIDES | 1995-1996 | | 1996-1997 | |
|--------------|-------------------|-------------------|-------------------|-------------------|
| | masse vendue (kg) | Part en masse (%) | masse vendue (kg) | Part en masse (%) |
| Métaldéhyde | 5001 | 56,37 | 4616 | 62,80 |
| Carbofuran | 2023 | 22,80 | 1303 | 17,72 |
| Isophenphos | 984 | 11,09 | 624 | 8,49 |
| Lindane | 288 | 3,24 | 306 | 4,16 |

Figure 3.24 : Ventes de produits phytosanitaires sur le bassin versant du Sousson en 1995-1996 et 1996-1997.

L'atrazine a une part relative dans les herbicides stable entre les deux années. Elle est la triazine la plus employée, six à sept fois plus que la simazine.

Les ventes de fongicides sont assez variables d'une année à l'autre, en fonction du contexte et de la maladie à traiter. Par contre, les quantités et la nature des molécules insecticides vendues ne changent pas au cours des années consécutives de suivi. Le métaldéhyde⁷ est la deuxième molécule vendue en masse, à noter la présence du lindane dont l'utilisation a été limitée en 1997 et interdite au 1er juillet 1998.

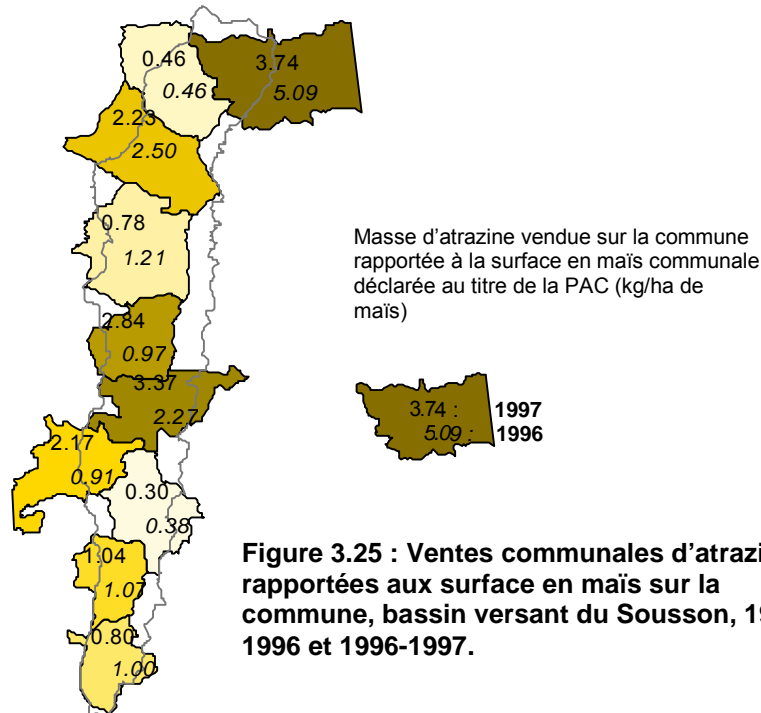


Figure 3.25 : Ventes communales d'atrazine rapportées aux surface en maïs sur la commune, bassin versant du Sousson, 1995-1996 et 1996-1997.

La figure 3.25 illustre la répartition des ventes d'une commune à l'autre montrant des écarts très marqués : 14 tonnes à Clermont-Pouyguillès pour une Surface Agricole Utile de 1123 ha contre 1.4 tonnes à Lagarde-Hachan pour une SAU de 570 ha. Il est probable que certains acheteurs soient répertoriés sur une commune et qu'une partie de leurs parcelles soient établies sur une autre. Ce fait rend difficile la répartition spatiale des ventes à l'intérieur du bassin.

Dans le cas de l'atrazine, les ventes ont été rapportées aux surfaces en maïs des communes déclarées au titre de la PAC (cf. figure 3.25). Les résultats montrent une utilisation assez régulière dans tout le bassin. Si la totalité des ventes d'atrazine recensées sur le bassin était appliquée sur toutes les parcelles de maïs, le taux d'application théorique serait de 1.20 kg/ha de maïs en 1995-1996 et 1.51 en 1996-1997. Ces valeurs sont cohérentes avec le relevé des ventes à l'échelon départemental (1.25 kg/ha de maïs en 1995-1996 sur le bassin de la rivière Gers). L'hypothèse selon laquelle l'atrazine serait utilisée sur toutes les parcelles de maïs du bassin, avec la même intensité, selon la dose réglementaire de 1kg/ha au semis semble acceptable. L'excédent de 0.2 kg/ha se rapporterait alors aux traitements de rattrapage ou post-levée.

⁷ Le métaldéhyde est un molluscicide, peu soluble dans l'eau (0.02 mg/l à 30°C), qui se présente sous la forme d'une poudre cristalline blanche, efficace sur toutes les espèces de limaces et d'escargots. Il agit par ingestion ou par contact sur le pied des limaces qu'il engourdit en peu de temps provoquant chez ces gastéropodes une importante sécrétion de mucus. Cette forte deshydratation ajoutée à l'effet toxique du produit détruisent rapidement les mollusques. DL50 chez le rat : 630 mg/kg, dose d'utilisation : 5 à 10 kg/ha, teneur maximale en résidus sur et dans les légumes : 5 mg/kg (ACTA, 1993).

3.4.3. A l'échelon de l'exploitation agricole

Une enquête sur les pratiques de désherbage du maïs a été entreprise au cours de l'année agronomique 1997-1998 au près de onze agriculteurs établis sur trois communes de la vallée du Sousson : Saint-Arroman, Lagarde-Hachan, Clermont-Pouyguillès.

Les questions ont porté sur la SAU de l'exploitation, les surfaces en maïs dans chacune des communes et celles établies dans le bassin du Sousson, les spécialités commerciales utilisées et les doses appliquées et le stade de la culture pour le désherbage de base et le désherbage de rattrapage. Une dernière question portait sur les spécialités commerciales utilisées pour le désherbage des cours et des fossés.

Les exploitations enquêtées représentent :

- pour Saint-Arroman, 40% de la SAU et 59% des surfaces en maïs communales ;
- pour Lagarde-Hachan, 39% de la SAU et 62% des surfaces en maïs communales ;
- pour Clermont-Pouyguillès, 21% de la SAU et 38% des surfaces en maïs communales.

Globalement, 20% de la surface totale en maïs du bassin du Sousson est concernée, ce qui confère à l'enquête une bonne représentativité.

En ce qui concerne le désherbage de base sur maïs, tous les agriculteurs interrogés répondent utiliser de l'atrazine seule ou en complément d'autres molécules (cf. tableau 3.12). Le taux d'application moyen⁸ de l'atrazine est de 0.86 kg/ha, avec un écart type de 0.29 kg/ha, les extrema étant 0.50 et 1.58 kg/ha. Ces résultats montrent que l'atrazine est l'herbicide du maïs utilisé le plus régulièrement : seul trois agriculteurs sur onze déclarent utiliser des spécialités commerciales contenant de l'alachlore ou du métolachlore à des doses comprises entre 1.3 et 2.5 kg/ha.

Le traitement de type pré-semis incorporé concerne 8% des surfaces en maïs, au moment du semis 23%, en post-semis pré-levée du maïs 55%, et en post-levée du maïs et des adventices 14%. L'essentiel des traitements se situe donc proche de la date de semis du maïs.

| | ATRAZINE | ALACHLORE | METOLACHLORE |
|--|-------------|-------------|--------------|
| Taux d'application moyen (kg/ha) | 0.86 | 0.46 | 0.47 |
| Ecart type (kg/ha) | 0.29 | 0.83 | 0.81 |
| Taux d'application minimum (kg/ha) | 0.50 | 0.00 | 0.00 |
| Taux d'application maximum (kg/ha) | 1.58 | 2.50 | 1.98 |
| Nombre d'agriculteurs concernés (%) | 100 | 27 | 27 |
| Part en surface de maïs recevant le traitement (%) | 100 | 30 | 31 |

Tableau 3.12 : Résultats de l'enquête auprès des agriculteurs : principales molécules utilisées en traitement de désherbage de base et doses d'application.

A propos des traitements de désherbage de rattrapage, cinq agriculteurs déclarent utiliser du pyridate entre 0.225 kg/ha et 0.360 kg/ha, du bromoxynil à 0.20 kg/ha, du dicamba à 0.86 kg/ha. Deux agriculteurs répondent ne pas pratiquer de traitement de rattrapage et quatre ne se prononcent pas (trois d'entre eux pratiquent un traitement post-levée du maïs et des adventices). Cette période de

⁸ Le produit de la teneur en atrazine, en g/l, dans la spécialité commerciale et de la dose d'application, en l/ha, donne le taux d'application de la molécule, en g/ha. Le taux d'application moyen est la moyenne sur les onze agriculteurs interrogés des taux d'application de chacun d'eux, la valeur 0 est prise si la molécule n'est pas appliqué.

traitement décalée par rapport aux semis, de juin à début juillet, ne concerne pas l'épandage d'atrazine.

Pour le désherbage des cours et des fossés, tous les agriculteurs déclarent utiliser du glyphosate, un déclare utiliser un mélange de glyphosate et d'atrazine. Le désherbage en dehors des parcelles agricoles est pratiqué avec un herbicide total et l'utilisation d'atrazine est anecdotique.

Ces résultats confirment l'hypothèse que l'atrazine est utilisée systématiquement sur les parcelles de maïs, des doses proches de 1 kg/ha.

3.4.5. Conclusion

Les ventes de produits phytosanitaires agrégées par grands bassins versants départementaux permettent de calculer un risque associé à chaque matière active. Les herbicides du maïs apparaissent à ce niveau d'organisation comme les molécules les plus problématiques.

Les ventes sur les communes établies sur le bassin du Sousson offrent un panorama complet des molécules utilisées, et si plus de 150 molécules sont recensées, seuls trois à quatre herbicides du maïs, plus le glyphosate et le métaldéhyde, représentent la presque totalité des tonnages. La répartition de ces ventes communales à l'intérieur du bassin fournit un ordre de grandeur, les taux réels d'application sont précisé par enquête auprès des agriculteurs. L'atrazine se révèle être la molécule la plus systématiquement utilisée sur les parcelles de maïs à des doses homogènes, proche de 1 kg/ha. Identifiée comme la molécule la plus à risque sur tous les bassins départementaux par la méthode SIRIS, elle a été choisie pour en étudier le transfert dans la suite de l'étude.

3.5. Conclusion

La région gasconne est très dépendante de la ressource en eaux superficielles puisque aucun grand système aquifère n'y est recensé. Très orientée vers l'agriculture, cette région est vulnérable aux pollutions diffuses d'origine agricole, en particulier par les produits phytosanitaires. Les rivières qui prennent leur source sur le plateau de Lannemezan se structurent de manière identique : des bassins versants filiformes avec une rive droite abrupte et plutôt boisée, une rive gauche en pente douce cultivée et drainant un réseau hydrographique en « arête de poisson » où le cours d'eau principal reçoit la contribution latérale d'affluents indépendants. A ce titre, le bassin du Sousson apparaît représentatif des cours d'eau gascons.

Les informations spatiales récoltées sont facilement disponibles : carte IGN 1/25.000, MNT à 75m de résolution, carte pédologique 1/50.000, plan parcellaire, occupation du sol mise à jour par télédétection, statistiques agricoles. La gestion de ces données spatiales par SIG en permet l'analyse pour plusieurs niveaux d'organisation. Les résultats montrent l'intérêt d'une réflexion sur plusieurs domaines spatiaux : l'analyse parcellaire renseigne sur les systèmes de culture en présence et leurs conditions d'implantation, les bassins versants peuvent être classés en fonction de ces différents systèmes et replacés dans un contexte général départemental.

De même que pour les variables « physiques » (topographie, pédologie) et d'occupation du sol, les

ventes en produits phytosanitaires peuvent être analysées depuis les grands bassins départementaux jusqu'à l'exploitation agricole. On montre alors que les herbicides du maïs apparaissent comme les molécules le plus à risques pour la ressource en eau superficielle dans le département. Dans le cas précis de l'atrazine, matière active présentant le niveau de risque SIRIS le plus pénalisant, elle est utilisée par la plupart des agriculteurs du bassin du Sousson à des doses régulières proches des doses d'homologation.

La description de l'espace agricole obtenue sera par la suite confrontée à l'évaluation de la qualité des eaux, en particulier du point de vue de l'atrazine, mesurée sur le bassin versant du Sousson.

Chapitre 4 : ELEMENTS D'EVALUATION DE LA QUALITE DE L'EAU D'UN BASSIN VERSANT

| | |
|--|------------|
| 4.1. CONTEXTE GÉNÉRAL | 104 |
| <hr/> | |
| 4.1.1. QUALITÉ DE L'EAU AU NIVEAU DÉPARTEMENTAL | 104 |
| 4.1.1.1. Analyse des concentrations mesurées par la DDASS du Gers au printemps | 107 |
| 4.1.1.2. Analyse des concentrations mesurées par la DDASS du Gers à l'automne | 111 |
| 4.1.1.3. Conclusion | 115 |
| 4.1.2. CONCLUSION | 115 |
| | |
| 4.2. PROTOCOLE D'ÉCHANTILLONNAGE DU BASSIN DU SOUSSON | 115 |
| <hr/> | |
| 4.2.1. OBJECTIFS ET CONTRAINTES | 116 |
| 4.2.2. MESURES DE PRINTEMPS | 116 |
| 4.2.3. MESURES D'AUTOMNE-HIVER | 119 |
| 4.2.4. CONCLUSION | 122 |
| | |
| 4.3. ECOULEMENTS DANS LE BASSIN DU SOUSSON | 123 |
| <hr/> | |
| 4.3.1. MÉTHODES DE MESURE | 123 |
| 4.3.2. DÉBITS MESURÉS À L'EXUTOIRE DU SOUSSON | 124 |
| 4.3.3. DÉBITS MESURÉS LE LONG DU SOUSSON | 127 |
| 4.3.4. DÉBITS SPÉCIFIQUES MESURÉS SUR LE BASSIN DU SOUSSON | 128 |
| 4.3.4.1. Variabilité des débits spécifiques | 129 |
| 4.3.4.2. Variabilité de la diversité spatiale des bassins échantillonnés | 132 |
| 4.3.4.4. Conclusion | 136 |
| 4.3.5. CONCLUSION | 136 |
| | |
| 4.4. ALTÉRATION DE LA QUALITÉ DE L'EAU PAR L'ATRAZINE | 137 |
| <hr/> | |
| 4.4.1. MÉTHODE DE MESURE | 137 |
| 4.4.1.1. Principe du dosage des triazines par la méthode immunoenzymatique | 137 |
| 4.4.1.2. Précision du dosage des triazines par la méthode immunoenzymatique | 138 |
| 4.4.1.3. Conditions de mises en œuvre dans l'étude | 140 |
| 4.4.1.4. Conclusion | 141 |
| 4.4.2. CONCENTRATIONS EN ATRAZINE | 142 |
| 4.4.2.1. Définition | 142 |
| 4.4.2.2. Caractéristiques générales des mesures de concentration en atrazine | 142 |
| 4.4.2.3. Cartographie des concentrations observées | 145 |
| 4.4.2.4. Conclusion | 145 |
| 4.4.3. INDICES DE CONCENTRATION EN ATRAZINE | 145 |
| 4.4.3.1. Définition | 146 |
| 4.4.3.2. Indices de score | 147 |
| 4.4.3.3. Conclusion | 150 |
| 4.4.4. FLUX EN ATRAZINE | 151 |
| 4.4.4.1. Définition | 151 |
| 4.4.4.2. Caractéristiques générales des mesures de flux d'atrazine | 151 |
| 4.4.4.3. Variables dérivées du flux d'atrazine | 152 |
| 4.4.4.4. Conclusion | 153 |
| 4.4.5. CONCLUSION | 153 |
| | |
| 4.5. CONCLUSION | 154 |
| <hr/> | |

Le précédent chapitre a présenté une région gasconne très orientée vers l'agriculture, en particulier vers la culture des céréales et des oléagineux. Un des impacts environnementaux de l'agriculture moderne est la dégradation éventuelle de la qualité des cours d'eau. Avant de considérer le cas du bassin du Sousson, la récolte d'informations à l'échelon départemental permet d'envisager, dans une première partie, l'ampleur du problème de pollution des eaux de surface par les produits phytosanitaires particulièrement vulnérables compte tenu du contexte hydrogéologique présenté précédemment.

Les parties suivantes se rapportent au cas particulier du bassin du Sousson. Tout d'abord le protocole d'acquisition de données de qualité de l'eau est présenté en exposant ses objectifs et ses limites. Ensuite, une étude des débits, en particuliers des débits spécifiques, est proposée en analysant l'effet de la taille des bassins amonts. Enfin, deux paramètres de la pollution de l'eau par l'atrazine, concentration et flux, sont définis et leurs valeurs mesurées sur le Sousson présentées.

4.1. Contexte général

Le contexte géomorphologique de la Gascogne rend la pérennité des cours d'eau difficile. Une régulation anthropique de leur débits a donc été mise en place pour qu'ils puissent répondre aux usages attendus : source d'eau potable, d'eau d'irrigation. Mais la dégradation de la qualité de l'eau, en particulier par les produits phytosanitaires, pose aujourd'hui un problème majeur pour ces usages. Les données de suivi de la qualité des cours d'eau relevées par la DDASS ont été récoltées sur la période 1994-1997, pour 30 stations en rivière. Les concentrations en produits phytosanitaires ont été étudiées globalement puis en fonction de la saison de mesure.

4.1.1. Qualité de l'eau au niveau départemental

La DDASS (Direction Départementale des Affaires Sanitaires et Sociales) assure dans le département un suivi de la qualité de l'eau dans le but de veiller au respect des normes de potabilité et de s'assurer de l'adéquation entre les filières de traitement et l'évolution de la qualité des eaux brutes. **La stratégie d'échantillonnage** de la qualité de l'eau est donc fonction de cet objectif :

- les points de prélèvements sont situés à proximité des prises d'eau à potabiliser ;
- les dates de prélèvements sont, autant que possible, fixées dans les périodes les plus à risque, dans le cas des produits phytosanitaires, il s'agit des jours suivant un fort épisode pluvieux, en particulier au printemps (période principale de traitement) ;
- le nombre de prélèvement est fonction du nombre de personnes concernées par la prise d'eau.

Dans le département du Gers, les prélèvements portent sur **30 stations en rivière** (cf. figure 4.1), **une à trois fois par an**. Les analyses concernent **trois familles phytosanitaires** : organoazotés, organochlorés et organophosphorés.

Les données analysées par la suite ont été mises à notre disposition par la DDASS du Gers, elles se réfèrent aux années **1994 à 1997** pour les molécules les plus vendues dans le département, atrazine, simazine, alachlore, et le lindane. Les concentrations sont représentées en fonction du nombre de

jours après traitement, en prenant arbitrairement le 1^{er} mai de chaque année comme date de fin des traitements (cf. figure 4.2). Globalement, les fréquences de dépassement de la valeur de 0.1 µg/l, concentration limite pour la distribution d'eau potable, sont élevées et essentiellement imputables à l'atrazine et à l'alachlore. Les prélèvements s'échelonnent au cours de deux périodes : au printemps, du 1^{er} mai au 30 juin, et à l'automne, du 11 septembre au 9 décembre. Dans l'analyse présentée dans la suite, une partition des données en deux groupes, printemps et automne, est réalisée.

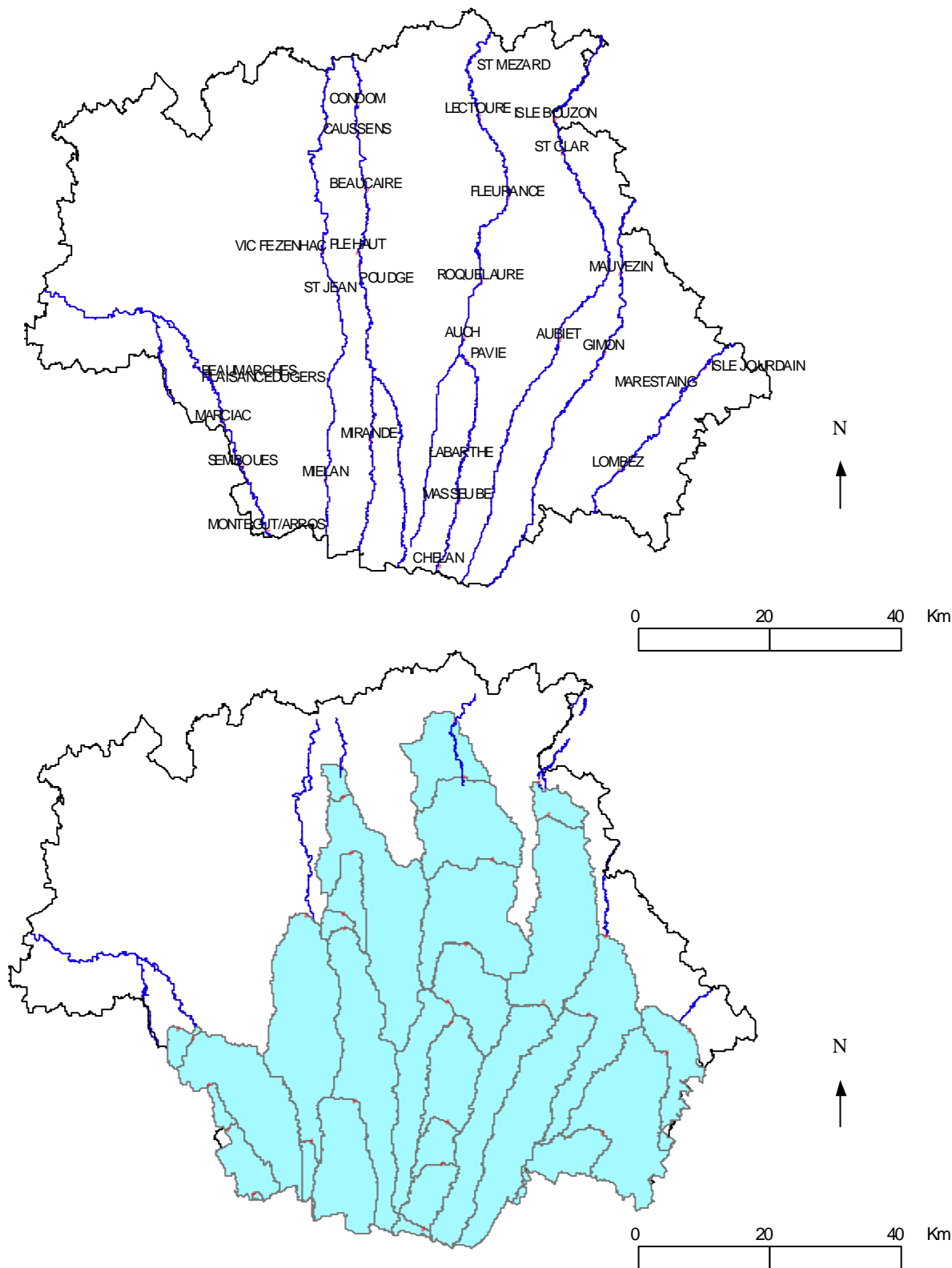
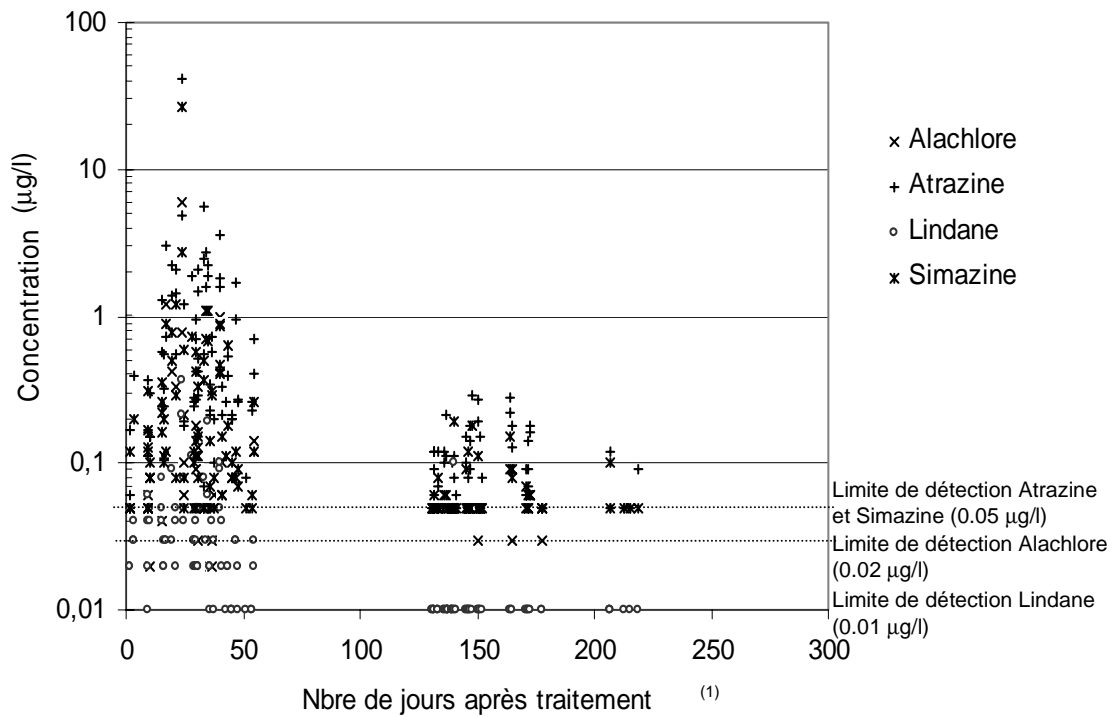


Figure 4.1 : Localisation des points de prélèvement du suivi DDASS et bassins versants correspondants.



| Toutes données | Alachlore | Atrazine | Lindane | Simazine |
|---------------------------------------|-----------|----------|---------|----------|
| Nbre de mesures | 36 | 137 | 140 | 136 |
| Fréquence de détection ⁽²⁾ | 0,92 | 0,83 | 0,49 | 0,61 |
| Fréquence de dépassement | | | | |
| 0,1 µg/l | 0,47 | 0,69 | 0,03 | 0,38 |
| 0,5 µg/l | 0,14 | 0,26 | 0,00 | 0,10 |
| 1 µg/l | 0,06 | 0,16 | 0,00 | 0,04 |
| min (µg/l) | 0,02 | 0,05 | 0,01 | 0,05 |
| MAX (µg/l) | 6,00 | 42,00 | 0,37 | 27,00 |
| moyenne (µg/l) | 0,37 | 0,85 | 0,03 | 0,40 |
| écart type (µg/l) | 0,99 | 3,68 | 0,04 | 2,34 |

| Printemps (n < 100) | Alachlore | Atrazine | Lindane | Simazine | Automne (n > 100) | Alachlore | Atrazine | Lindane | Simazine |
|--------------------------|-----------|----------|---------|----------|--------------------------|-----------|----------|---------|----------|
| Nbre de mesures | 31 | 78 | 78 | 78 | Nbre de mesures | 5 | 59 | 62 | 58 |
| Fréquence de détection | 0,90 | 0,97 | 0,86 | 0,83 | Fréquence de détection | 1,00 | 0,64 | 0,03 | 0,31 |
| Fréquence de dépassement | | | | | Fréquence de dépassement | | | | |
| 0,1 µg/l | 0,55 | 0,92 | 0,05 | 0,60 | 0,1 µg/l | 0,00 | 0,37 | 0,00 | 0,09 |
| 0,5 µg/l | 0,16 | 0,45 | 0,00 | 0,18 | 0,5 µg/l | 0,00 | 0,00 | 0,00 | 0,00 |
| 1 µg/l | 0,06 | 0,28 | 0,00 | 0,06 | 1 µg/l | 0,00 | 0,00 | 0,00 | 0,00 |
| min (µg/l) | 0,02 | 0,05 | 0,01 | 0,05 | min (µg/l) | 0,03 | 0,05 | 0,01 | 0,05 |
| MAX (µg/l) | 6,00 | 42,00 | 0,37 | 27,00 | MAX (µg/l) | 0,05 | 0,29 | 0,10 | 0,19 |
| moyenne (µg/l) | 0,43 | 1,43 | 0,04 | 0,65 | moyenne (µg/l) | 0,03 | 0,10 | 0,01 | 0,06 |
| écart type (µg/l) | 1,06 | 4,83 | 0,05 | 3,09 | écart type (µg/l) | 0,01 | 0,06 | 0,01 | 0,03 |

(1) Pour pouvoir calculer le nombre de jours après traitement n, on considère de manière arbitraire que les traitements ont lieu le 01 mai de chaque année.

(2) La fréquence de détection est calculée comme le rapport entre le nombre de mesure strictement supérieur à la limite de détection et le nombre total de mesures.

Figure 4.2 : Concentrations en alachlore, atrazine, simazine et lindane relevées par la DDASS 32 dans les cours d'eau gersois de 1994 à 1997.

4.1.1.1. Analyse des concentrations mesurées par la DDASS du Gers au printemps

Les **niveaux maximums** relevés au printemps sont très élevés : 42 $\mu\text{g/l}$ en atrazine, 27 $\mu\text{g/l}$ en simazine et 6 $\mu\text{g/l}$ en alachlore mesurés au cours du même prélèvement le 24 mai 1994, sur le Gers, à la prise d'eau de Pavie qui dessert la ville d'Auch. En dehors de ce prélèvement particulier, 28% des analyses portant sur l'atrazine révèlent des concentrations supérieures à 1 $\mu\text{g/l}$.

Au printemps, période d'épandage des herbicides du maïs, la **détection de molécules phytosanitaires est presque systématique** et les niveaux de base sont élevés : la fréquence de dépassement de 0.1 $\mu\text{g/l}$ est de 92% pour l'atrazine, 55% pour l'alachlore, 60% pour la simazine.

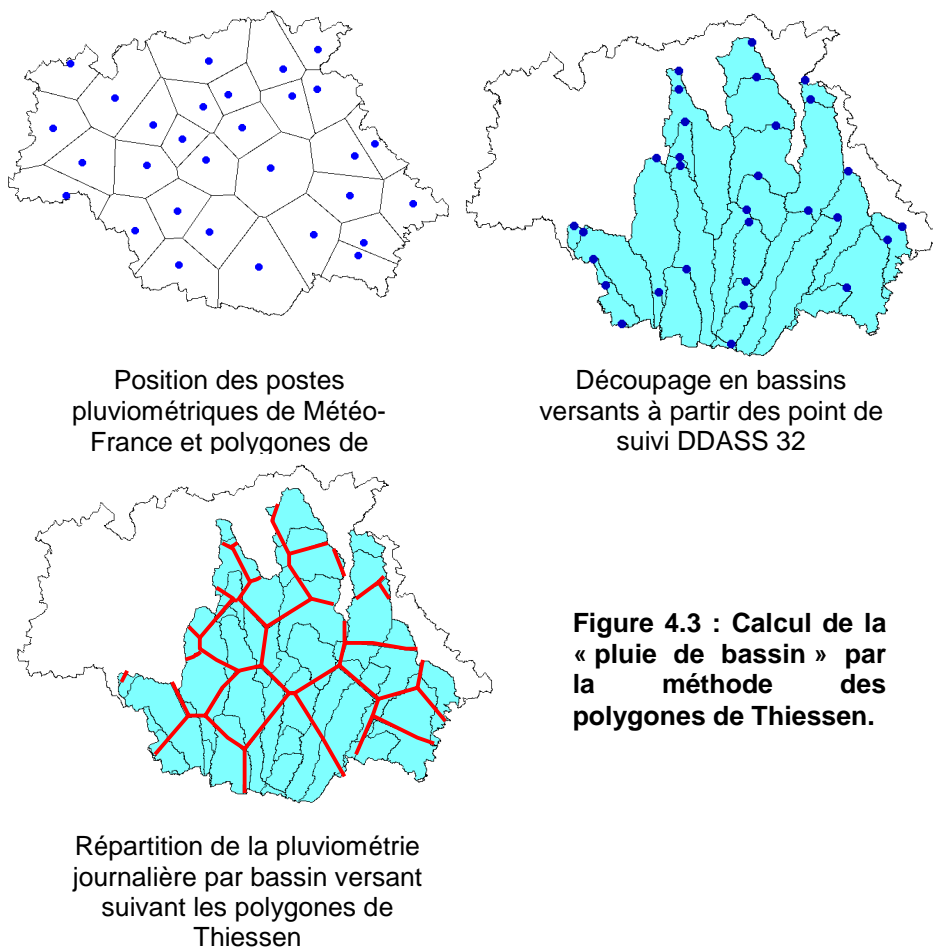


Figure 4.3 : Calcul de la « pluie de bassin » par la méthode des polygones de Thiessen.

Les concentrations observées affichent **une variabilité spatiale et temporelle élevée** comme en témoignent les écarts types calculés par molécules. Afin d'explorer les causes de cette variabilité, nous avons cherché à caractériser la pluviométrie et l'occupation du sol sur les bassins versants à l'amont des points de mesures pour expliquer respectivement la variabilité temporelle et spatiale.

La **pluviométrie** journalière, sur la période 1994-1997, a été récoltée auprès de Météo-France à partir des 30 stations de mesures existant sur le département. Ces données ont été spatialisées suivant la méthode des polygones de Thiessen¹ et regroupées par bassin versant pour obtenir une « pluie de bassin journalière » (cf.figure 4.3). Deux variables descriptives ont ensuite été calculées :

- **la pluie décadaire**, qui est la somme des pluies journalières des dix jours précédents la mesure, notée PLUIEDEC ;

¹ Méthode des polygones de Thiessen : elle consiste à associer à chaque point de l'espace la pluviométrie de la station de mesure la plus proche.

- **l'indice de pluie antérieure** de Kohler (FAO, 1996) qui permet de donner un poids plus important à une pluie si elle est proche de la date de mesure.

L'indice de pluie de Kohler est donnée par la formule :

$$IP_j = \sum_{i=1}^N P(j-i) \cdot e^{-i \cdot k} \quad (4.1)$$

avec IP_j l'indice de pluie antérieure au jour j (mm), $P(j-i)$ la pluie du jour $(j-i)$ (mm), k le coefficient d'amortissement compris entre 0 et 1, ici fixé à $k=0.5$ et N le nombre de jour avant la mesure pris en compte, ici fixé à $n=10$.

L'**occupation du sol** est extraite des recensements communaux faits au titre de la PAC pour les années 1994 à 1997. Sachant que l'analyse portera sur des molécules herbicides du maïs (atrazine et simazine), seul le thème maïs a été étudié et distribué au prorata de la surface communale sur les bassins versants à l'amont des points de mesure (cf.figure 4.4). Deux variables descriptives de la sole en maïs par bassin ont été calculés :

- **la surface en maïs par bassin versant**, notée SMAIS ;
- **le pourcentage en maïs par bassin versant**, noté PMAIS.

L'objectif de l'analyse des données est l'explication statistique des concentrations observées. Or il est possible que les faibles concentrations soient expliquées par une variable et que les fortes le soient par une autre. Il a donc été choisi de traiter ces données sous formes de modalités par une **Analyse des Correspondances Multiples (ACM)**. Concentrations en atrazine, en simazine, indice de pluie antérieure de Kohler, pluie décadaire, surface en maïs et pourcentage en maïs par bassin versant ont été regroupés en classes suivant un découpage isofréquence, chaque modalité compte le même nombre d'individus. Les bornes du découpage en classe sont précisées au tableau 4.1.

| | IP (mm) | PLUIEDEC (mm) | ATRAZINE ($\mu\text{g/l}$) | SMAIS (km^2) | PMAIS (%) |
|----------|-----------------|----------------|------------------------------|-------------------------|------------|
| Classe 1 | de 0,00 à 0,35 | de 0,00 à 6,34 | de 0,00 à 0,24 | de 0,27 à 25,22 | de 7 à 13 |
| Classe 2 | de 0,35 à 5,94 | de 6,34 à 26 | de 0,24 à 0,73 | de 25,22 à 65,38 | de 13 à 32 |
| Classe 3 | de 5,94 à 16,00 | de 26 à 47,3 | de 0,73 à 42 | de 65,38 à 111,43 | de 32 à 50 |

Tableau 4.1 : Bornes du découpage en classes isofréquence pour les mesures de printemps de 1994 à 1997.

L'ACM porte sur **112 individus**, soit autant que de prélèvements au cours des printemps de 1994 à 1997, et **15 modalités**, les modalités correspondant à la simazine sont introduites en variables supplémentaires.

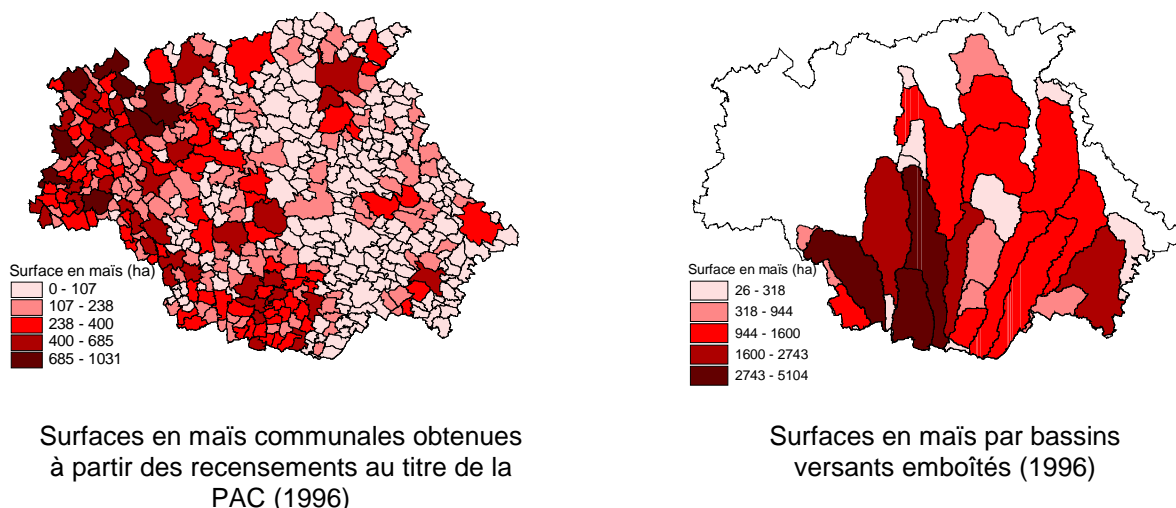


Figure 4.4 : Calcul de la surface en maïs par bassin versant à partir des recensements communaux.

Les résultats sont regroupés aux tableaux 4.2 et 4.3 et figure 4.5. Les trois premières dimensions ont été explorées, elles représentent 53% de l'inertie du jeu de données. La dimension 1 permet de discriminer trois modalités : IP1, ATRAZINE1 et dans une moindre mesure SMAIS1 qui sont les modalités correspondant aux faibles valeurs de l'indice de pluie antérieure, de concentration en atrazine et de surface en maïs. La dimension 2 oppose les fortes et les faibles valeurs de pluie décadaire et n'apparaît pas informative des faibles concentrations en atrazine (ATRAZINE1). Par contre, ATRAZINE2 et ATRAZINE3 se trouvent bien représentées et de manière opposée sur la troisième dimension.

L'analyse des coordonnées des modalités dans le plan formé par les dimensions 1 et 3 montre que :

- les faibles concentrations en atrazine et en simazine sont observées en condition de faible pluviométrie, sur des bassins présentant de faibles surfaces en maïs ;
- les concentrations moyennes en atrazine et en simazine apparaissent en condition de pluviométrie moyenne, sur des bassins présentant des surfaces moyennes ou de faible pourcentage de surface en maïs ;
- les fortes concentrations en atrazine et en simazine sont observées en conditions de forte pluviométrie, sur des bassins présentant de grandes surfaces ou des pourcentages de surface moyens en maïs.

Inertie Totale=2,0000

| Dimension | Valeur Propre | %age Inertie | %age Cumulé | Chi² |
|-----------|---------------|--------------|-------------|--------|
| 1 | 0.48 | 23.93 | 23.93 | 373.72 |
| 2 | 0.31 | 15.46 | 39.40 | 241.47 |
| 3 | 0.28 | 14.08 | 53.47 | 219.79 |
| 4 | 0.22 | 10.86 | 64.33 | 169.54 |
| 5 | 0.19 | 9.43 | 73.76 | 147.27 |
| 6 | 0.17 | 8.26 | 82.02 | 129.02 |
| 7 | 0.15 | 7.49 | 89.52 | 117.02 |
| 8 | 0.12 | 5.99 | 95.50 | 93.50 |
| 9 | 0.08 | 4.11 | 99.62 | 64.22 |
| 10 | 0.01 | 0.38 | 100.00 | 5.97 |

Tableau 4.2 : ACM sur les données DDASS : Valeurs Propres et Inertie de toutes les dimensions

Inertie Totale=2,0000

| Modalités | Coord. Dim.1 | Coord. Dim.2 | Coord. Dim.3 | Masse | Qualité | Inertie Dim.1 | Inertie Dim.2 | Inertie Dim.3 |
|------------|--------------|--------------|--------------|-------|---------|---------------|---------------|---------------|
| IP:1 | -1.321 | 0.313 | -0.004 | 0.064 | 0.874 | 0.235 | 0.020 | 0.000 |
| IP:2 | 0.580 | -0.149 | -0.482 | 0.070 | 0.315 | 0.049 | 0.005 | 0.057 |
| IP:3 | 0.675 | -0.148 | 0.512 | 0.066 | 0.365 | 0.063 | 0.005 | 0.062 |
| PLUIEDEC:1 | -0.263 | 1.069 | -0.120 | 0.064 | 0.581 | 0.009 | 0.238 | 0.003 |
| PLUIEDEC:2 | 0.605 | -0.050 | 0.431 | 0.070 | 0.296 | 0.053 | 0.001 | 0.046 |
| PLUIEDEC:3 | -0.382 | -0.987 | -0.338 | 0.066 | 0.609 | 0.020 | 0.208 | 0.027 |
| ATRAZINE:1 | -1.323 | 0.356 | 0.032 | 0.064 | 0.890 | 0.235 | 0.026 | 0.000 |
| ATRAZINE:2 | 0.662 | 0.351 | -0.672 | 0.070 | 0.541 | 0.064 | 0.028 | 0.112 |
| ATRAZINE:3 | 0.589 | -0.717 | 0.677 | 0.066 | 0.651 | 0.048 | 0.110 | 0.108 |
| SMAIS:1 | -0.873 | -0.475 | -0.201 | 0.064 | 0.487 | 0.102 | 0.047 | 0.009 |
| SMAIS:2 | 0.511 | -0.177 | -0.585 | 0.070 | 0.339 | 0.038 | 0.007 | 0.085 |
| SMAIS:3 | 0.310 | 0.649 | 0.811 | 0.066 | 0.580 | 0.013 | 0.090 | 0.155 |
| PMAIS:1 | 0.494 | 0.424 | -0.933 | 0.064 | 0.613 | 0.033 | 0.037 | 0.199 |
| PMAIS:2 | 0.037 | 0.389 | 0.737 | 0.070 | 0.372 | 0.000 | 0.034 | 0.134 |
| PMAIS:3 | -0.520 | -0.823 | 0.131 | 0.066 | 0.476 | 0.037 | 0.145 | 0.004 |
| SIMAZINE:1 | -0.872 | 0.189 | -0.159 | | 0.389 | | | |
| SIMAZINE:2 | 0.210 | 0.319 | -0.301 | | 0.126 | | | |
| SIMAZINE:3 | 0.627 | -0.521 | 0.472 | | 0.437 | | | |

Tableau 4.3 : ACM sur les données DDASS 32 : Coordonnées des modalités et contribution à l'inertie.

Le **facteur pluviométrie** est mieux pris en compte par l'indice de pluie antérieure que par la pluie décadaire, variable mal représentée dans le plan précédent. L'indice de pluie intègre un facteur supplémentaire, la proximité de l'événement pluvieux par rapport à la mesure, qui apparaît donc explicatif des concentrations observées. L'indice de pluie intègre les premiers facteurs de l'explication statistique des concentrations en atrazine observées à l'exutoire des bassins départementaux.

Le pourcentage de surface en maïs sur le bassin semble de même moins informatif que **la surface totale en maïs**. Si on suppose que la quantité de produits appliqués est proportionnelle aux surfaces en maïs sur un bassin, ce qui est raisonnable pour une molécule aussi répandue que l'atrazine (cf. chap.3 paragraphe 4 : Les usages phytosanitaires), les concentrations sont donc plutôt expliquées par **la quantité de matière active épanchée sur le bassin** que par l'intensité spatiale de son application.

Les concentrations en atrazine observées sont représentées en fonction de l'indice de pluie antérieure en différenciant les points selon la surface en maïs sur le bassin drainé (cf. figure 4.6). Deux seuils apparaissent clairement : en deçà d'un indice de pluie de 0.35 mm toutes les concentrations en atrazine sont inférieures à 0.25 µg/l, au-delà elles sont supérieures à 0.25 µg/l. Les concentrations mesurées à l'exutoire des bassins de type 3 (surface en maïs supérieure à 65 km²), sont toujours supérieures à 0.1 µg/l. Cependant, la distribution des concentrations en atrazine pour les bassins du groupe 1 (surface en maïs inférieure à 25.2 km²) est régulière en fonction de l'indice de pluie.

La condition énoncée pour l'indice de pluie antérieure est donc nécessaire et suffisante à l'apparition des fortes concentrations en atrazine. La présence de fortes surfaces en maïs sur le bassin est un facteur aggravant, non nécessaire mais suffisant pour la mesure de fortes concentrations en atrazine.

4.1.1.2. Analyse des concentrations mesurées par la DDASS du Gers à l'automne

Les taux de détection en période automnale restent élevés, à l'exception du lindane, mais les niveaux de concentration ont très nettement baissé par rapport au printemps. **L'atrazine apparaît comme la molécule la plus problématique** en cette période car la fréquence de dépassement de 0.1 µg/l est encore de 37%, contre 9% pour la simazine et 0% pour l'alachlore (mais pour un faible nombre de prélèvement). La variabilité des concentrations observées a, elle aussi, diminué par rapport au printemps.

Plusieurs auteurs ont montré que **la concentration en herbicide dans les eaux se dissipe suivant une cinétique d'ordre un** (Triplett *et al.*, 1978 ; Pantone *et al.*, 1992 ; Ng *et al.*, 1995). Après une transformation logarithmique, la concentration peut, suivant cette hypothèse, s'exprimer en fonction du temps :

$$\ln C(t) = \ln C_0 - b.t \quad (4.2)$$

avec $C(t)$ la concentration en matière active mesurée dans les eaux au temps t en µg/l, C_0 la concentration à l'état initial exprimée en µg/l, b le coefficient de dissipation en j^{-1} et t le temps en jours. A partir de (4.2), il est possible de calculer une durée de demi-vie, $t_{1/2}$, comme le temps au bout duquel la concentration initiale est réduite de moitié :

$$\ln C(t_{1/2}) = \ln(C_0 / 2) = \ln C_0 - b.t_{1/2}$$

d'où :

$$t_{1/2} = \ln(2) / b \quad (4.3)$$

Les coefficients C_0 et b ont été estimés par régression linéaire sur les concentrations récoltées par la DDASS du Gers entre 1994 et 1997 (cf. figure 4.7). L'origine des temps est fixée arbitrairement au 1^{er} mai de chaque année. Pour chaque molécule, les régressions sont testées pour quatre sélections d'individus :

- toutes les observations ;
- les observations en contexte faiblement pluvieux, appartenant à la classe IP=1 ;
- les observations en contexte moyennement pluvieux, appartenant à la classe IP=2 ;
- les observations en contexte fortement pluvieux, appartenant à la classe IP=3.

Dans chacun des cas où le coefficient b est calculable, l'intervalle de confiance sur ce coefficient est donné par :

$$\Delta b = t(n-2; \alpha/2) \cdot \text{Ecart type sur } b \quad (4.3)$$

avec $t(n-2; \alpha/2)$ la probabilité suivant une loi de Student à $(n-2)$ degré de liberté associée au risque α et n le nombre d'individus.

On peut en déduire l'intervalle de confiance sur $t_{1/2}$, Δt , tel que :

$$\frac{\Delta t}{t} = \frac{\Delta b}{b} \quad (4.4)$$

Les **demi-vies calculées pour l'atrazine sont comprises entre 51 et 63 jours** suivant la sélection d'individus. Ces valeurs peuvent être rapportées à celles données en général pour l'atrazine : l'ACTA (1993) donne 2 à 6 mois pour la rémanence, Pereira et Rostad (1990) rapportent 60 jours pour la demi-vie dans le sol d'après le Soil Conservation Service. Ng *et al.* (1995) rapportent la valeur de 42 jours sur un bassin agricole de 35 km², dont plus de 50% de la surface est en maïs et reçoit des traitements de 2.11 kg/ha.

L'échantillon de données ne permet pas de calculer la demi-vie pour la classe IP=1 à cause du manque de prélèvements en condition de faible pluviométrie antérieure à l'automne. La demi-vie de l'atrazine estimée pour la sélection d'individus IP=2, 71 jours, est significativement supérieure à celle estimée pour la sélection IP=3, 51 jours. De même pour la simazine, la demi-vie pour l'échantillon total est supérieure à la demi-vie pour IP=2 et IP=3. Il semble donc que **les concentrations dans les eaux décroissent plus rapidement pour les mesures suivant les épisodes pluvieux que pour les mesures en contexte plus sec**. Cette constatation permet d'envisager l'hypothèse selon laquelle la cinétique de décroissance de l'amplitude des pics de concentration suivant les épisodes pluvieux est plus rapide que la cinétique de décroissance des concentrations mesurées en période sèche. La décroissance au cours de l'année des concentrations dans les eaux de ruissellement direct suite aux fortes pluies serait donc plus rapide que celle des concentrations dans les écoulements différés (écoulements hypodermiques et contributions des nappes) de temps sec.

Les données ne permettent pas de valider complètement ces hypothèses mais l'acquisition de mesures en contexte sec tout au long de l'année pourrait être, à ce titre, informative.

Les limites de l'interprétation en terme de processus engagés apparaissent. Les données ont été acquises dans **une optique de santé publique** : évaluer les fréquences de dépassement de la concentration 0.1 µg/l dans les périodes le plus à risque. Dans une optique de diffusion des données, de construction de bases de données communes à plusieurs organismes pour plusieurs usages, la réflexion pour un protocole d'acquisition commun apparaît donc souhaitable.

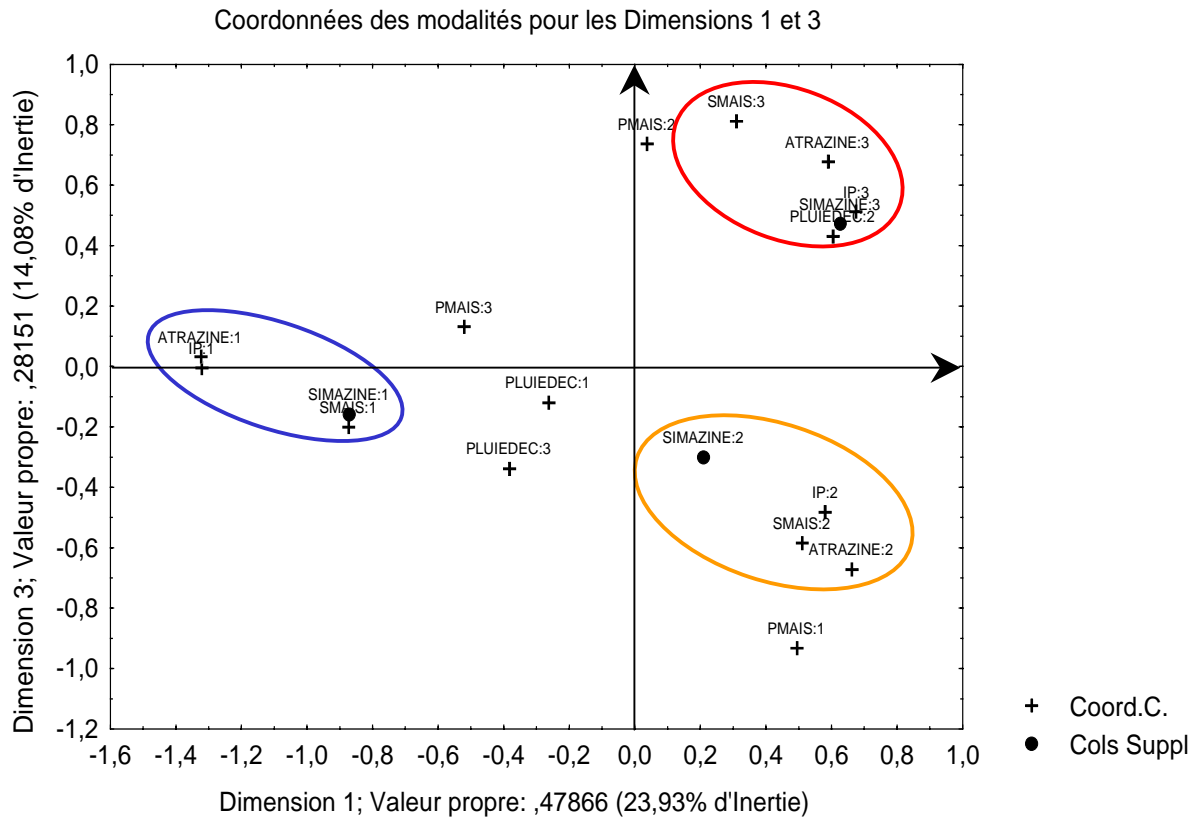


Figure 4.5 : Résultats de l'ACM sur les concentrations mesurées par la DDASS 32 au printemps de 1994 à 1997. Coordonnées des modalités dans le plan formé par les dimensions 1 et 3.

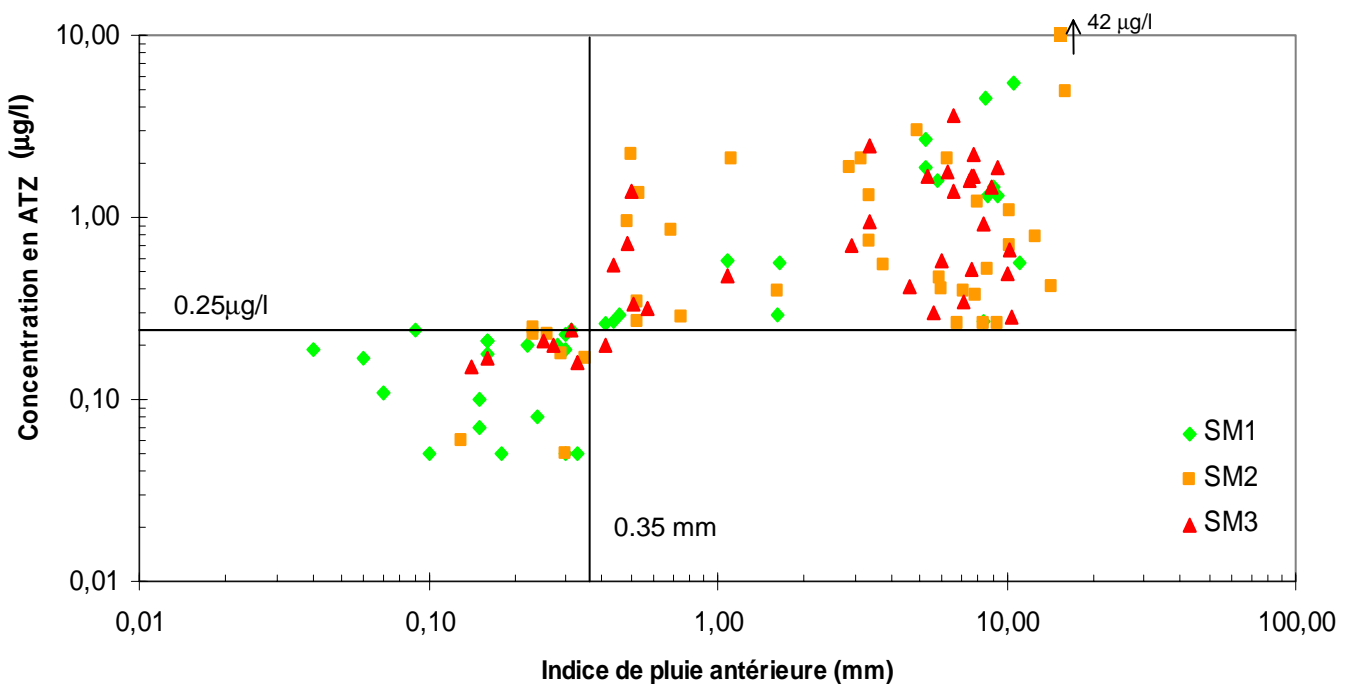


Figure 4.6 : Représentation des concentrations mesurées par la DDASS 32 au printemps de 1994 à 1997 en fonction de l'indice de pluie antérieure de Kohler et de la surface en maïs sur le bassin à l'amont du point de mesure.

| Sélection des observations | Molécule | Coefficient C_0 ($\mu\text{g/l}$) | Coefficient b (j^{-1}) | Coeff. de corrélation r | Ecart type sur $\ln a$ | Ecart type sur b | niveau de signification de r | Demi-vie $(t_{1/2})$ (j) |
|-----------------------------------|----------|---------------------------------------|-------------------------------------|---------------------------|------------------------|--------------------|--------------------------------|--------------------------|
| toutes les observations (n = 152) | Atrazine | 0.699 | 0.0110 | 0.590 | 0.113 | 0.001 | 0.000 | 63.01 +/- 0.36 |
| IP = 1 | Atrazine | ... | ... | ... | ... | ... | ... | ... |
| IP = 2 (n=66) | Atrazine | 0.572 | 0.0097 | 0.577 | 0.178 | 0.002 | 0.000 | 71.46 +/- 0.80 |
| IP = 3 (n=51) | Atrazine | 0.855 | 0.0135 | 0.674 | 0.195 | 0.002 | 0.000 | 51.34 +/- 0.48 |
| toutes les observations (n = 113) | Simazine | 0.231 | 0.0057 | 0.343 | 0.110 | 0.001 | 0.000 | 120.97 +/- 1.86 |
| IP = 1 | Simazine | ... | ... | ... | ... | ... | ... | ... |
| IP = 2 (n=47) | Simazine | 0.288 | 0.0066 | 0.455 | 0.182 | 0.002 | 0.001 | 104.39 +/- 1.92 |
| IP = 3 (n=34) | Simazine | 0.238 | 0.0066 | 0.375 | 0.201 | 0.003 | 0.029 | 104.86 +/- 2.90 |

(*) l'intervalle de confiance pour la demi-vie est donnée pour un risque de 5%.

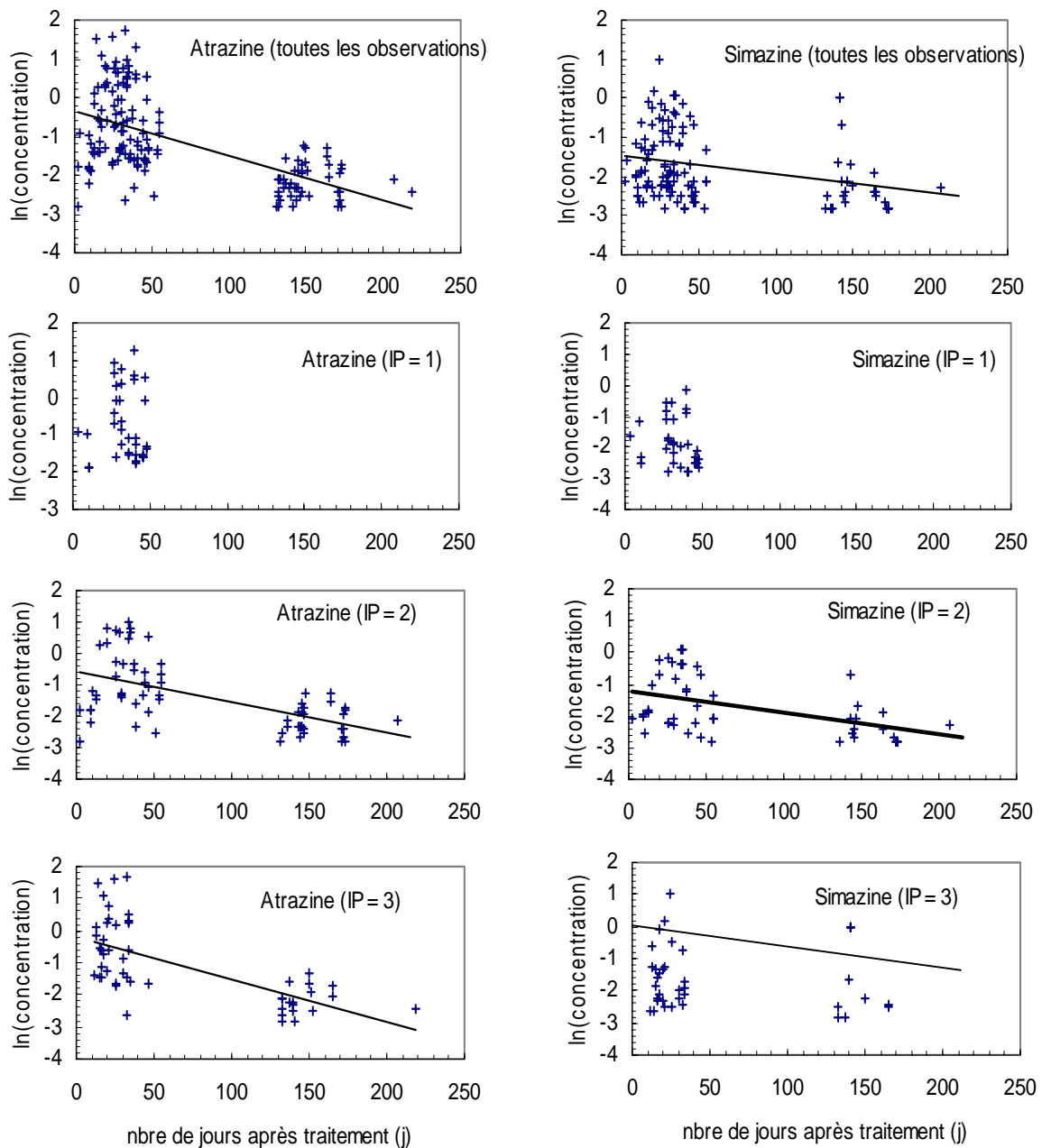


Figure 4.7 : Régressions linéaires sur les concentrations en atrazine et simazine mesurées par la DDASS 32 entre 1994 et 1997 en fonction du temps après application.

4.1.1.3. Conclusion

Les plus fortes concentrations en herbicide du maïs sont observées au printemps. Cette période correspond aussi à une forte variabilité inter-prélèvement qui est essentiellement expliquée par le contexte pluviométrique précédent la mesure : importance de la pluie décadaire et jour de la précipitation. Ce contexte est bien traduit par l'indice de pluie antérieure de Kohler. Ce résultat est en accord avec ceux relevés dans la bibliographie (Laroche, Gallichand, 1995 ; Reme, 1992 ; Seux *et al.*, 1984).

Les concentrations observées à l'automne, bien que moindres que celles observées au printemps, ne sont pas négligeables. Le niveau général des concentrations en atrazine suit une décroissance au cours du temps d'ordre un, avec un temps de demi-vie compris entre 50 et 70 jours.

A ce niveau d'organisation de l'espace, grands bassins versants départementaux, **les variables explicatives des concentrations sont essentiellement climatiques**. La pluie, souvent considérée comme homogène sur un domaine spatial plus réduit et qui affiche une variabilité spatiale, est la première variable explicative. **L'occupation du sol** des bassins apparaît comme une variable de second plan. Elle est suffisante pour observer de forts niveaux de concentration, si la sole en maïs est importante. Mais elle n'est pas nécessaire pour les observer : de fortes concentrations sont observées sur des bassins dont les surfaces et les pourcentages de surface en maïs sont faibles.

4.1.2. Conclusion

Le contexte hydrogéologique rendant l'exploitation des eaux souterraines impossible, les rivières qui prennent leur naissance sur le plateau de Lannemezan sont donc la seule ressource pour l'eau potable et l'irrigation et sont fortement anthropisées. L'utilisation exclusive des eaux de surface rend le problème de leur contamination majeur.

L'analyse des mesures de suivi de la qualité de l'eau relevées par la DDASS du Gers entre 1994 et 1997 a permis de mettre en évidence les forts niveaux de concentrations en herbicides du maïs (atrazine, simazine, alachlore) dans les rivières du département au printemps comme à l'automne. Les forts niveaux de pollution associés à la nécessité de recourir aux eaux superficielles, notamment pour l'eau potable, rend le contexte gascon particulièrement préoccupant.

La pluviométrie étant la principale variable explicative à ce niveau d'organisation de l'espace, les solutions pour la diminution de ces concentrations se posent à des niveaux d'organisation inférieurs : le petit bassin versant pour l'aménagement de l'espace, la parcelle pour une adaptation des traitements.

4.2. Protocole d'échantillonnage du bassin du Sousson

Après l'analyse des données disponibles à l'échelon départemental, on descend à un niveau d'organisation plus adapté à l'étude des aménagements agricoles : le bassin versant du Sousson. L'élaboration d'un protocole de mesure est la première étape fondamentale dans la réalisation d'une étude. Cette construction est **la recherche du meilleur compromis** entre les objectifs de l'étude et

les différentes contraintes qui se posent aux opérateurs. Dans le cas de la pollution des eaux de surface par les produits phytosanitaires du bassin du Sousson, deux périodes seront échantillonnées :

- printemps, période critique d'épandage des herbicides sur les cultures d'été
- hiver, six à dix mois après épandage de ces herbicides pour évaluer la rémanence des contamination des eaux de surface.

4.2.1. Objectifs et contraintes

Le cœur de la méthode proposée est l'analyse statistique conjointe de la variabilité spatiale de la qualité de l'eau et de la variabilité spatiale des propriétés des zones drainées. L'objectif du protocole d'échantillonnage sera donc de constituer **un jeu de données à forte variabilité spatiale**, *i.e.* échantillonner le plus grand nombre possible de zones spatiales comparables et différentes. Plusieurs campagnes d'échantillonnage seront mises en œuvre afin de suivre **l'évolution annuelle des résultats** avec l'éloignement des dates de traitement et les différents travaux du sol (cf. figure 4.8).

Les premières contraintes à prendre en compte sont d'ordre physique. La propagation des molécules phytosanitaires dans les eaux est très rapide en période de crue. **La nécessité d'inter-comparabilité des prélèvements** devra être en accord avec cet aspect cinétique. L'étude des données départementales a montré une variabilité des concentrations très forte en période d'épandage, au printemps pour les herbicides du maïs, et diminuant au cours de l'année, en automne-hiver.

Les secondes contraintes relèvent de l'aspect économique, et dans le cas des produits phytosanitaires du **coût** d'analyse d'un prélèvement. L'échantillonnage en continu, adapté à l'observation des phénomènes rapides, implique l'installation de structures de prélèvement (section de rivière aménagée pour les mesures de débit, équipées de préleveurs automatiques) et un grand nombre d'analyses.

Pour privilégier l'approche spatiale, l'échantillonnage ponctuel sera dans cette étude préféré à l'échantillonnage continu. Par conséquent, pour pouvoir comparer les échantillons récoltés, **les périodes de forte instabilité hydrologique seront évitées pour focaliser les mesures sur les périodes hors épisodes pluvieux correspondant aux récessions lentes et aux phases de régime permanent**. Au printemps, afin de mieux cerner la forte variabilité temporelle qui suit les épandages des herbicides du maïs, le nombre de points sera réduit pour pouvoir observer plusieurs dates. Par contre en automne-hiver, un maximum de points sera échantillonné sur une à deux campagnes annuelles. La répartition générale des prélèvements au cours de l'année est donnée à la figure 4.8.

Afin de décrire la plus grande gamme possible de surfaces, sous-bassins indépendants et sous-bassins emboîtés le long du cours d'eau principal seront échantillonnés simultanément.

4.2.2. Mesures de printemps

Les traitements herbicides sur la culture du maïs ont généralement lieu au début du mois de mai sur une durée très courte de quelques jours. Dans le cas de l'atrazine, la forme d'application la plus répandue est le traitement de pré-semis (cf. enquête, Chapitre 3.4). Les risques de transfert de la

molécule sont maximaux pour la période qui suit les traitements car le stock de produit mobilisable est maximal, notamment au cours des premières pluies. Les périodes de mesure immédiatement postérieures au traitement seront appelées périodes de printemps.

Deux périodes printanières ont été suivies, du 24 avril au 19 juin 1997 et du 21 mai au 01 juillet 1998.

La position spatiale des points de prélèvement a très peu changé entre les deux années (cf. figure 4.9). Les sous-bassins indépendants échantillonnés sont :

- RG 28 et RG 26 en 1997 et 1998 et RG 21 en 1998 uniquement, ce sont des bassins de faible taille (comprise entre 50 et 60 ha) pour lesquels le pourcentage de surface en maïs est fort (de 65% à 91%) ;
- RG 19 et RG17 en 1997 et 1998, bassins dont l'occupation du sol est diversifiée.

La rivière a été suivie en cinq points (cf. figure 4.9), définissant cinq bassins emboîtés, plus densément répartis dans la zone amont maïsicole du bassin général.

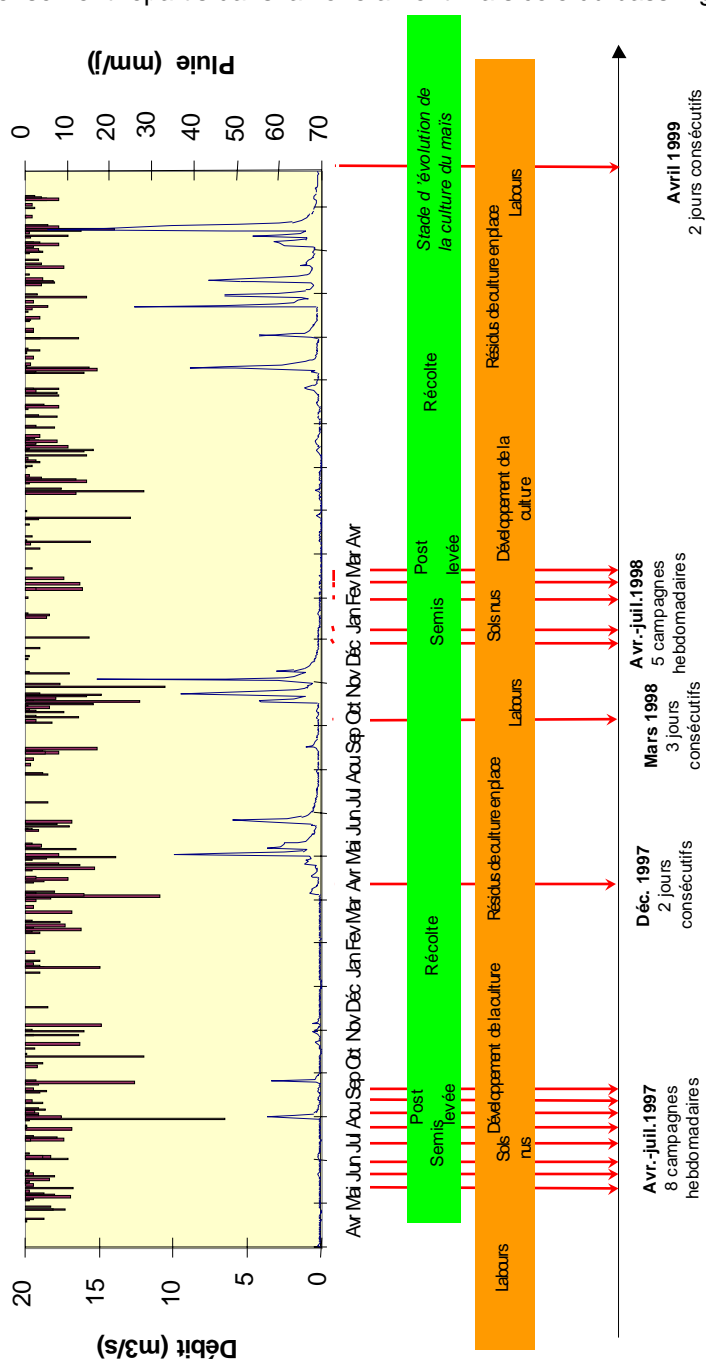


Figure 4.8 : Contexte général et dates de prises d'échantillons

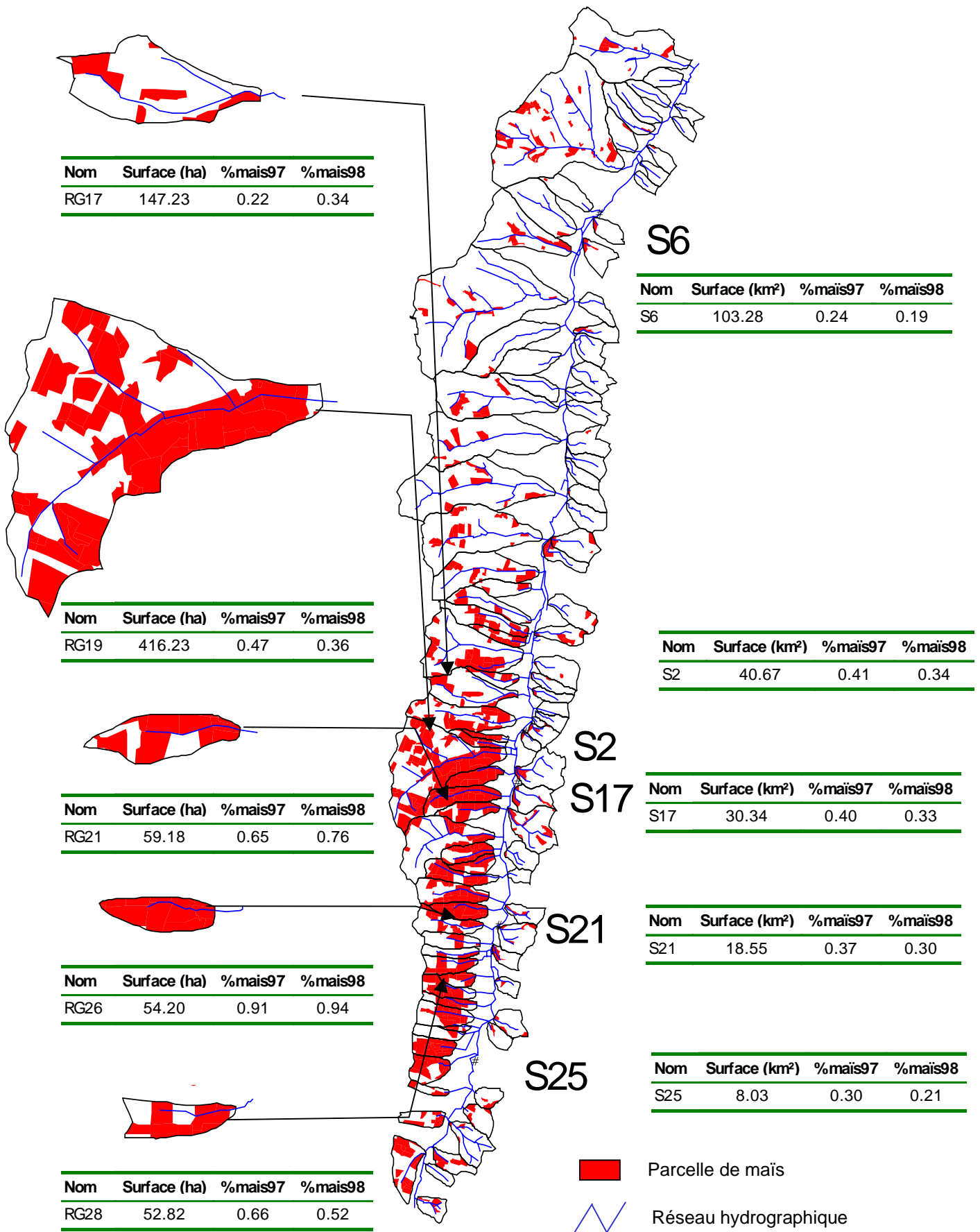


Figure 4.9 : Répartition spatiale des points de prélèvement pour les campagnes de printemps 1997 et 1998.

Les mesures ont été récoltées avec la fréquence d'un prélèvement par semaine en moyenne du début des traitements (mai) jusqu'à la mi-juin début-juillet. Au total 72 échantillons en 8 campagnes d'une journée en 1997 et 70 en 8 campagnes d'une journée en 1998 ont été prélevés pour les périodes de printemps avec simultanément des mesures de débit (cf. figure 4.10).

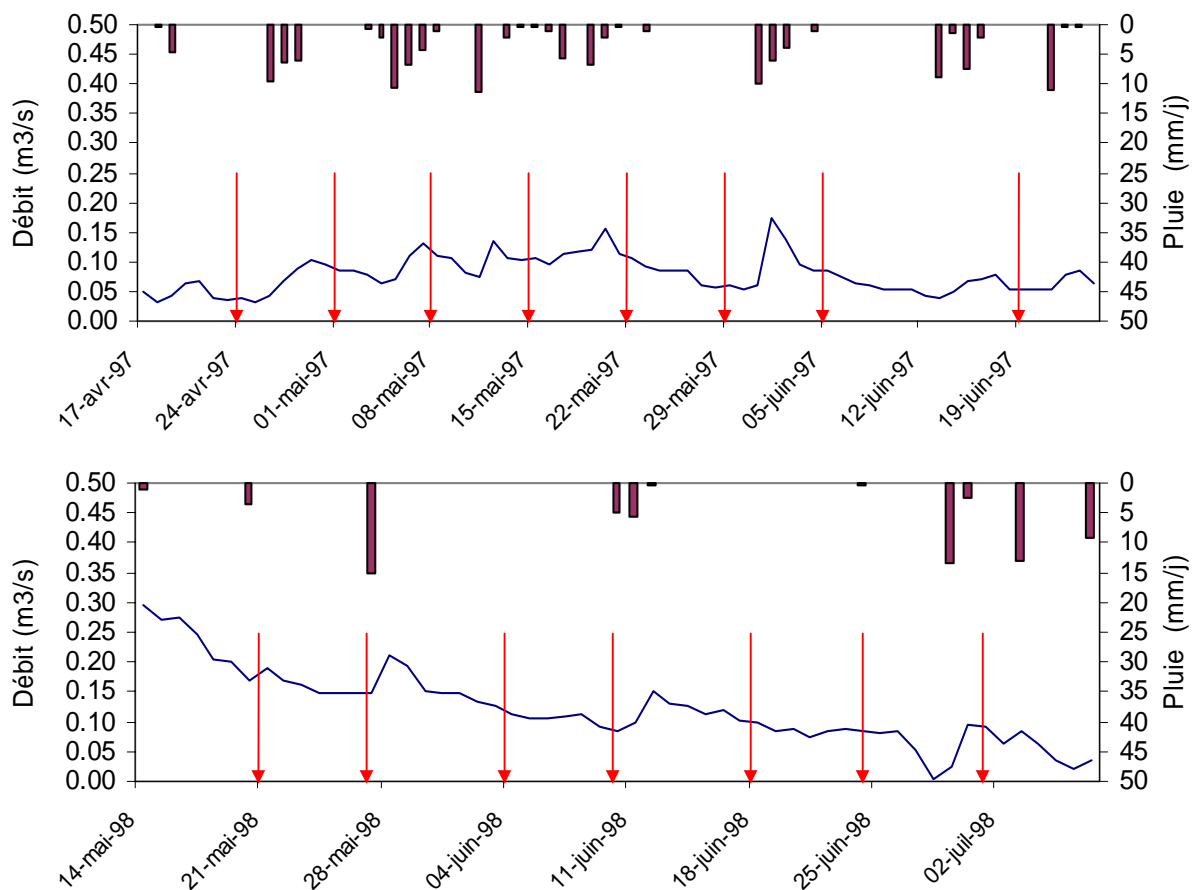


Figure 4.10 : Cas des campagnes de printemps : pluie journalière, débit à l'exutoire du Sousson et dates de prélèvements.

Le printemps 1997 a été plus pluvieux que le printemps 1998 où seuls deux épisodes ont dépassé 10 mm de pluie journalière (cf. tableau 4.4).

4.2.3. Mesures d'automne-hiver

Pour les parcelles en maïs, la récolte intervient en septembre-octobre. Commence alors la période d'interculture où les résidus de culture (base de cannes et système racinaire) restent en place. Les labours ont lieu à partir du mois de mars et sont suivis des travaux de préparation du sol pour le semis de culture d'été suivant. Il est possible, bien que rare sur la zone d'étude, qu'une culture d'hiver succède au maïs, le semis intervient alors quelques semaines après la récolte du maïs.

| Date | lkohler (mm) | Pj (mm) | P3j (mm) | P7j (mm) | P10j (mm) | Date | lkohler (mm) | Pj (mm) | P3j (mm) | P7j (mm) | P10j (mm) |
|----------|--------------|---------|----------|----------|-----------|----------|--------------|---------|----------|----------|-----------|
| 24/04/97 | 1.7 | 0.0 | 0.0 | 4.8 | 4.8 | 17/03/98 | 8.4 | 0.0 | 0.0 | 17.0 | 33.6 |
| 01/05/97 | 9.7 | 0.0 | 0.0 | 22.0 | 22.0 | 18/03/98 | 5.8 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 25.8 |
| 08/05/97 | 16.3 | 1.0 | 12.2 | 25.8 | 25.8 | 19/03/98 | 4.1 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 21.0 |
| 15/05/97 | 9.4 | 0.4 | 2.8 | 14.2 | 26.4 | 21/05/98 | 3.2 | 0.0 | 3.5 | 3.5 | 5.1 |
| 22/05/97 | 8.4 | 0.0 | 2.5 | 15.9 | 18.7 | 27/05/98 | 15.9 | 15.0 | 15.0 | 15.0 | 18.5 |
| 29/05/97 | 0.7 | 0.0 | 0.0 | 1.0 | 3.5 | 04/06/98 | 3.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 15.0 |
| 05/06/97 | 9.4 | 0.0 | 1.0 | 21.0 | 21.0 | 10/06/98 | 5.0 | 5.0 | 5.0 | 5.0 | 5.0 |
| 19/06/97 | 7.7 | 0.0 | 0.0 | 19.9 | 19.9 | 18/06/98 | 2.6 | 0.0 | 0.0 | 0.5 | 11.3 |
| 02/12/97 | 39.4 | 7.0 | 23.5 | 64.0 | 64.0 | 24/06/98 | 0.5 | 0.5 | 0.5 | 0.5 | 0.5 |
| 03/12/97 | 32.3 | 0.0 | 9.5 | 61.5 | 64.0 | 01/07/98 | 11.2 | 0.0 | 16.0 | 16.0 | 16.5 |
| 04/12/97 | 26.4 | 0.0 | 7.0 | 61.5 | 64.0 | 07/04/99 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 |
| 05/12/97 | 21.6 | 0.0 | 0.0 | 55.5 | 64.0 | 08/04/99 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 |

Pj est la pluviométrie journalière le jour du prélèvement ;
 P3j, P7j et 10j sont les pluviométries cumulées sur le 3, 7 et 10 jours avant le jour du prélèvement.

Tableau 4.4 : Contexte pluviométrique les jours de prélèvement d'échantillons.

Trois séries de mesures se sont déroulées en saison d'automne-hiver. Afin de vérifier que les prélèvements restent comparables d'une date à l'autre au sein d'une même série de mesures, certains bassins sont échantillonnés plusieurs fois :

- les 02, 03, 04 et 05 décembre 1997, 63 prélèvements pour 34 sous-bassins indépendants différents et 9 bassins emboîtés ;
- les 17, 18 et 19 mars 1998, 62 prélèvements pour 28 sous-bassins indépendants différents et 8 bassins emboîtés ;
- les 07 et 08 avril 1999, 44 prélèvements pour 20 sous-bassins indépendants différents et 5 bassins emboîtés.

Le nombre de bassins versants différents échantillonnés est bien plus élevé qu'au printemps (cf. figure 4.12) mais les prélèvements sont concentrés sur quelques dates seulement (cf. figure 4.8). La répartition du maïs sur les sous-bassins est donnée à la figure 4.11. Le jeu de bassin, de surface comprise entre 20 et 747 ha, affiche une assez forte variabilité sur les surfaces et les pourcentages de surface occupées par la culture du maïs.

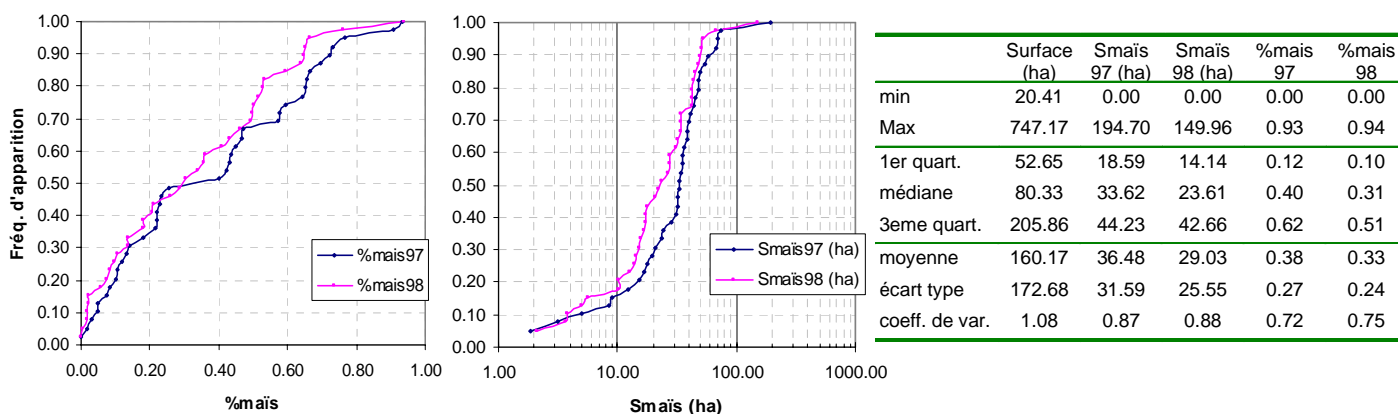


Figure 4.11 : Répartition des surfaces et des pourcentage de surface en maïs sur les sous-bassins versants indépendants pour les années 1997 et 1998.

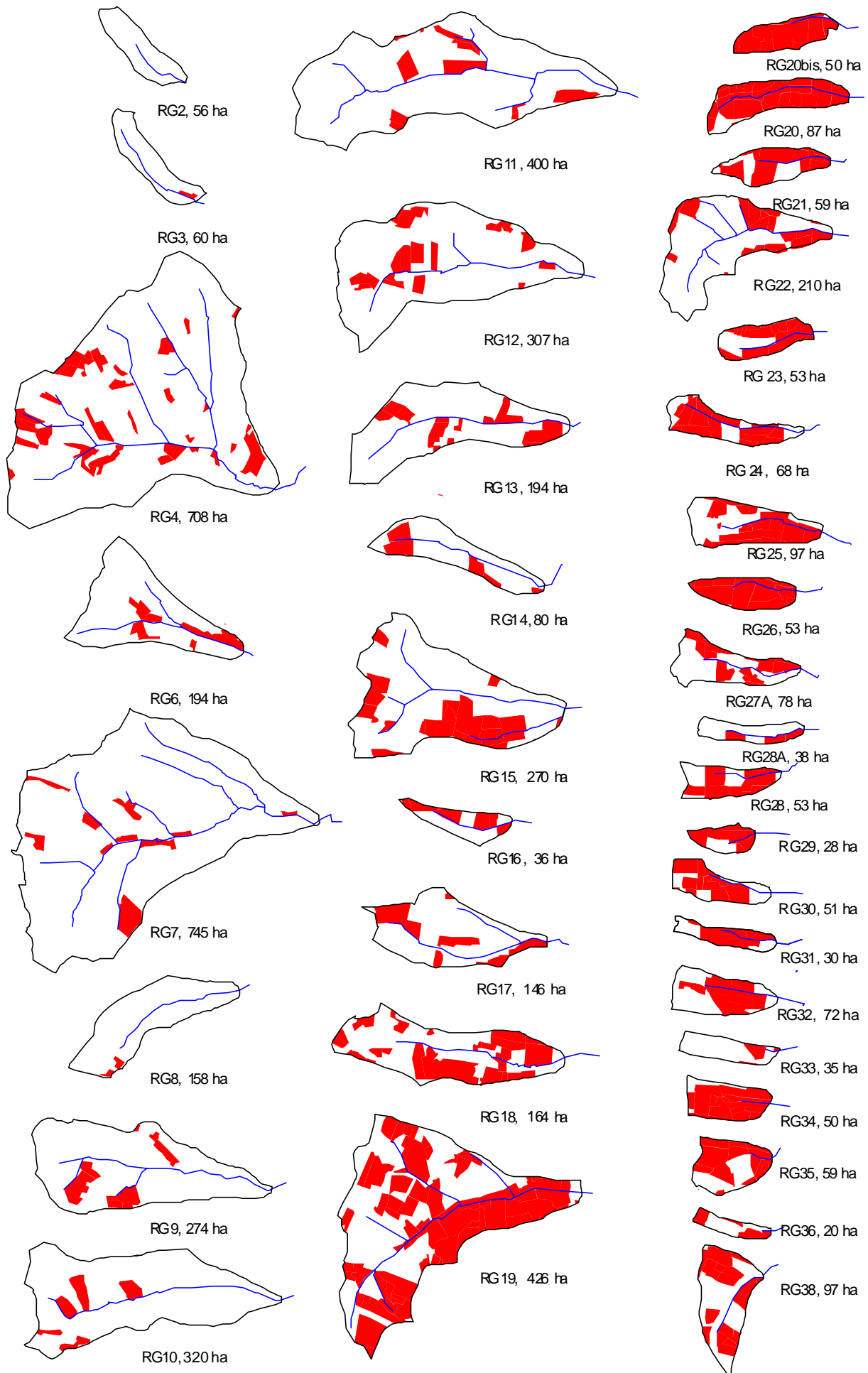
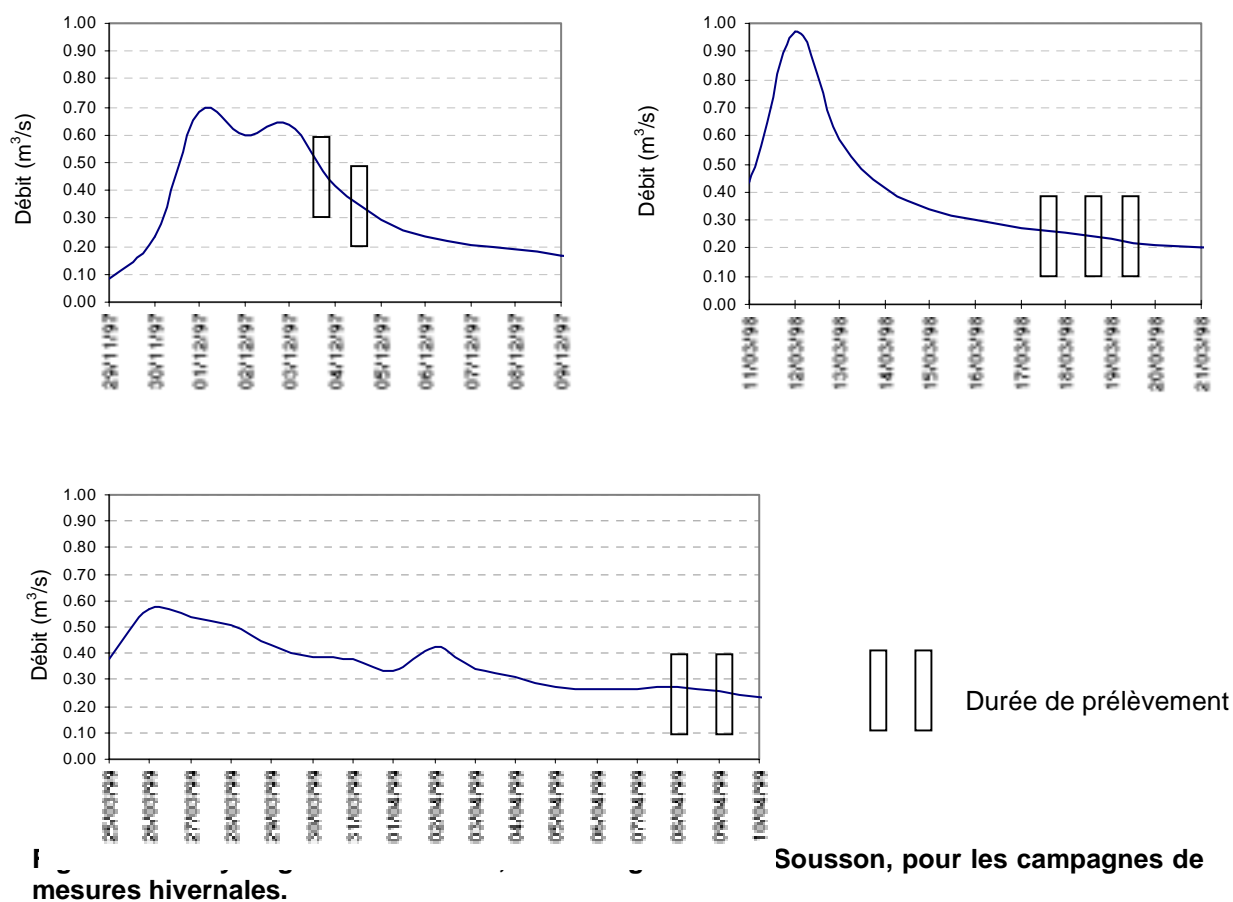


Figure 4.12 : Répartition spatiale des prélèvements pour les campagnes d'automne-hiver 1997 et 1998.

Les hydrogrammes à Pavie, exutoire général du Sousson, pour les campagnes de mesures hivernales sont donnés à la figure 4.13.



La campagne de décembre 1997 est située en contexte de récession, la pluie cumulée sur les 10 jours précédant les mesure totalisant plus de 60 mm avec un épisode de 7 mm le 02 décembre 1997 (cf. tableau 4.4). L'examen des parcelles de maïs sur le terrain révèle que très peu ont fait l'objet d'un labour et que pour la plupart les résidus de cultures sont encore en place.

Les campagnes de mars 1998 et avril 1999 se sont déroulées en période sèche, aucun épisode pluvieux n'étant enregistré sur le bassin 6 jours avant les mesures en mars 1998 et 10 jours en avril 1999. La proportion de parcelles précédemment en maïs et labourées a augmenté depuis le mois de décembre pour atteindre environ deux tiers des parcelles précédemment en maïs.

4.2.4. Conclusion

L'intérêt majeur de ce protocole de mesure et de disposer d'un jeu de données portant sur des bassins indépendants et comparables. **Cet échantillonnage permet une analyse statistique des caractéristiques spatiales des différentes unités hydrologiques.**

La principale limite qu'il affiche est de se restreindre à l'étude de périodes hydrologiquement stables. Seules les phases de **pollutions chroniques** seront caractérisées et non les phases de pollutions épisodiques causées par les épisodes de crues responsables d'une grande partie des quantités de polluants phytosanitaires exportées. Du point de vue des processus activés, le ruissellement rapide de

surface ne sera pas appréhendé ; on s'intéressera aux composantes plus lentes de l'écoulement et aux écoulements de base.

La méthode développée n'est pas intrinsèquement limitée à l'étude des phases temporellement stables, c'est la mise en place pratique et économique de l'échantillonnage qui, dans cette étude, a été orientée vers des prélèvements ponctuels.

4.3. Ecoulements dans le bassin du Sousson

Chaque prélèvement d'eau sur le bassin du Sousson a été couplé à une mesure de débit. Ainsi, il est possible d'étudier la variabilité spatiale des flux de polluants et des flux d'eau.

Les différentes méthodes de mesures de débits sont présentées avec leurs conditions d'application et leur précision.

Disposant de mesures de débit sur des bassins de taille variable, de 0.5 à 100 km², nous avons cherché à savoir s'il y avait une relation entre la surface drainée et les débits observés. Pour caractériser le bassin global, les débits relevés en continu à l'exutoire du Sousson sont présentés. La relation entre débits acquis le long de la rivière et surface drainée (8 à 100 km²) est ensuite analysée. Enfin les débits mesurés aux exutoires des sous-bassins indépendants et en rivière sont regroupés pour l'étude des débits spécifiques sur une gamme de surface de 0.5 à 100 km².

4.3.1. Méthodes de mesure

Plusieurs méthodes ont été utilisées en fonction de l'importance estimée du débit à mesurer. Pour chacune des méthodes, le principe est rapidement rappelé et une estimation de l'erreur de mesure est donnée.

Les plus forts débits, supérieurs à 10 l/s, ont été mesurés à l'aide d'un **micro-moulinet hydrométrique** (Thebe, 1995). Le champ des vitesses d'une section de cours d'eau est exploré à l'aide d'un moulinet à axe fixe. Le nombre de tours d'hélice est proportionnel à la vitesse du filet d'eau suivant une formule donnée par le constructeur, il est enregistré à différentes profondeurs sur plusieurs verticales de la section. Le profil de vitesse sur une verticale est obtenu par interpolation. Le débit dans la section est calculé par une double intégration sur chaque verticale puis sur l'ensemble des verticales. Avant chaque mesure, on s'est assuré que l'écoulement était laminaire par le choix d'une section appropriée. Dans ces conditions, les micro-moulinets fournissent une précision de l'ordre de 5% mais les vitesses ne sont jamais uniformes dans une section de rivière et seule la multiplication des mesures de vitesse, notamment proche des limites de la section (fond, surface) permettent de minimiser l'erreur de mesure (Ministère de la Coopération, 1997).

Pour les débits moyens, compris entre 5 et 10 l/s, on a eu recours à un **déversoir triangulaire à mince paroi** amovible. Le débit est alors donné en fonction de la charge h , différence entre la surface libre loin en amont du déversoir et le seuil versant, par la formule de Gourley et Crimp (SOGREAH, 1985) :

$$Q = 1,32 \tan\left(\frac{\alpha}{2}\right) h^{2,47} \quad (4.5)$$

avec Q le débit en m^3/s , h la charge en m et α l'angle du déversoir.

Pour appliquer cette formule, la nappe déversante doit être libre : l'air doit circuler librement sous la veine. Le déversoir amovible doit être installé à chaque mesure sans qu'aucune fuite ne soit décelable et la hauteur h doit être mesurée après stabilisation de la surface libre en amont. L'erreur de mesure peut être imputée uniquement à l'erreur de mesure de la charge h , soit inférieure dans la grande majorité des cas à 5%.

Les faibles débits, inférieurs à 5 l/s, sont mesurés suivant la **méthode volumétrique** : le volume écoulé durant une période de temps est récolté dans un récipient gradué. La précision atteinte est alors de 1%.

4.3.2. Débits mesurés à l'exutoire du Sousson

L'exutoire du bassin du Sousson a été équipé à Pavie d'une station limnimétrique par la CACG depuis le 04 avril 1995. Le niveau d'eau est enregistré en continu et converti en débit à l'aide d'une courbe de tarage établie par la CACG et complétée au cours de cette étude, notamment dans le domaine des faibles débits.

Les débits moyens journaliers à la station de Pavie sont donnés pour les années hydrologiques 1995-1996, 1996-1997 et 1997-1998 à la figure 4.14. Les hautes eaux se trouvent en saison froide tandis que les basses eaux se placent en été. L'hydrogramme général montre une période de remontée du niveau de base de septembre à janvier et une période de décroissance de ce niveau de base de janvier à septembre. Ces variations du niveau de base des débits observés à l'exutoire montrent donc la présence d'un **système aquifère** qui a un comportement de réservoir et qui contribue aux écoulements en rivière. Ce système d'accompagnement de la rivière est **de faible dimension** puisque pratiquement tari en été où les débits en rivières sont très faibles.

Les crues sont **brèves** et présentent des temps de montée très courts pour des **débits de pointe élevés**, elles se rencontrent essentiellement en hiver, de décembre à janvier, et au printemps. Quelques crues de moindre amplitude se rencontrent en été (juillet 1996, juin et juillet 1997).

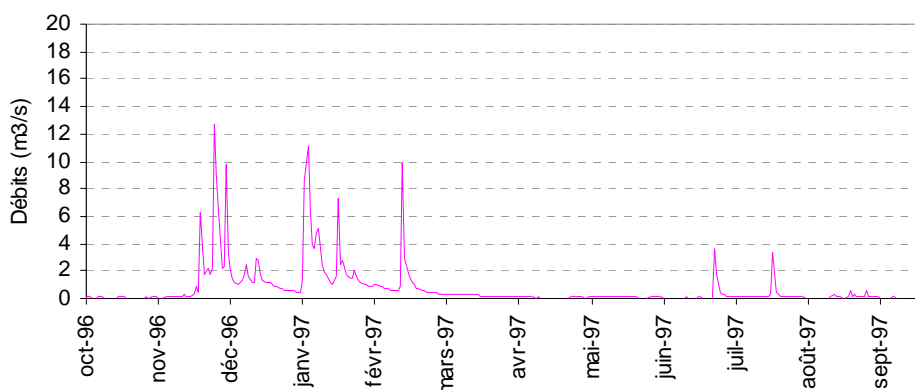
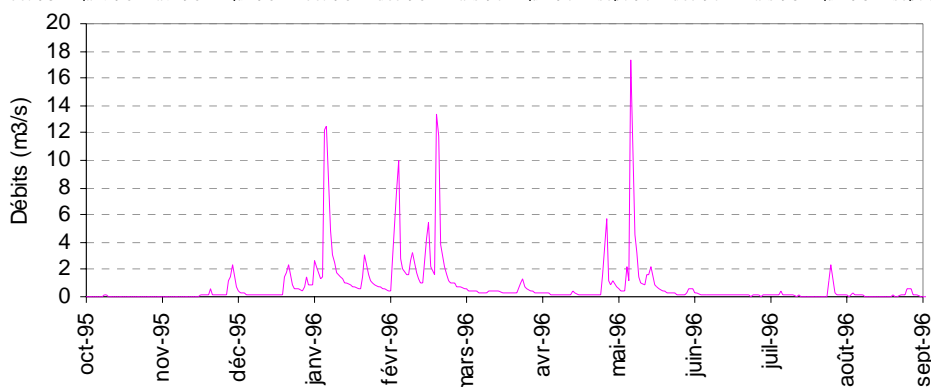
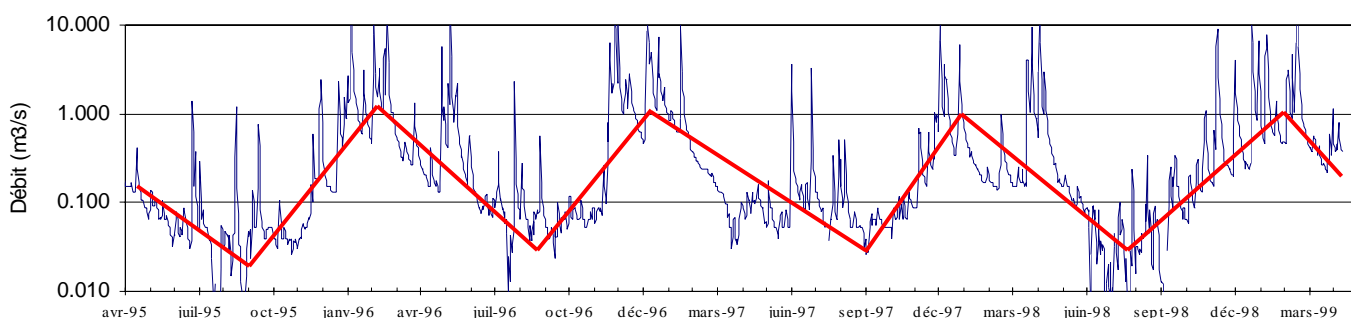
La figure 4.15 présente les débits classés pour chaque année hydrologique ainsi que les différents **débits caractéristiques** (Roche, 1963). Les deux années 1995-1996 et 1996-1997 apparaissent très similaires avec des débits caractéristiques très proches. Par contre, l'année 1997-1998 comporte moins de forts débits : le module, le Débit Caractéristique de Crue (DCC) et le Débit Caractéristique de 1 mois (DC1) sont inférieurs aux autres années. Les débits caractéristiques des périodes d'étiage apparaissent aussi diminués même si le débit médian est du même ordre que pour les deux autres années.

Les débits relevés à Pavie lors des campagnes de mesures sont consignés au tableau 4.5. Les mesures du printemps 1997 correspondent presque toutes au DC9, débit dépassé 9 mois par an, voire au Débit Caractéristique d'Etiage (une seule valeur de débit se rapproche du débit médian). Au

printemps 1998, les débits mesurés en début de campagne étaient assez élevés, avant de diminuer au voisinage du DC9. Les mesures d'hiver par contre se situent en période de hautes eaux puisque toutes les mesures relevées se sont avérées proches du Débit Caractéristique de 3 mois.

| | Date | Q (l/s) | Débit caractéristique les plus proches | | Date | Q (l/s) | Débit caractéristique les plus proches |
|----------------|----------------|----------|--|----------|------|-------------|--|
| | PRINTEMPS 1997 | 24/04/97 | 39 | | DCE | HIVER 97-98 | 02/12/97 |
| 01/05/97 | | 86 | DC9 | 03/12/97 | 620 | | DC3 |
| 08/05/97 | | 109 | DC6 | 04/12/97 | 450 | | DC3 |
| 15/05/97 | | 93 | DC9 | 17/03/98 | 317 | | DC6 |
| 22/05/97 | | 93 | DC9 | 18/03/98 | 317 | | DC6 |
| 29/05/97 | | 53 | DCE | 19/03/98 | 279 | | DC6 |
| 05/06/97 | | 72 | DC9 | 07/04/99 | 279 | | DC6 |
| 19/06/97 | | 40 | DC9 | 08/04/99 | 357 | | DC3-DC6 |
| 21/05/98 | | 243 | DC6 | | | | |
| PRINTEMPS 1998 | 27/05/98 | 175 | DC6 | | | | |
| | 04/06/98 | 113 | DC9 | | | | |
| | 10/06/98 | 85 | DC9 | | | | |
| | 18/06/98 | 85 | DC9 | | | | |
| | 24/06/98 | 85 | DC9 | | | | |
| | 01/07/98 | 113 | DC9 | | | | |

Tableau 4.5 : Débits mesurés lors des campagnes de mesures à la station de Pavie rapportés aux débits caractéristiques de l'année hydrologique correspondantes.



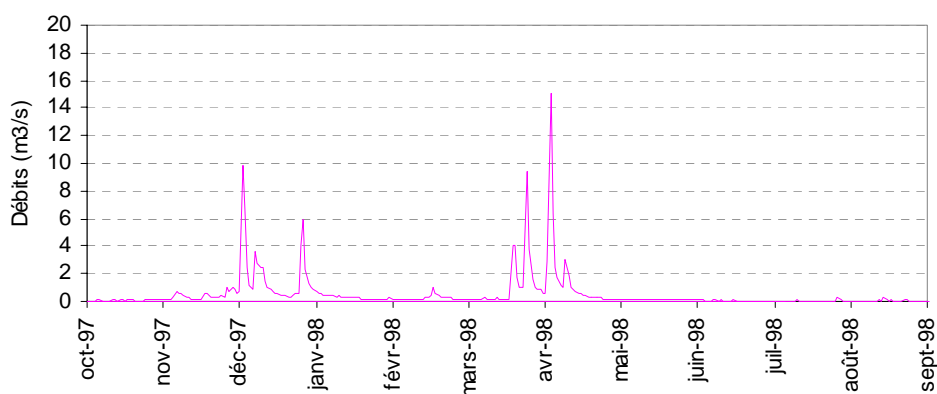
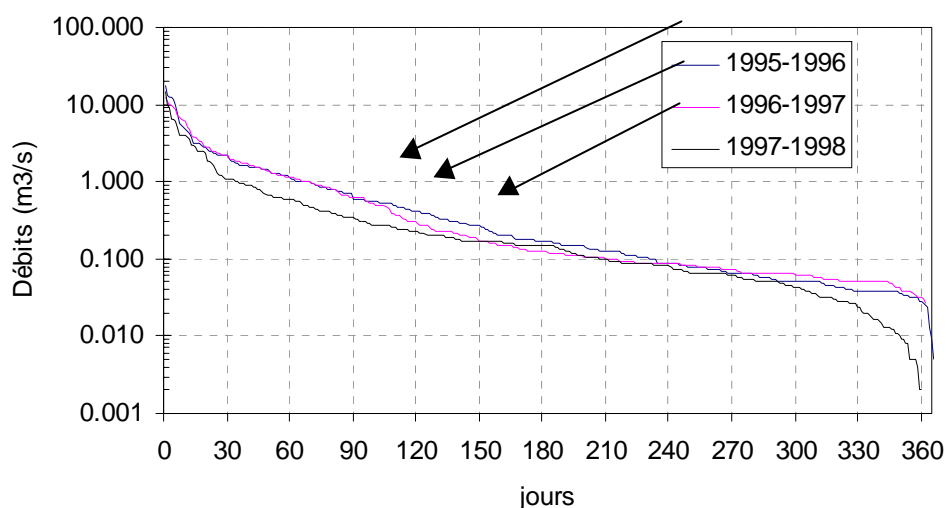


Figure 4.14 : Débits moyens journaliers à la station de Pavie pour les années hydrologiques 1995-1996, 1996-1997, 1997-1998.



| Année | Module (m ³ /s) | DCC (m ³ /s) | DC1 (m ³ /s) | DC3 (m ³ /s) | DC6 (m ³ /s) | DC9 (m ³ /s) | DCE (m ³ /s) |
|-----------|----------------------------|-------------------------|-------------------------|-------------------------|-------------------------|-------------------------|-------------------------|
| 1995-1996 | 0.747 | 4.916 | 2.150 | 0.598 | 0.165 | 0.065 | 0.032 |
| 1996-1997 | 0.717 | 7.270 | 2.310 | 0.628 | 0.128 | 0.072 | 0.039 |
| 1997-1998 | 0.494 | 4.030 | 1.080 | 0.330 | 0.149 | 0.059 | 0.008 |

Module : moyenne arithmétique des débits journaliers

DCC (Débit Caractéristique de Crue) : débit journalier égalé ou dépassé 10 jours dans l'année

DC1, 3, 9 (Débit Caractéristique de 1, 3, 9 mois) : débit journalier égalé ou dépassé 1, 3 ou 9 mois dans l'année

DC6 (débit médian) : débit journalier égalé ou dépassé 6 mois dans l'année

DCE (Débit Caractéristique d'Etiage) : débit journalier égalé ou dépassé 355 jours dans l'année

Figure 4.15 : Débits moyens journaliers à la station de Pavie classés et débits caractéristiques pour les années hydrologiques 1995-1996, 1996-1997 et 1997-1998.

4.3.3. Débits mesurés le long du Sousson

Pour chaque campagne de mesure, les débits ont été mesurés en 4 à 7 points le long de la rivière. Ces différents points définissent des bassins emboîtés qui drainent des **surfaces comprises entre 8 et 103 km²**. Au printemps, le Sousson reçoit une réalimentation depuis un canal de crête issu du système Neste par l'intermédiaire d'un de ses affluents et un prélèvement par pompage pour remplir une retenue destinée à l'irrigation. Les mesures de débit ont été désinfluencées de ces apports et retraits d'eau.

Pour des campagnes de mesure ponctuelles, on peut penser en première hypothèse que **le débit mesuré est une fonction de la surface amont drainée**. Si l'on est dans une gamme de surface qui comprend un changement de niveau d'organisation, la fonction liant débit et surface drainée ne sera pas continue. Dans le cas contraire, on pourra trouver une fonction continue de la surface drainée représentant le débit pour la gamme de surface donnée. Il est possible que cette fonction soit complexe mais si l'on se place sur un domaine suffisamment restreint, toute fonction peut être approximée par une fonction linéaire. En première approximation, nous avons donc testé **une fonction linéaire** du type :

$$Q = a.S + b \quad (4.6)$$

avec Q le débit instantané mesuré en rivière exprimé en l/s et S la surface amont drainée au point de mesure, exprimée en km².

Nous allons tester l'acceptabilité de cette formulation par régression linéaire simple sur l'ensemble des mesures récoltées qui se rapportent à un domaine spatial défini tel que :

$$8 \text{ km}^2 < S < 100 \text{ km}^2$$

Les résultats des régressions linéaires sont consignés dans le tableau 4.6. Pour 21 des 23 campagnes de mesure l'hypothèse de linéarité entre débit et surface drainée est acceptable. Pour les 2 campagnes du 29 mai 1997 et 19 juin 1997, le niveau de confiance α est supérieur à 5%, l'hypothèse de linéarité est alors rejetée. Or comme il a été précisé au paragraphe précédent (cf. tableau 4.5), ces campagnes correspondent au débit caractéristique d'étiage mesuré à l'exutoire du bassin du Sousson en période de réalimentation de la rivière. Dans ces conditions de très basses eaux, le débit naturel en rivière devient très faible devant le débit de réalimentation issu du système Neste, il est donc fort probable que les débits désinfluencés pris en compte dans les régressions ne soient pas représentatifs des débits naturels, l'erreur commise lors de la correction devenant trop forte devant le débit estimé.

Pour un domaine de surface compris entre 8 et 100 km², pour les débits mesurés en période de récession et en régime permanent et à condition que la part des débits de réalimentation ne soit pas

trop grande devant les débits naturels, **l'hypothèse de linéarité entre débit et surface drainée est donc acceptable**. Dans ce cas, chaque partie du bassin participe de manière identique à la création des débits en rivière. Sur le bassin du Sousson, tout se passe comme si plusieurs compartiments successifs contribuaient de manière homogène au débit de la rivière. Cette représentation est en accord avec la structure du bassin : le cours d'eau principal reçoit la contribution d'affluents indépendants et probablement d'une nappe d'accompagnement de caractéristiques homogènes tout le long du cours d'eau principal.

| Date | N | a (l/s.km ²) | b (l/s) | r | Ecart Type sur a | Ecart Type sur b | Niveau de confiance α |
|----------|---|-----------------------------|------------|-------|---------------------|---------------------|---------------------------------|
| 24/04/97 | 5 | 0.35 | 6.47 | 0.895 | 0.10 | 5.30 | 0.040 |
| 01/05/97 | 5 | 0.60 | -6.73 | 0.987 | 0.06 | 2.99 | 0.002 |
| 08/05/97 | 4 | 0.92 | -11.00 | 0.986 | 0.11 | 6.40 | 0.014 |
| 15/05/97 | 5 | 0.79 | 2.25 | 0.986 | 0.08 | 3.98 | 0.002 |
| 22/05/97 | 6 | 0.78 | -6.13 | 0.989 | 0.06 | 2.95 | 0.000 |
| 29/05/97 | 3 | 0.28 | -2.34 | 0.990 | 0.04 | 2.65 | 0.086 |
| 05/06/97 | 5 | 0.46 | -1.01 | 0.961 | 0.08 | 4.21 | 0.009 |
| 19/06/97 | 5 | 0.09 | 7.15 | 0.489 | 0.09 | 4.97 | 0.403 |
| 02/12/97 | 5 | 6.76 | 25.95 | 0.980 | 0.79 | 45.42 | 0.003 |
| 03/12/97 | 6 | 5.91 | 35.32 | 0.932 | 1.15 | 73.72 | 0.007 |
| 04/12/97 | 5 | 4.40 | -20.95 | 0.994 | 0.28 | 17.67 | 0.001 |
| 17/03/98 | 7 | 3.30 | -30.26 | 0.990 | 0.21 | 12.82 | 0.000 |
| 18/03/98 | 7 | 3.30 | -42.99 | 0.975 | 0.34 | 21.22 | 0.000 |
| 19/03/98 | 7 | 2.80 | -31.07 | 0.984 | 0.22 | 14.03 | 0.000 |
| 21/05/98 | 5 | 2.80 | -34.73 | 0.984 | 0.29 | 15.28 | 0.002 |
| 27/05/98 | 4 | 1.90 | 5.10 | 0.985 | 0.20 | 13.11 | 0.014 |
| 04/06/98 | 4 | 1.20 | 3.65 | 0.967 | 0.23 | 12.95 | 0.033 |
| 10/06/98 | 5 | 0.83 | -1.67 | 0.977 | 0.10 | 5.48 | 0.004 |
| 18/06/98 | 4 | 0.31 | 4.40 | 0.950 | 0.07 | 3.96 | 0.049 |
| 24/06/98 | 5 | 0.35 | -0.64 | 0.984 | 0.04 | 1.93 | 0.003 |
| 01/07/98 | 5 | 1.31 | -11.93 | 0.991 | 0.10 | 5.26 | 0.001 |
| 07/04/99 | 5 | 2.72 | -13.03 | 0.995 | 0.10 | 9.07 | 0.000 |
| 07/08/99 | 5 | 3.41 | -10.78 | 0.991 | 0.26 | 15.52 | 0.000 |

N est le nombre de points de mesure le long de la rivière sur lequel porte la régression.
r est le coefficient de corrélation.

α est le niveau de confiance avec lequel on rejette l'hypothèse "le coefficient b est nul",
l'hypothèse est testé suivant la variable t de Student. Plus α est faible moins le risque de rejeter
l'hypothèse alors qu'elle est vraie est faible.

Tableau 4.6 : Résultats des régressions linéaires entre débits en rivière et surface amont drainée ($Q = a.S + b$) pour les 23 campagnes de mesure.

4.3.4. Débits spécifiques mesurés sur le bassin du Sousson

Les bassins emboîtés le long de la rivière présentent un comportement homogène sur les campagnes de mesure réalisées. La gamme de surface des bassins étudiés est maintenant augmentée en intégrant les sous-bassins indépendants. Afin d'obtenir un échantillon de données le plus grand possible, les débits mesurés au cours des campagnes précédant le printemps 1997 ont été intégrés : campagnes des 06, 07 et 08 novembre 1996 et 28, 29 et 30 janvier 1997. Ces deux campagnes de mesures, comme celles des 03 et 04 décembre 1997 et des 17, 18 et 19 mars 1998, se sont déroulées hors épisode pluvieux. Les campagnes de printemps n'ont pas été intégrées à l'analyse car

les mesures portaient systématiquement sur les mêmes bassins et la répétition d'individus présentant les mêmes caractéristiques spatiales risquait de biaiser les résultats.

4.3.4.1. Variabilité des débits spécifiques

Pour toutes les dates de mesure, les débits spécifiques, débits rapportés à la surface du bassin versant, ont été calculés. Ils représentent la **capacité du bassin drainé à générer un écoulement mesuré en rivière**.

Afin de disposer d'un échantillon de données comparables, les débits spécifiques ont subi **deux prétraitements** suivant la méthode proposée par Woods *et al.* (1995).

Le premier traitement consiste à rendre les débits mesurés le long du Sousson indépendants. Les points de mesure le long de la rivière forment des bassins emboîtés, la zone comprise entre deux points de mesure forme une "tranche" de bassin à laquelle on peut affecter comme débit propre la différence des débits entrant et sortant. Deux tranches adjacentes peuvent être combinées pour former une nouvelle tranche dont la surface est la somme des surfaces des deux tranches initiales. En réalisant toutes les combinaisons possibles, on dispose d'un plus grand nombre de bassins relativement indépendants. Ces débits de "tranche" sont substitués aux débits mesurés le long de la rivière et ajoutés aux mesures à l'exutoire des sous-bassins indépendants.

Afin de pouvoir comparer les mesures acquises à différentes dates, les valeurs de débits spécifiques ont été normées en les divisant par les débits spécifiques mesurés à l'exutoire général du bassin versant (de surface 103 km²).

Les débits spécifiques normés sont représentés en fonction de la surface drainée à la figure 4.16. **L'amplitude de la gamme des débits spécifiques normés diminue quand la surface drainée augmente**. Afin d'analyser cette variabilité, les bassins sont classés par surface drainée croissante. Si un bassin a été échantillonné au cours de plusieurs campagnes, on choisit une seule mesure de débit par tirage aléatoire. Ensuite, les bassins classés sont groupés par 5, 10 et 20. L'écart type sur les débits spécifiques est calculé et affecté à la surface moyenne du groupe de bassin (cf. figure 4.17). En deçà d'une **plage de surface drainée comprise entre 2 et 3 km²**, les écarts types sont variables. A partir de cette plage et jusqu'à 60 km², les écarts types se stabilisent. Au-delà de 60 km², les écarts types décroissent fortement en tendant vers 0 pour l'exutoire du bassin comme le mode de normalisation l'impose.

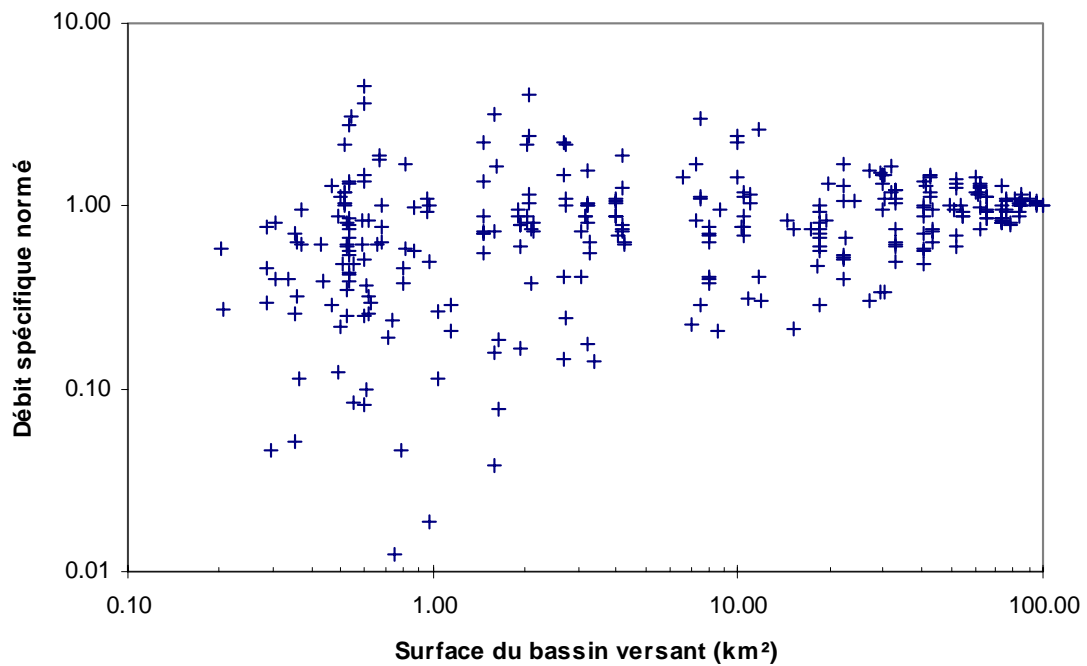
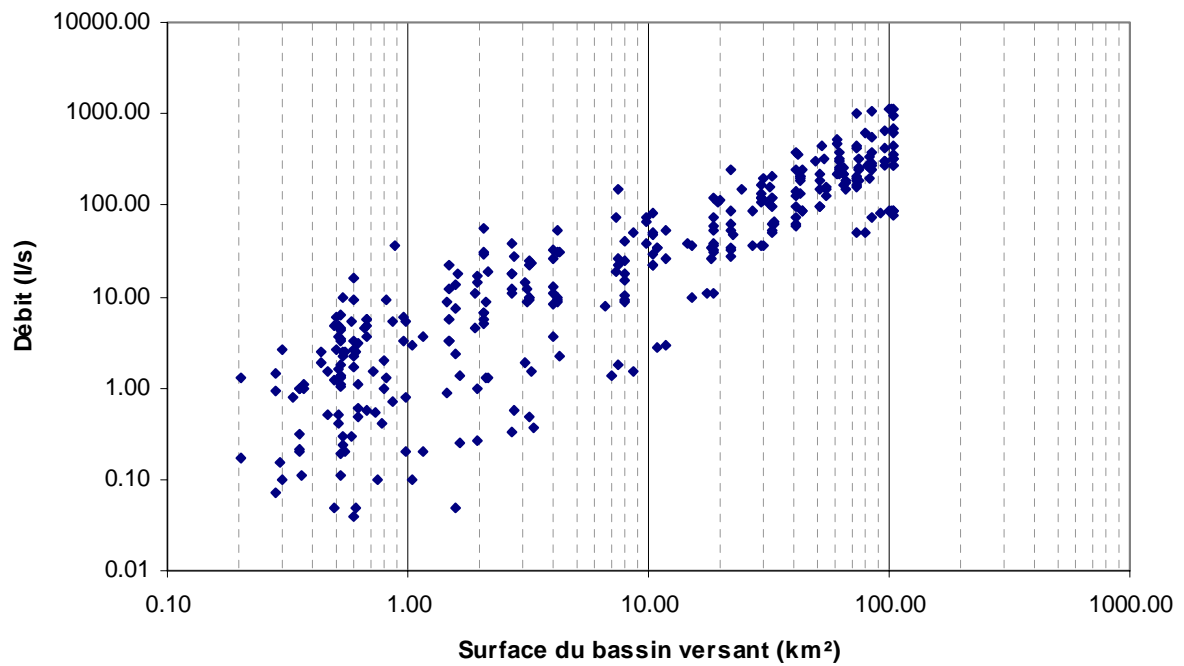


Figure 4.16 : Débit et débits spécifiques normés en fonction de la surface drainée pour toutes les dates de mesure 330 mesures au cours de 4 campagnes.

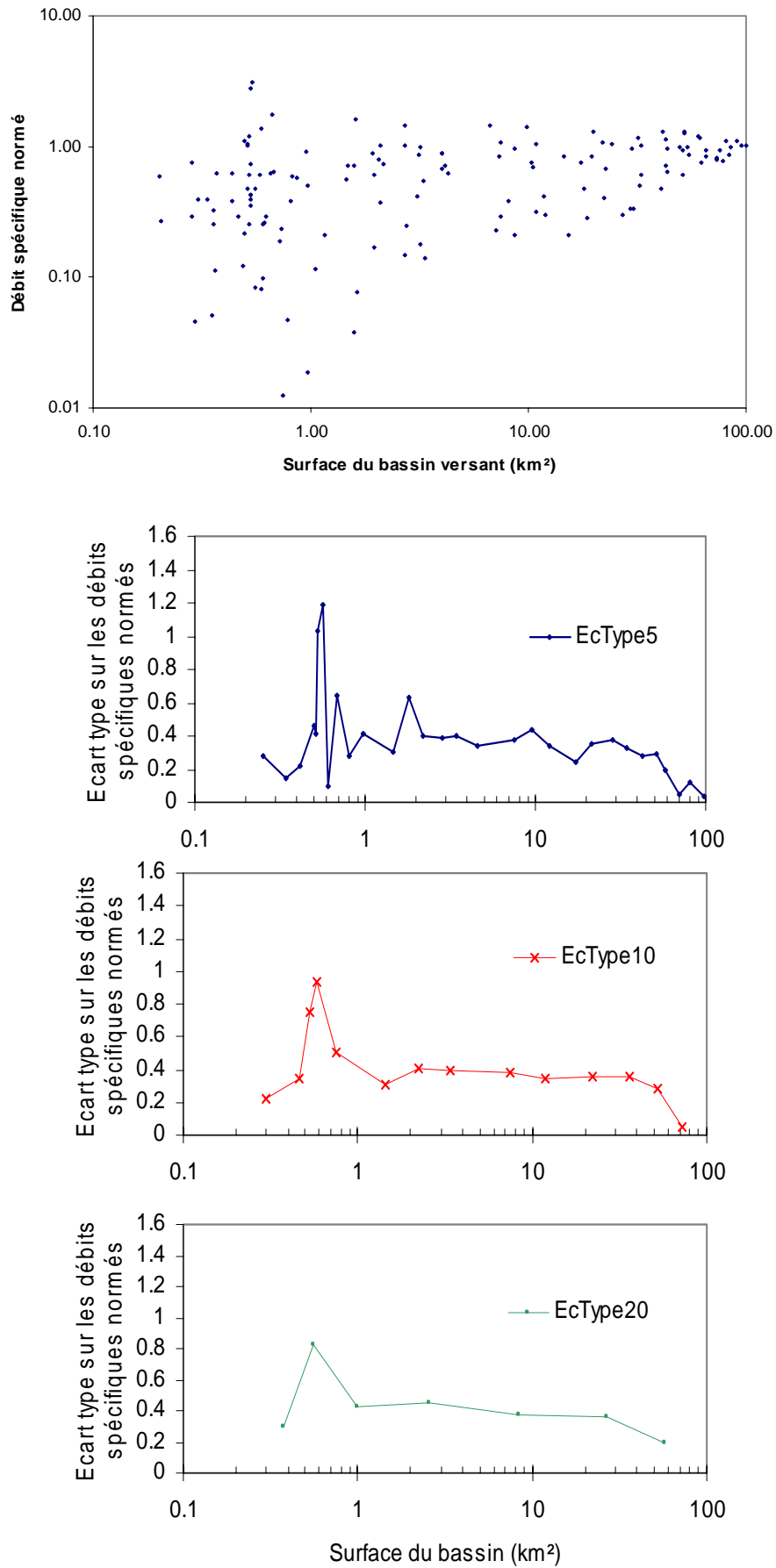


Figure 4.17 : Débits spécifiques normés sélectionnés (une seule valeur par bassin) et écarts types pour des groupes de 5, 10 et 20 valeurs de débits spécifiques normés en fonction de la surface drainée.

Wood *et al.* (1988) ont étudié les débits simulés par le modèle TOPMODEL (Beven et Kirkby, 1979) sur le bassin de Coweeta River (North Carolina, USA), à l'exutoire de 87 sous-bassins de surface comprise entre 0.1 et 3 km². Différents jeux de simulations sont reportés en faisant varier la répartition de la pluie et en prenant en compte ou non alternativement la répartition des types de sols. Les variables étudiées sont le débit et le volume infiltré cumulés sur la crue. Moyennes et écarts types glissants sur ces variables sont représentés en fonction de la surface du bassin. Ils notent une stabilisation des écarts types au-delà de 1 km². Cette surface est rapprochée du concept de REA (Representative Elementary Area). En théorie, le REA correspond à l'échelle critique des bassins versants à laquelle la variance des réponses hydrologiques est minimale (Wood, 1995). Wood *et al.* (1988) suggèrent que cette échelle seuil peut être définie comme "*the critical scale at which implicit continuum assumptions can be used without explicit knowledge of the actual patterns of topographic, soil, or rainfall fields. It is sufficient to represent these fields by their statistical characterization*"².

Woods *et al.* (1995) ont repris la même méthodologie mais en remplaçant les débits simulés par des débits mesurés hors événement de pluie sur les bassins Little Akaloa et Lewis (Nouvelle-Zélande) pour respectivement 5 et 4 dates de mesure. Les débits ont été mesurés à l'exutoire de bassins emboîtés de surface comprise entre 0.5 et 12 km² dans un cas et 0.5 et 44 km² dans l'autre. Ils notent une rupture dans la variabilité des débits spécifiques normés entre 0.5 et 2 km² de surface drainée.

Il est reconnu que, qualitativement, quand la taille du bassin augmente, la complexité de l'explication des débits est atténuée (Agorocho, 1961 ; Minshall, 1960, cités par Wood *et al.*, 1988). Le passage de l'échelle des petits bassins (*small catchment scale*) à l'échelle des grands bassins (*large catchment scale*) intègre donc une plage de rupture. A propos de la paramétrisation des modèles hydrologiques à différents niveaux d'échelle, Dooge (1982), conclue que la liaison des phénomènes observés à l'échelle parcellaire (*field scale* : 10-100 ha) et de ceux observés à l'échelle du bassin versant (10-100 km²) est un problème non résolu. Cette partie de l'étude participe à la recherche de la limite entre petite et grande échelle du point de vue de la génération de débits, sur les bassins du Sousson.

Nous pouvons, comme Woods *et al.* (1988), faire l'hypothèse que la production de débit à l'échelle du petit bassin est gouvernée par la répartition spatiale de la topographie, des types de sol, de l'occupation du sol et de la pluviométrie. La pluviométrie dans notre cas peut être considérée comme homogène compte tenu des dimensions restreintes du domaine étudié (100 km²) et des conditions de mesures hors épisode pluvieux. Nous avons cherché à caractériser la diversité topographique, pédologique et de l'occupation du sol pour les bassins étudiés afin d'observer s'il existait une similarité avec la variabilité des débits spécifiques observés.

4.3.4.2. Variabilité de la diversité spatiale des bassins échantillonnés

La **diversité** sur chaque entité hydrologique définie sur le bassin du Sousson, a été caractérisée par l'indice d'entropie de Shannon (Shannon et Weaver, 1962) appliqué aux variables définies dans les

² "l'échelle critique à laquelle les hypothèses implicites de continuité peuvent être acceptées sans la connaissance précise de la répartition de la topographie, des sols et des champs de pluie. Ces variables spatiales peuvent être représentées par leurs

plans d'information **Pédologie**, **Toposéquence** et **Occupation du sol** de 1996³. Pour chacun des critères pédologie, topographie et occupation du sol, un indice de Shannon a été calculé.

L'indice d'entropie de Shannon H s'exprime :

$$H = -\sum_{i=1}^m p_i \cdot \log(p_i) \quad (4.7)$$

avec m le nombre de thèmes sur le bassin versant, p_i la fraction de surface occupée par le thème i si $p_i = 0$, le terme $p_i \cdot \log(p_i)$ est pris égal à 0.

Pour chacun des critères pédologie, topographie et occupation du sol, un indice de Shannon a été calculé. Plus cet indice tend vers 1, plus le bassin est diversifié ; il est maximal si le nombre de thèmes est maximal et les effectifs répartis suivant une équipopulation ; il est minimal, et égal à 0, si un seul thème est représenté sur le bassin.

Pour les 500 unités hydrologiques identifiées à partir des plans d'information relatifs aux bassins versants, les indices de Shannon pour les types de sol, les zones de la toposéquence et l'occupation du sol, sont représentés en fonction de la surface drainée à la figure 4.18. Pour les petits bassins versants les indices de diversité sont variables et plutôt faibles. Pour des surfaces croissantes, ils sont de moins en moins variables et tendent vers 1. Le cas de l'indice de diversité topographique présente un comportement un peu particulier : quand la surface tend vers la totalité du bassin versant, l'indice tend vers 0.45 et non vers 1. En effet, les zones de crête et de talweg étroit représentent un faible pourcentage de la surface totale du bassin et l'indice de diversité pour les grandes surfaces traduit essentiellement la répartition entre zones de talweg large et de versant.

La variabilité des indices de Shannon est exprimée en fonction de la surface du bassin, comme pour les débits spécifiques normés, par l'écart type sur des groupes de 5, 10 et 20 individus classés par surfaces croissantes (cf. figure 4.18). Plus les surfaces sont grandes, plus la variabilité des indices de diversité est faible : pour des surfaces de bassins supérieures à 50 km², on constate un mélange homogène des différents types de sol, thèmes d'occupation du sol, zones de toposéquence. Comme pour les débits spécifiques normés, la variabilité des indices de diversité présente une rupture pour des surfaces drainées comprises entre 2 et 3 km².

caractéristiques statistiques".

³ Le plan Pédologie comprend les 12 types de sol identifiés sur la carte au 1/50.000 (Alluvions récentes calcaires, Terreforts profonds, Terreforts superficiels, Colluvions d'origine diverse, Boulbènes profondes, Boulbènes superficielles, Boulbènes de basses terrasses, Sols limono-argileux, Sols argileux, Sols non calcaires, Sols calcaires, Bois).

Le plan Toposéquence est construit à partir du MNT de résolution 50 m et comprend 4 thèmes (Talweg large, Talweg étroit, Versant, Crête). Le plan Occupation du sol de 1996 a été généré à partir de reconnaissance de terrain exhaustive, il comprend 15 classes (Maïs, Bois, Jachère, Céréales, Tournesol, Prairie, Tabac, Soja, Pois, Sorgho, Colza, Ferme, Lac, Maraîchage, Vigne).

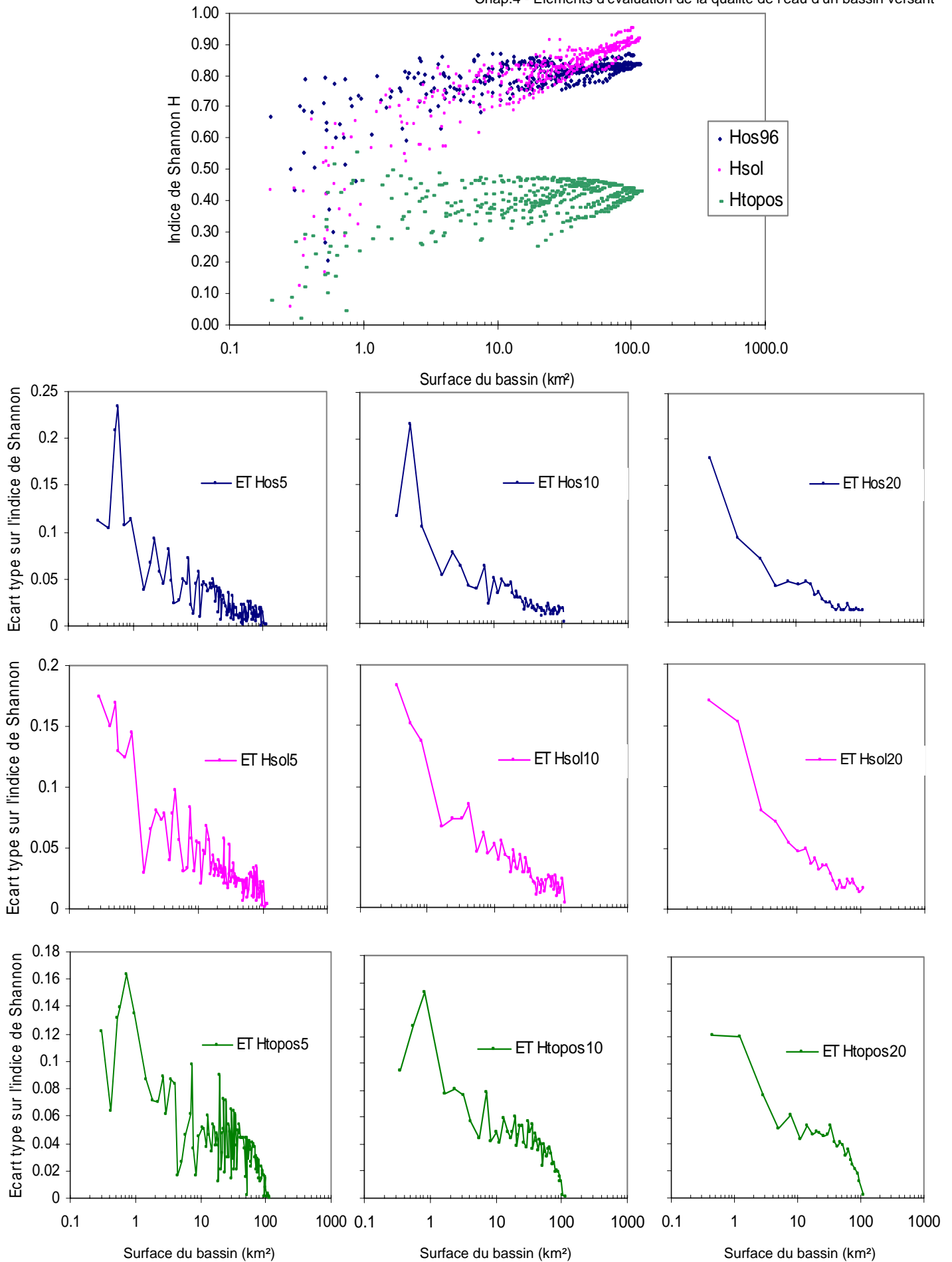


Figure 4.18 : Indices de Shannon et écarts types relatifs à la topographie (Htopos), la pédologie (Hsol) et à l'occupation du sol identifiée en 1996 (Hos96) pour les différentes unités hydrologiques du bassin du Sousson.

Afin de renforcer ces observations du point de vue topographique, l'indice topographique (Beven et Kirkby, 1979) a été calculé pour chaque maille du MNT à notre disposition, à 75 m de résolution. Cet indice topographique I est donné par :

$$I = \ln\left(\frac{S}{\tan \beta}\right) \quad (4.8)$$

avec S la surface amont drainée par la maille et β la pente locale pour la maille considérée.

La moyenne de cet indice sur le bassin, λ , traduit la diversité des contextes topographiques du bassin. Indices topographiques et écarts types sur cet indice sont représentés en fonction de la surface du bassin versant à la figure 4.19. L'écart type sur λ , fort pour les petits bassins, présente une décroissance régulière à partir de 4 km². Suivant la même méthodologie Wood (1995) rapporte des résultats similaires avec une rupture approximative de la variabilité de λ entre 1 et 2 km² pour les bassins de Sleepers River (45 km², USA) et de Kings Creek (12 km², USA).

Ces résultats confirment que la forte variabilité, sur la topographie notamment, observée à l'échelle des petites unités hydrologiques décroît avec la surface drainée. La décroissance de la variabilité présente un seuil identifié entre 1 et 5 km² dans la bibliographie, entre 2 et 5 km² sur le bassin du Sousson.

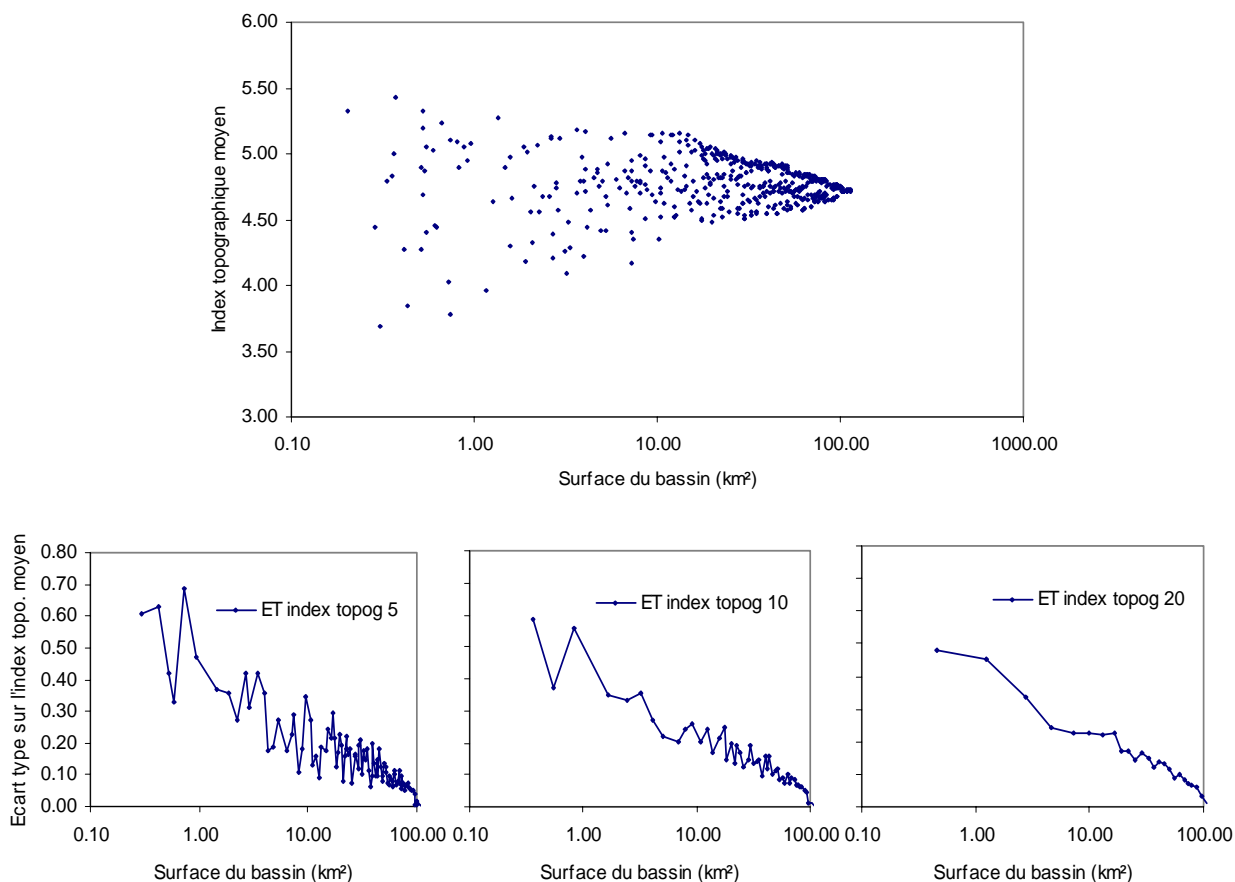


Figure 4.19 : Indices de topographiques moyens et écarts types en fonction de la surface du bassin versants.

4.3.4.4. Conclusion

Les proportions en surface des types de sol, relevés sur la carte pédologique au 1/50.000, des zones topographiques, cartographiées à partir du MNT à 75 m de résolution, et de l'occupation du sol, relevée sur la base du plan parcellaire, sont variables sur les petites entités hydrologiques (<2 à 3 km²) et tendent à se stabiliser pour des grands bassins.

Ce seuil de surface correspond aussi à la rupture observée dans la décroissance de la variabilité des débits spécifiques et peut être rapproché de la séparation entre échelle de petits bassins et échelle des grands bassins notée par ailleurs (Wood *et al.*, 1988; Woods *et al.*, 1995).

Tant que les proportions entre types de sol, zones topographiques et occupation du sol sont variables entre les différents bassins, les débits spécifiques sont variables. Dès que ces proportions deviennent constantes, la gamme des débits spécifiques observés se resserre. La capacité d'un bassin à générer les débits observés apparaît donc liée à la répartition de ces variables spatiales.

La transition observée entre 2 et 3 km² permet de définir la taille des bassins pour laquelle la pédologie, la topographie et l'occupation du sol ont une influence sur la génération des débits.

4.3.5. Conclusion

L'étude des débits observés permet de caractériser les conditions de génération des débits au sein du bassin du Sousson dans le contexte d'acquisition des données, hors épisode pluvieux.

Les débits instantanés le long de la rivière principale peuvent être approchés par une relation linéaire. Entre 10 et 100 km², le bassin se comporte comme s'il était constitué d'une succession de réservoirs qui se vidangeraient de manière homogène. En terme de processus, les récessions observées peuvent être expliquées par un ressuyage des sols (écoulements hypodermiques et écoulements dus au réseau de drainage artificiel) et une contribution de la nappe alluviale, homogènes sur tout le bassin.

L'étude des débits spécifiques a montré l'existence d'une plage de surface de l'ordre de 2 à 3 km² séparant les petits bassins à forte variabilité en terme de pédologie, de topographie, d'occupation du sol et de génération d'écoulements, et les grands bassins au comportement hydrologique et aux caractéristiques spatiales plus homogènes.

La parcelle agricole, de surface comprise entre 1 et 10 hectares, définit un premier niveau d'organisation agronomique de l'espace, les bassins de taille comprise entre 0.5 et environ 3 km² constituent un deuxième niveau d'organisation. Ce niveau d'organisation est celui pour lequel nous allons pouvoir réfléchir à l'impact de la répartition des sols, des zones topographiques et de l'occupation du sol sur la génération des débits mais aussi à l'entraînement des polluants solubles d'origine agricole comme les produits phytosanitaires. Ce niveau d'organisation correspond à l'échelle de l'aménagement agricole.

4.4. Altération de la qualité de l'eau par l'atrazine

Après avoir étudié les données de débits pour mieux comprendre la circulation des eaux, les données de qualité relevées dans le bassin du Sousson vont être présentées. Comme il a été justifié dans le chapitre 3.4, les mesures ont porté sur la molécule d'atrazine qui est la plus épandue sur la zone, avec une grande régularité.

La méthode de mesure des concentrations en atrazine dans les eaux est présentée en précisant le niveau de confiance des résultats.

Différentes variables peuvent être adoptées pour décrire les mesures relevées : concentration, flux, mais aussi indices obtenus en agrégeant les différents prélèvements. Chacune de ces variables éclaire d'une manière différente les résultats.

4.4.1. Méthode de mesure

D'abord employées dans les laboratoires biomédicaux et biochimiques, les **méthodes immunoenzymatiques** sont apparues à la fin des années 80 dans le suivi des résidus de pesticides dans l'environnement, notamment dans les eaux. Les résidus de pesticides dans les eaux sont classiquement analysés par Chromatographie en Phase Gazeuse (C.P.G), avec des détecteurs plus ou moins spécifiques tels que la spectrométrie de masse, ou par Chromatographie Liquide Hautes Performances (H.P.L.C.), avec détecteur UV (Montiel, 1991). Les **principaux avantages** de la méthode immunoenzymatique sont sa **simplicité**, sa **rapidité** de réponse et son **coût**, moins du dixième de celui d'une analyse par chromatographie (Bushway et al., 1988 ; Montiel 1991). Ces qualités ont tranché en faveur de ce mode d'analyse dans notre étude au détriment d'une certaine précision absolue. Le principe de la méthode va être donné ainsi que la précision qui peut lui être conférée. Des résultats de comparaison entre méthodes immunoenzymatique et chromatographique seront ensuite exposés avant de détailler les conditions de mesures définies pour cette étude.

4.4.1.1. Principe du dosage des triazines par la méthode immunoenzymatique

La méthode immunoenzymatique, aussi appelée **test ELISA** (Enzyme Linked ImmunoSorbent Assay), comporte trois étapes : genèse des anticorps spécifiques de la molécule recherchée, fixation de la molécule recherchée contenue dans l'échantillon, détermination colorimétrique de la concentration (Rauzy et Danjou, 1992; Bassou, 1991 ; Montiel, 1991).

Les molécules phytosanitaires ont un poids moléculaire trop faible (<1000 g/mol) pour induire la **formation d'anticorps** en quantité suffisante et être dosées directement. Il est donc nécessaire de lier la molécule phytosanitaire à une molécule de haut poids moléculaire (>3000 g/mol), le plus souvent une protéine, ce sera ici l'albumine de sérum de bœuf pour les triazines. L'**antigène** ainsi formé est ensuite injecté à des animaux de laboratoire. La centrifugation du sang permet d'isoler les anticorps spécifiques de l'antigène. Ces anticorps sont alors fixés en nombre connus sur des réceptacles, appelés puits, composant la micro-plaques.

Quand l'eau à analyser est mise en contact avec ces anticorps, les **triazines sont fixées**. Les sites libres sont occupés par un composé constitué de triazine et d'une enzyme (péroxydase, phosphatase alcaline). Les composés non fixés sont éliminés par rinçage des puits de la micro-plaque.

On ajoute enfin un chromogène qui se colore en présence de l'enzyme. Plus la **coloration** est intense, plus les composés triazine-enzyme ont occupé de site, donc moins l'eau à analyser contenait de triazine.

La coloration est mesurée par **spectrophotométrie** à une longueur d'onde de 450 nm pour obtenir une absorbance relative à chaque puits. Les valeurs d'absorbance des échantillons sont rapportées à la valeur d'absorbance d'un témoin négatif (échantillon d'eau distillé) pour obtenir le pourcentage d'activité. Les pourcentages d'activité des quatre solutions étalon (0.05, 0.1, 0.25 et 1 ppb⁴) sont représentés en fonction de leur concentration pour tracer la courbe-étalon. Les concentrations des échantillons sont obtenues par interpolation de cette courbe-étalon.

4.4.1.2. Précision du dosage des triazines par la méthode immunoenzymatique

La précision du dosage par la méthode immunoenzymatique peut être évaluée suivant plusieurs critères : limite de détection, reproductibilité, spécificité, interférences entre les différentes molécules de la famille des triazines.

Les **limites de détection** varient entre 0.05 µg/l et 0.1 µg/l suivant le type de kit utilisé.

Plusieurs études sur la **reproductibilité** des dosages immunoenzymatiques sont rapportées dans la bibliographie. Guarini (1998) a synthétisé les résultats d'essais interlaboratoires portant sur le dosage de plusieurs molécules phytosanitaires. Les coefficients de variation relevés pour une concentration en atrazine de 0.1 µg/l sont inférieurs à 35%, ce qui est proche des valeurs de fidélité observées pour des paramètres plus classiques (éléments majeurs, micropolluants minéraux). Pour six niveaux de concentrations en atrazine compris entre 1 et 50 µg/l, mesurés chaque fois sur 14 échantillons, Bushway *et al.* (1988) notent des coefficients de variation compris entre 4 et 24%. Montiel (1991), dans une synthèse sur plusieurs travaux effectués dans les mêmes conditions, rapporte au sujet de la reproductibilité des coefficients de variation compris entre 10 et 25%.

Un risque d'imprécision imputable à la méthode immunoenzymatique est le manque de **spécificité**: il suffit qu'une molécule voisine occupe des sites récepteurs pour augmenter faussement la concentration mesurée en atrazine, par exemple. On définit alors les notions de "faux positif", pour un résultat qui dépasse de 20% la concentration réelle, et de "faux négatif", pour un résultat qui se situe 20% en dessous de la concentration réelle. Rauzy et Danjou (1992) ont calculé la proportion de faux négatifs et de faux positifs sur 128 échantillons d'eau de rivière en prenant comme référence des mesures par chromatographie en phase gazeuse (cf. tableau 4.7). Les proportions de faux positifs apparaissent non négligeables et traduisent une relative mauvaise spécificité du kit pour le dosage des triazines.

⁴ Ppb : partie par billion, ng/l par exemple.

| Niveau de concentration | Faux positifs | Concordance | Faux négatifs |
|-------------------------|---------------|-------------|---------------|
| < 0.1 µg/l | 0% | 85% | 15% |
| 0.1 < x < 0.5 µg/l | 30% | 60% | 10% |
| > 0.5 µg/l | 29% | 50% | 21% |

Tableau 4.7 : Proportions de faux positifs et de faux négatifs par le dosage immunoenzymatique de triazines en référence à des mesures par chromatographie en phase gazeuse rapportées par Rauzy et Danjou (1992).

| molécule | Fixation par Cl | Fixation par C ₂ H ₅ |
|---------------------|-----------------|--|
| atrazine | 0.4 | 0.45 |
| simazine | 2.5 | 18 |
| propazine | 0.5 | 0.5 |
| terbutylazine | | 9 |
| cyanazine | 40 | |
| ametryne | 0.45 | 9 |
| prometryne | 0.5 | |
| terbutryne | 2.5 | |
| asmetryne | | 90 |
| atratone | 0.7 | 7 |
| prométone | 0.7 | |
| hydroxyatrazine | 28 | 21 |
| deisopropylatrazine | 30 | >1000 |
| deethylatrazine | 30 | 52 |

Tableau 4.8 : Concentration pour les différentes molécules de triazine ou leurs métabolites pour obtenir 50% d'inhibition (Montiel, 1991 d'après Thurman et al., 1990).

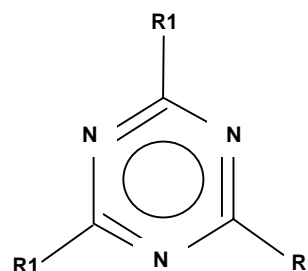


Figure 4.20 : Structure des molécules de triazines

Ces résultats sont cependant tempérés par des études récentes sur le mode de fixation des molécules sur les sites récepteurs, et sur les possibles **interférences** entre ces molécules (Arbault *et al.*, 1995 ; Lentza-Rios, 1996 ; Tasli *et al.*, 1996). En effet suivant le groupement chimique par lequel la molécule sera fixée, les types d'interférences seront différents. Montiel (1991) a étudié la spécificité du dosage de l'atrazine par la méthode immunoenzymatique de détermination des triazines en fonction du mode de fixation (cf. figure 4.20 et tableau 4.8). Le niveau d'interférence entre les molécules est mesuré par la concentration de chacune des molécules qui induit 50% d'inhibition du signal mesuré⁵. Si l'atrazine est fixée par l'atome de Cl, les principales interférences pour le dosage spécifique de l'atrazine seront la propazine, l'ametryne, la prometryne, l'atratone et la prométrone. Si l'atrazine est fixée par le groupe C₂H₅, l'interférence intervient essentiellement avec la propazine. Dans les deux cas, la simazine, ainsi que les métabolites de l'atrazine, sont assez mal reconnus (respectivement 2.5% et 18% pour la simazine et supérieur à 30% d'inhibition pour la deisopropylatrazine et deethylatrazine). Il s'avère donc que les kits de dosage triazines sont assez sélectifs de l'atrazine.

Jusqu'ici seule la précision des mesures brutes a été jugée, mais il est aussi possible d'utiliser les mesures par la méthode immunoenzymatique en les rangeant par **classes de concentration**. A partir des résultats de tests ELISA interlaboratoires, Guarini (1998) a évalué le risque de se tromper en classant un échantillon d'eau potable ou non potable (cf. tableau 4.9). Si le risque de se tromper est fort au voisinage de la borne de classement, les résultats sont très satisfaisants dès qu'on s'en éloigne

⁵ Dans le cas de la méthode immunoenzymatique, le signal est le pourcentage d'activité, les interférences seront donc mesurées par la concentration qui induit 50% d'activité.

de plus 20%. Cet exemple illustre une utilisation plus sûre qu'il peut être faite de mesures par kits ELISA en les rangeant par groupe de concentration.

| | | | | | | | | | | | | | |
|--------------------------|------|------|------|------|------|------|-----|------|------|------|------|------|------|
| Valeur observée (µg/l) | 0.04 | 0.05 | 0.06 | 0.07 | 0.08 | 0.09 | 0.1 | 0.11 | 0.12 | 0.13 | 0.14 | 0.15 | 0.16 |
| Classement | P | P | P | P | P | P | P | NP | NP | NP | NP | NP | NP |
| Risque de se tromper (%) | 1 | 2.5 | 5.5 | 11.5 | 21 | 34.5 | 50 | 34.5 | 21 | 11.5 | 5.5 | 2.5 | 1 |

Tableau 4.9 : Risque de se tromper en classant un échantillon par rapport à la norme de potabilité calculer à partir de mesures par kits ELISA interlaboratoires (d'après Guarini, 1998).

4.4.1.3. Conditions de mises en œuvre dans l'étude

Les mesures ont été réalisées au moyen des "kits de dosage" **Transia Plate** (Référence : PE0737) commercialisés par la société Diffchamb S.A. (Lyon, France). La spécificité des tests utilisés donnée par le constructeur est reproduite au tableau 4.10. Les tests utilisés sont donc près de dix fois plus réactifs avec l'atrazine qu'avec la simazine ou la deethylatrazine, métabolite de l'atrazine. Dans le cadre de la présente étude, nous pourrions donc considérer que **les mesures de concentration se rapportent essentiellement à l'atrazine** (Propazine, Prometryn, Ametryn, Prometon n'ont pas été recensées dans les ventes sur la bassin du Sousson).

| Triazine | 50% d'inhibition (ppb) |
|-----------------|------------------------|
| Atrazine | 0.15 |
| Propazine | 0.1 |
| Prometryn | 0.1 |
| Ametryn | 0.1 |
| Prometon | 0.1 |
| Deethylatrazine | 1 |
| Simazine | 1.2 |
| Terbutryne | 2.1 |
| Alachlore | pas de réaction |

Les échantillons ont été prélevés dans un flaconnage de verre et conservé au froid (4°C) et à l'obscurité jusqu'au dosage. La prise d'essai, de 100 µl, a été prélevée à partir de **l'eau brute** homogénéisée, compte tenu des faibles teneur en matières en suspension (< 30 mg/l).

Tableau 4.10 : Spécificité du test Transia Plate (Diffchamb S.A.).

J'ai personnellement réalisé toutes les mesures suivant le même protocole, limitant ainsi les risques d'erreurs de manipulation du au changement d'opérateur.

Pour les plaques mises en œuvre, déviations optiques moyennes, écarts types sur les déviations optiques et pourcentages d'activité des solutions étalons sont donnés à l'annexe 5.

Toute mesure a été doublée et tout résultat écarté si le coefficient de variation excédait 20%.

Afin de juger les mesures effectuées par la méthode ELISA, 11 prélèvements ont été conjointement analysés par chromatographie en phase gazeuse (au LARA de Toulouse) et par les kits immunoenzymatiques. Les valeurs de concentrations obtenues par chromatographie en phase gazeuse regroupent les concentrations en atrazine, dé-éthyl-atrazine et dé-isopropyl-atrazine. Les résultats, donnés à la figure 4.21, montrent une bonne adéquations entre les deux types de mesures ($r = 0.959$ est significatif au seuil de 1%). Les concentrations indiquées par les kits immunoenzymatiques sont systématiquement sous-estimées par rapport aux mesures par

chromatographie en phase gazeuse. Ces résultats sont conformes à ceux trouvés dans la bibliographie à propos des kits de dosages de l'atrazine (Tasli et al., 1996 ; Goh et al., 1991 ; Leavitt et al., 1991).

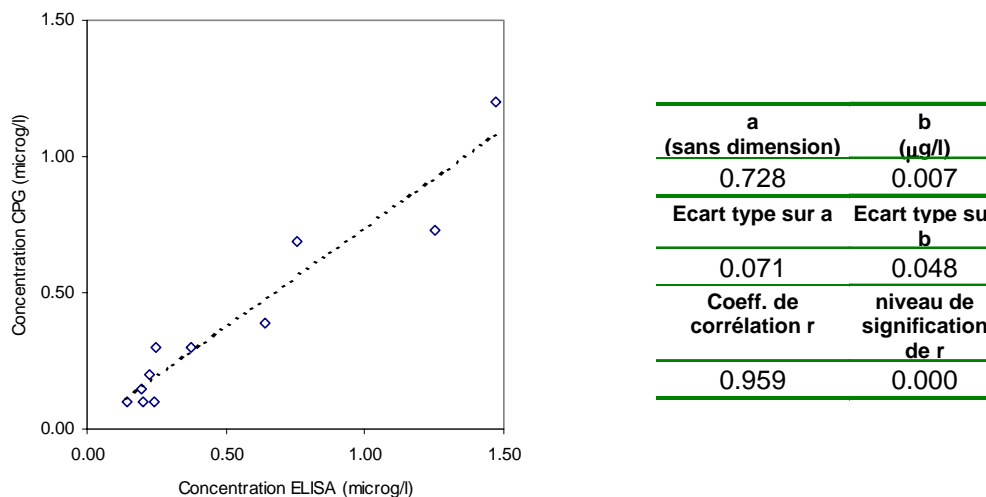


Figure 4.21 : Comparaison des mesures de concentration en atrazine par chromatographie en phase gazeuse (CPG) et par kit immunoenzymatique (ELISA).

4.4.1.4. Conclusion

La méthode immunoenzymatique de mesure des concentrations en triazines a été choisie pour sa simplicité de mise en œuvre et le faible coût qu'elle impliquait en rapport à des analyses par chromatographie en phase gazeuse.

L'analyse bibliographique de la précision offerte par cette méthode de mesure a montré que les kits pouvaient être utilisés en toute sécurité soit en traitant les résultats par classes de concentration soit en développant une approche comparative sans focaliser sur les valeurs absolues des concentrations qui peuvent amener une légère surestimation des valeurs supérieures à $0.5 \mu\text{g/l}$.

Enfin l'examen des interférences possible entre les différentes triazines sur les concentrations mesurées prouve que les kits dits "Triazines" sont en réalité spécifiques de l'atrazine voire de quelques autres molécules dont il sera utile de connaître l'usage sur la zone d'étude. Dans le cas de la présente étude, les valeurs de concentrations mesurées par les kits immunoenzymatiques pourront être rapportées à l'atrazine, aussi nous appellerons concentration en atrazine les résultats mesurés même s'ils ne se rapportent pas exclusivement à la seule molécule d'atrazine.

Avec l'extension de la nouvelle législation pour l'eau potable aux métabolites des molécules phytosanitaires (Bulletin de l'UIPP, 2000), il semblerait utile de disposer de moyens de mesures des concentrations de groupes de molécules : familles chimiques, molécules et leurs métabolites. En ce sens, les méthodes immunoenzymatiques sont pleines d'avenir, leurs résultats peuvent être utilisés comme indicateurs de situation à risque et confirmés par des analyses classiques par chromatographie.

4.4.2. Concentrations en atrazine

Nous proposons d'abord une définition de la variable concentration et le sens qui peut lui être conféré dans une étude du transfert de polluants agricoles vers le milieu aquatique. Les caractéristiques générales des concentrations en atrazine mesurées sur le Sousson sont ensuite exposées en insistant sur la variabilité temporelle et spatiale du jeu de données.

4.4.2.1. Définition

La concentration d'une espèce chimique en solution est la quantité de matière de l'espèce par unité de volume de solution, exprimée en nombre de mole par litre ou par extension unité de masse par litre.

Mesurée à partir d'un prélèvement ponctuel en rivière, la concentration en un contaminant exprime le **degré de pollution** du milieu au moment de la mesure. Si l'on admet qu'une pollution émane de sources de pollution diffuses situées sur un bassin versant puis se transfère jusqu'à son exutoire, la concentration au temps t mesure la quantité de polluant émise et transférée au temps t rapportée à la quantité d'eau transitant au point de mesure au temps t .

La concentration est donc une variable qui permet de **comparer** la qualité de l'eau à l'exutoire d'un bassin avec des valeurs établies par ailleurs comme normes. La concentration rend possible la comparaison de mesures à l'exutoire de plusieurs bassins issus de contextes différents, notamment en terme de taille. En ce sens, elle pourra être utilisées dans un but de hiérarchisation. Par contre, comme elle est rapportée au débit au point de mesure, la concentration sera sensible au phénomène de dilution *i.e.* par un apport d'eau exogène (réalimentation d'une rivière), par des zones du bassin qui ne produisent pas de pollution mais qui contribuent fortement aux écoulements mesurés. Dans ce dernier cas, le facteur de dilution n'est pas immédiat à calculer et nécessite de connaître la fonction de production et de transfert hydrologique de chaque unité de surface du bassin. En règle générale, les concentrations ne seront **pas additives** à moins d'hypothèses fortes sur les fonctions de production et de transfert sur tout le bassin versant au contraire des flux présentés au paragraphe 4.4.4.

4.4.2.2. Caractéristiques générales des mesures de concentration en atrazine

Au total, 284 mesures de concentration en atrazine ont été effectuées au cours de cette étude. Les caractéristiques générales ainsi que la distribution des valeurs de concentrations mesurées sont données pour chaque campagne au tableau 4.11 et à la figure 4.22.

| Période de mesure | Nombre de mesures | min. | Max. | 1 ^{er} quartile | médiane | 3 ^{eme} quartile | Moyenne | Ecart type | Coeff. de Variation |
|-------------------|-------------------|------|--------|--------------------------|---------|---------------------------|---------|------------|---------------------|
| Printemps 1997 | 74 | 0.06 | > 1.00 | 0.58 | > 1.00 | > 1.00 | | | |
| Décembre 1997 | 58 | 0.01 | 0.73 | 0.04 | 0.09 | 0.15 | 0.14 | 0.17 | 1.16 |
| Mars 1998 | 59 | 0.00 | 1.21 | 0.09 | 0.15 | 0.19 | 0.17 | 0.19 | 1.10 |
| Printemps 1998 | 66 | 0.10 | 10.00 | 0.46 | 1.21 | 2.91 | 2.51 | 2.90 | 1.15 |
| Avril 1999 | 27 | 0.01 | 0.33 | 0.06 | 0.10 | 0.16 | 0.12 | 0.08 | 0.65 |

Tableau 4.11 : Caractéristiques générales des concentrations en atrazine mesurées au cours des différentes campagnes.

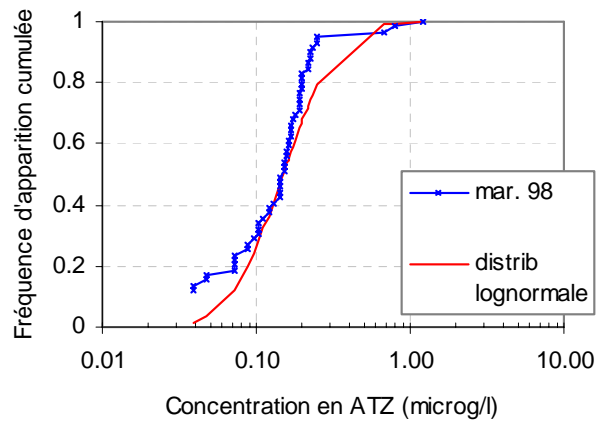
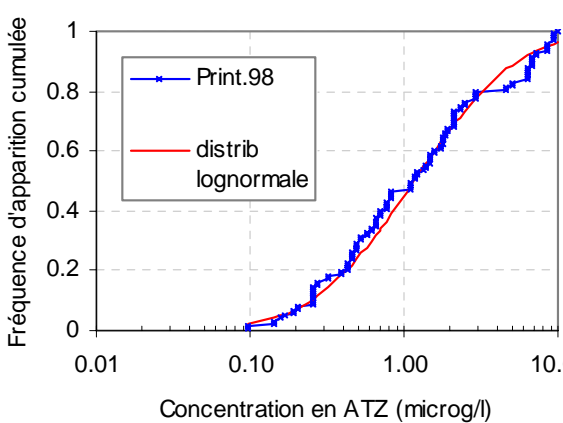
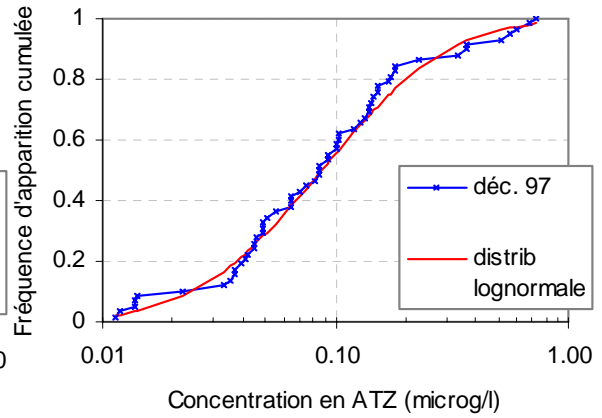
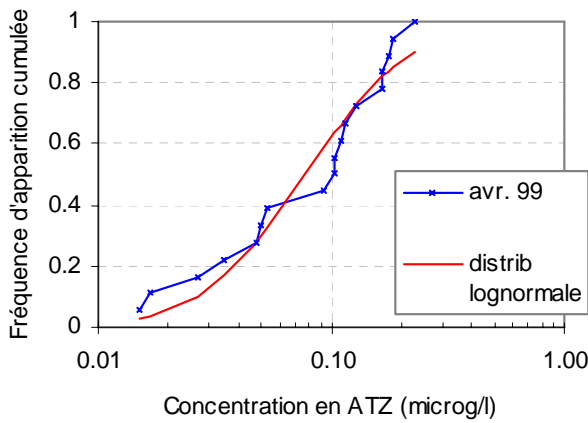
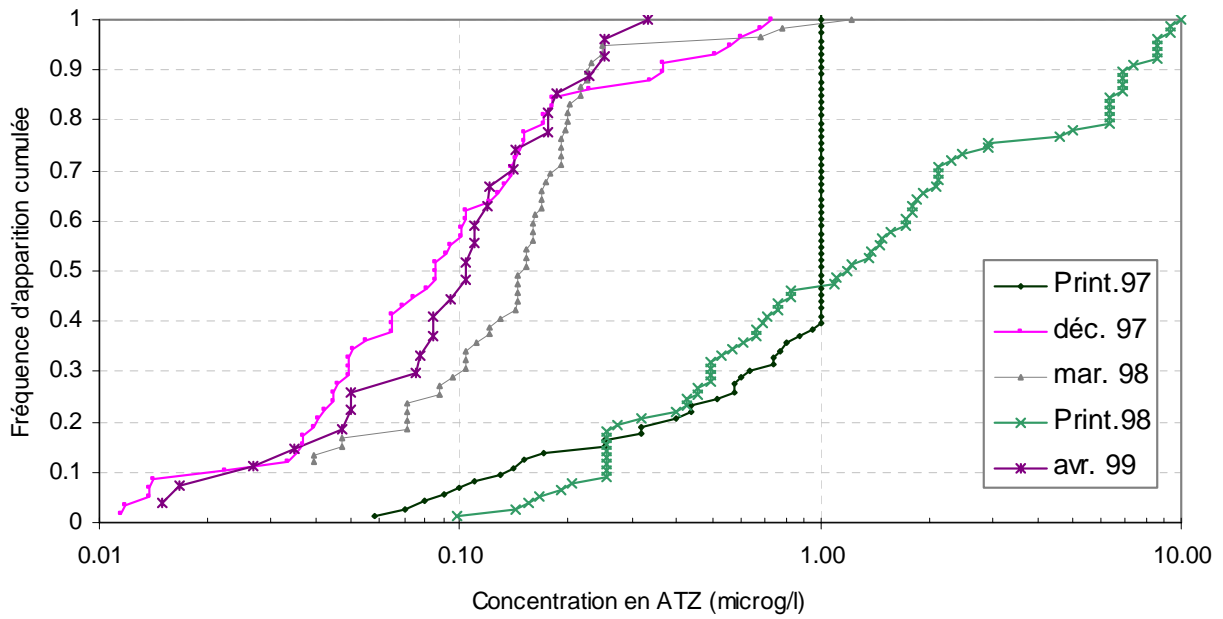


Figure 4.22 : Fréquences d'apparition cumulée des concentrations en atrazine pour les différentes campagnes de mesures

Concentrations en atrazine mesurées en décembre 1997

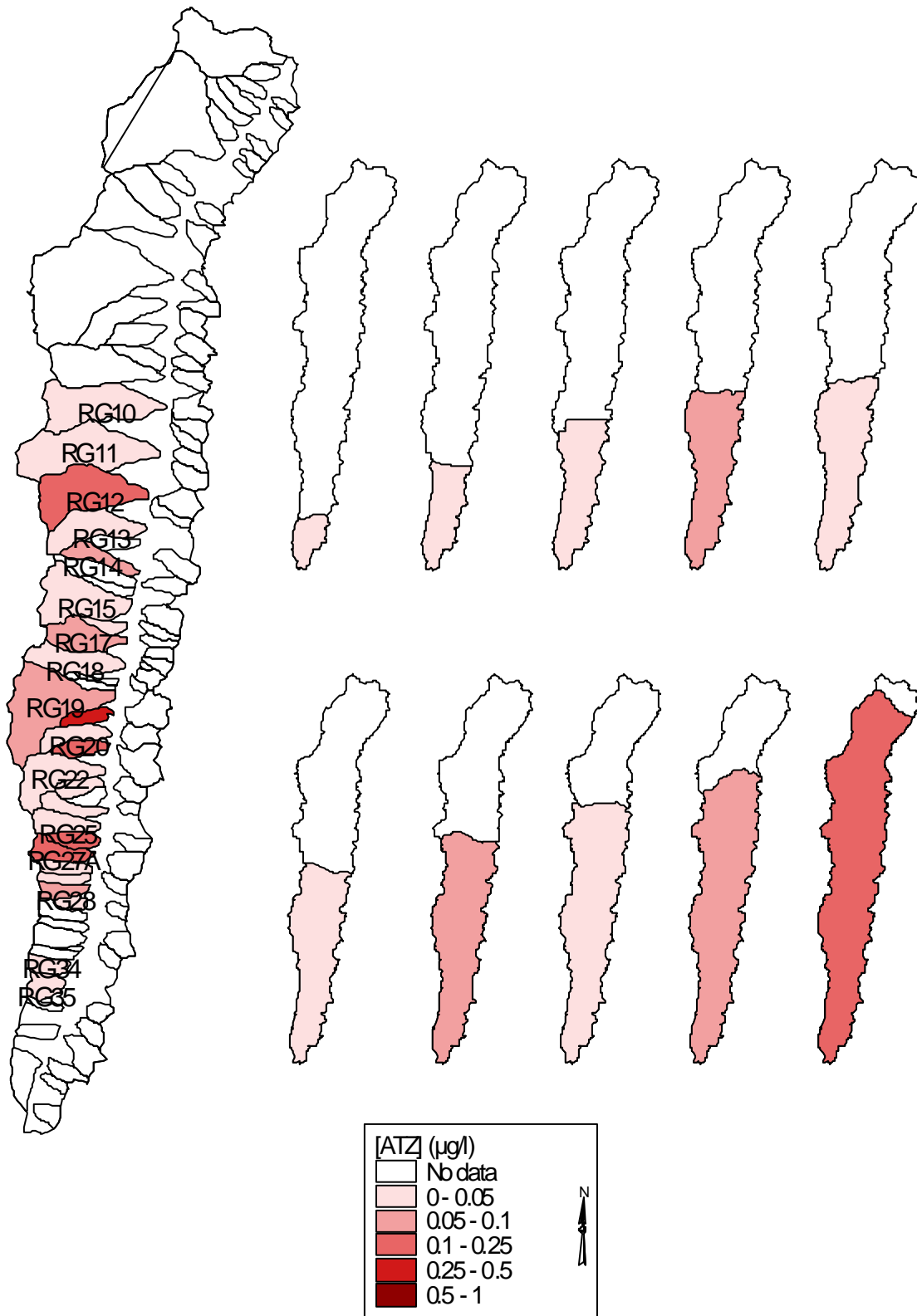


Figure 4.23 : Cartographie des concentrations en atrazine relevées au cours de la campagne de décembre 1997.

Les échantillons prélevés au cours de la campagne du printemps 1997 ont été dosés sans dilution préalable. Pour 60% des prélèvements, les concentrations ont été supérieures à 1 µg/l, la valeur exacte n'est donc pas connue et seule cette borne supérieure est exploitable.

Au printemps les concentrations observées sont essentiellement comprises entre 0.1 et 10 µg/l. Pour les périodes d'hiver, la gamme de mesures se situe entre 0.01 et 0.1 µg/l. Cette décroissance des concentrations d'un facteur 10 confirme que pour les conditions de mesures, hors épisode de crue, il y a bien une diminution du niveau général de pollution au cours du temps. Cependant, pour les périodes hivernales, de décembre à avril, 8 à 11 mois après l'épandage d'atrazine, la médiane des concentrations relevées est proche de ou supérieure à 0.1 µg/l.

Même si les concentrations ne doivent pas être rapportées aux normes de potabilité, puisque les eaux échantillonnées ne sont pas destinées à la consommation humaine, **les niveaux relevés ne sont négligeables pour aucune des campagnes.**

Le jeu de données de concentration présente une assez **forte variabilité** globalement comparable d'une campagne à l'autre, les coefficients de variations sont compris entre 1.1 et 1.2. Pour la campagne d'avril 1999, la variabilité est plus faible, ce qui peut être imputable au faible nombre d'échantillons analysés.

4.4.2.3. Cartographie des concentrations observées

Pour chacune des dates de mesures, les concentrations en atrazine à l'exutoire des sous-bassins indépendants et aux points de mesure le long du cours principal sont représentées sur cartes à la figure 4.23 et à l'annexe 6. Ces cartes permettent d'identifier pour plusieurs périodes de l'année les bassins à l'exutoire desquels les concentrations sont les plus élevées. Cette hiérarchisation peut s'avérer intéressante dans le repérage des bassins sur lesquels il est souhaitable d'agir préférentiellement.

4.4.2.4. Conclusion

La concentration d'un produit phytosanitaire en un point d'un cours d'eau, à un instant, renseigne sur la quantité de matière transférée depuis les zones d'épandage jusqu'au point de mesure rapportée à la quantité d'eau en ce point, au moment du prélèvement. Ce rapport définit une variable adaptée à la comparaison globale de prélèvements temporellement et spatialement répartis. Le jeu de concentrations récoltées présente une variabilité qui témoigne de situations de prélèvements différentes du point de vue temporel et spatial.

4.4.3. Indices de concentration en atrazine

L'interprétation de mesures de concentrations en produits phytosanitaires s'avère souvent délicate tout d'abord en raison de la **précision des analyses**. Traiter les données de concentration en les regroupant par classes offre donc une sécurité de ce point de vue. Le mode de découpage et de regroupement des classes va être défini avant de discuter de la contribution qu'apporte de tels indices dans la description du phénomène de pollution.

4.4.3.1. Définition

Les phénomènes de pollution par les produits phytosanitaires sont caractérisés par **une forte variabilité, temporelle et spatiale**. Cette forte variabilité peut masquer l'étude des principales tendances. Aussi afin de faire ressortir ces tendances, les valeurs de concentrations peuvent être rassemblées suivant un découpage en classes pour composer des indices :

- en groupant des valeurs mesurées en un point à plusieurs dates, on obtiendra un **indice relatif au point de prélèvement sur la période de mesure** qui permettra de le comparer globalement à d'autres points, *i.e.* exutoires de différents bassin, points le long d'une rivière ;
- en groupant des valeurs mesurées à une date en plusieurs points, on obtiendra un **indice relatif à la date de mesure sur la zone d'étude** qui permettra de comparer globalement plusieurs dates, au sein d'un même année ou d'une année sur l'autre.

Pour être ainsi regroupées, les données doivent être de même nature : même points de prélèvement, même dates de mesures, même précision de mesure.

Le choix des **bornes** constitue une étape fondamentale ; elles doivent être en cohérence avec la précision des mesures et les objectifs recherchés. Les valeurs seuils peuvent se référer aux normes sur les eaux potables, 0.1 µg/l par molécule individualisé, 0.5 µg/l pour l'ensemble des molécules, si l'objectif de l'étude s'y rapporte. Si l'intérêt porte sur l'état général de l'écosystème aquatique, on pourra avoir recours aux valeurs seuils éditées par le Water Research Center (cf. annexe 2), sur lesquelles la construction du SEQ-Eau repose en partie (cf. Chap.1.3.2, Agences de l'Eau, 1999b).

| Point | Période | N ⁽¹⁾ | Détec. ⁽²⁾ | F ⁽³⁾ >0.1 µg/l | F>0.5 µg/l | F>1 µg/l | F>5 µg/l | Point | Période | N ⁽¹⁾ | Détec. ⁽²⁾ | F ⁽³⁾ >0.1 µg/l | F>0.5 µg/l | F>1 µg/l | F>5 µg/l |
|-------|----------------------|------------------|-----------------------|-------------------------------|---------------|-------------|-------------|-------|----------|------------------|-----------------------|-------------------------------|---------------|-------------|-------------|
| RG17 | Print.97 | 8 | 100% | 75% | 50% | 38% | | S25 | Print.97 | 7 | 100% | 71% | 43% | 43% | |
| | Print.98 | 6 | 100% | 100% | 67% | 67% | 0% | | Print.98 | 6 | 100% | 100% | 67% | 33% | 0% |
| | Total ⁽⁴⁾ | 21 | 100% | 71% | 38% | 33% | | | total | 19 | 100% | 79% | 37% | 26% | |
| RG19 | Print.97 | 8 | 100% | 100% | 50% | 38% | | S21 | Print.97 | 8 | 100% | 100% | 100% | 75% | |
| | Print.98 | 6 | 100% | 100% | 67% | 50% | 17% | | Print.98 | 6 | 100% | 100% | 67% | 67% | 33% |
| | Total | 21 | 100% | 81% | 38% | 29% | | | total | 20 | 100% | 95% | 60% | 50% | |
| RG21 | Print.97 | | | | | | | S17 | Print.97 | 7 | 100% | 100% | 100% | 71% | |
| | Print.98 | 6 | 100% | 100% | 83% | 50% | 17% | | Print.98 | 5 | 100% | 100% | 60% | 60% | 20% |
| | Total | | | | | | | | total | | | | | | |
| RG26 | Print.97 | 7 | 100% | 100% | 86% | 86% | | S2 | Print.97 | 8 | 100% | 100% | 88% | 38% | |
| | Print.98 | 6 | 100% | 100% | 100% | 67% | 50% | | Print.98 | 5 | 100% | 100% | 100% | 60% | 20% |
| | Total | | | | | | | | total | 21 | 100% | 86% | 57% | 29% | |
| RG28 | Print.97 | 8 | 100% | 100% | 75% | 63% | | S6 | Print.97 | 8 | 100% | 100% | 88% | 88% | |
| | Print.98 | 6 | 100% | 83% | 67% | 50% | 33% | | Print.98 | 5 | 100% | 100% | 20% | 20% | 0% |
| | Total | 20 | 100% | 85% | 50% | 40% | | | total | 20 | 100% | 90% | 40% | 40% | |

(1) N est le nombre de valeurs sur lequel sont calculées les fréquences

(2) Détec. est le pourcentage de détection au-dessus du seuil de 0.01 µg/l

(3) F est la fréquence de dépassement de la valeur seuil associée

(4) Total comprend les campagnes de printemps et d'hiver

Tableau 4.12 : Fréquences de dépassement de plusieurs valeurs seuils pour les points de prélèvements systématiquement échantillonnés.

La **fréquence de dépassement** d'une valeur seuil sur une période de temps est un type d'indice très utilisé, construit suivant ce mode de regroupement. Pour les sous-bassins et les points en rivière

suivis au cours de toutes les campagnes, les fréquences de dépassement de différentes concentrations seuils sont données au tableau 4.12. Pour certains points, à certaines dates, les fréquences n'ont pas été calculées car les échantillons n'étaient pas comparables. Pour le printemps 1997, les concentrations supérieures à 1 µg/l n'ayant pu être identifiées, les fréquences de dépassement de 5 µg/l ne figurent pas. Même s'il est possible de noter une certaine stabilité entre printemps 1997 et printemps 1998, le tableau de fréquences reste difficile à interpréter, notamment en terme de classement des bassins.

Afin de disposer d'un indice plus synthétique que ceux proposés par les fréquences de dépassement, un indice de score a été construit.

4.4.3.2. Indices de score

L'objectif de l'indice de score est d'intégrer les informations apportées par différentes fréquences de dépassement en une seule variable. Il sera ainsi plus aisé de comparer et de classer plusieurs groupes de données. On appellera "indice de score temporel", un indice regroupant plusieurs valeurs spatialement réparties récoltées à une même date et "indice de score spatial", un indice regroupant plusieurs valeurs temporellement réparties récoltées en un même point.

La première étape de la **construction** de l'indice est le calcul des fréquences relatives d'apparition dans chacune des classes. Ces fréquences relatives sont ensuite multipliées par un coefficient croissant avec les classes de concentration pour obtenir un score par classe. Les scores de chaque classe sont additionnés pour donner l'indice de score. L'indice de score, IS, est donc obtenu par l'équation :

$$IS = \sum_{i=1}^M c_i \cdot f_i \quad (4.9)$$

avec i le numéro de la classe, M le nombre de classes, c_i le coefficient multiplicateur fonction du numéro de la classe de concentration, f_i la fréquence relative d'apparition dans la classe.

Dans le cas de cette étude, le coefficient c_i est pris égal à 10^i , et si N est le nombre total de valeurs utilisées pour construire l'indice et n_i le nombre de mesure dans la classe i , l'équation (4.7) s'écrit donc :

$$IS = \frac{1}{N} \sum_{i=1}^M 10^{i-M} \cdot n_i \quad (4.10)$$

Cet indice varie entre 1, cas où toutes les valeurs sont dans la classe la plus faible, et 10^M , cas où toutes les valeurs sont dans la classe la plus forte.

Le **découpage en classe** choisi représente la gravité que l'on accorde aux niveaux de concentration. Plus le nombre de classes est élevé, plus on suppose qu'il y a de niveaux de gravité associés aux concentrations (2 classes : acceptable / inacceptable, 5 classes : pas grave / peu grave / grave / très grave / inacceptable). Le choix des bornes fixe les limites de ces domaines.

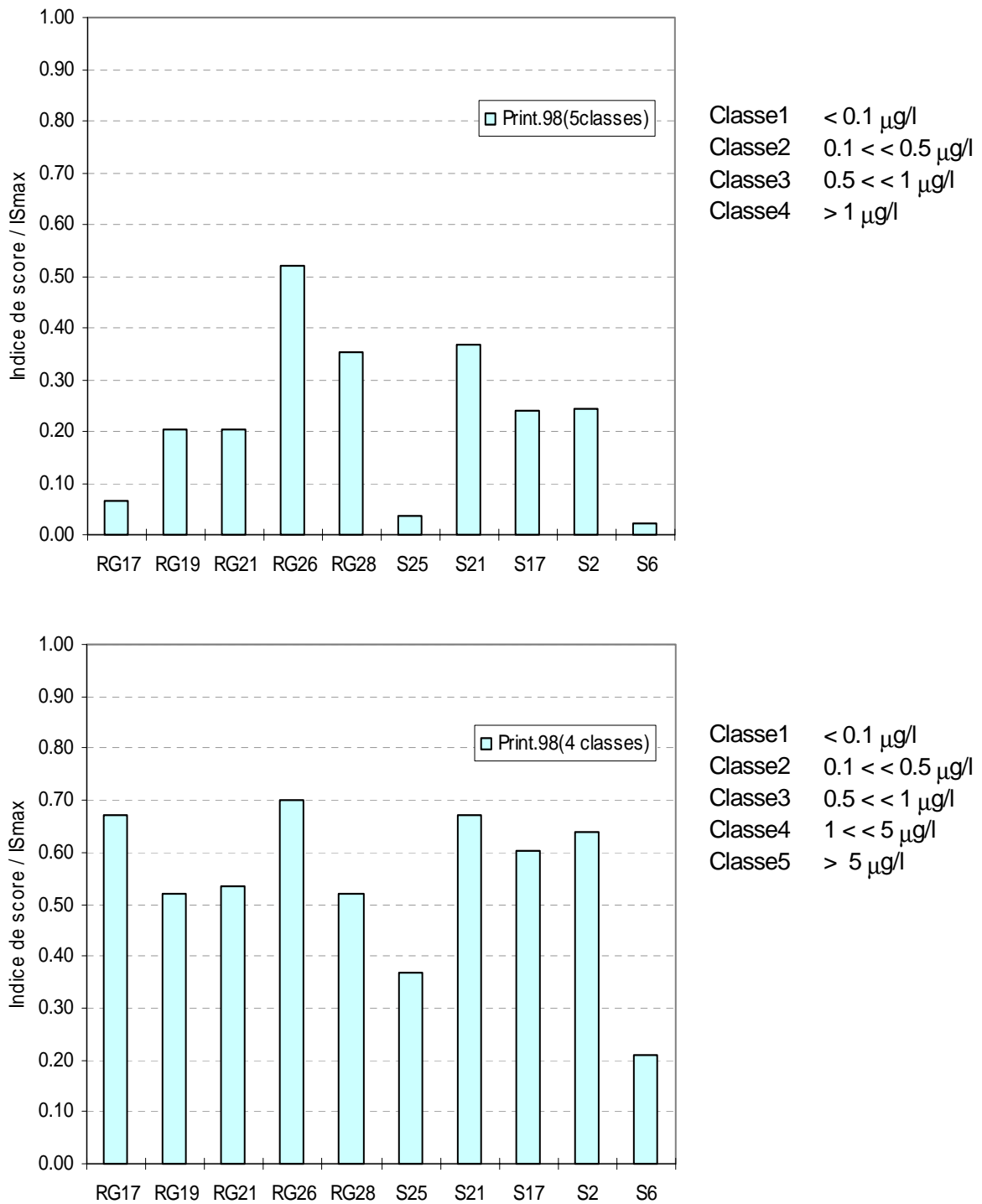


Figure 4.24 : Indices de scores spatiaux pour le printemps 1998 calculés suivant deux découpages en classes.

Dans le cas des données étudiées, deux découpages en classes ont été testés :

- en 4 classes : $C1 < 0.1 \mu\text{g/l}$, $0.1 < C2 < 0.5 \mu\text{g/l}$, $0.5 < C3 < 1 \mu\text{g/l}$, $C4 > 1 \mu\text{g/l}$;
- en 5 classes : $C1 < 0.1 \mu\text{g/l}$, $0.1 < C2 < 0.5 \mu\text{g/l}$, $0.5 < C3 < 1 \mu\text{g/l}$, $1 < C4 < 5 \mu\text{g/l}$, $C5 > 5 \mu\text{g/l}$.

Les **indices de score spatiaux**, obtenus en groupant les mesures faites à plusieurs dates en un point de l'espace, sont consignés au tableau 4.13. Seul le premier découpage en classe peut être appliqué pour les données de printemps 1997.

| Point | ISS (4 classes) Print.97 | ISS (4 classes) Print.98 | Total ⁽¹⁾ | ISS (5 classes) Print.98 |
|-------|--------------------------------|--------------------------------|----------------------|--------------------------------|
| RG17 | 390 | 670 | 342 | 670 |
| RG19 | 393 | 520 | 300 | 2020 |
| RG21 | | 535 | | 2035 |
| RG26 | 859 | 700 | | 5200 |
| RG28 | 640 | 519 | 414 | 3519 |
| S25 | 432 | 370 | 278 | 370 |
| S21 | 775 | 670 | 514 | 3670 |
| S17 | 743 | 604 | | 2404 |
| S2 | 426 | 640 | 317 | 2440 |
| S6 | 876 | 208 | 405 | 208 |

(1) Total comprend toutes les mesures de printemps 1997 et

(2) 1998 et d'hiver.

Tableau 4.13 : Indices de Score Spatiaux (ISS) calculés à partir de 4 et 5 classes de concentrations pour les différentes campagnes de mesures.

En ce qui concerne les indices de score calculés sur 4 classes **pour les sous-bassins**, les niveaux inter-annuels globaux sont comparables bien que légèrement plus élevés pour le printemps 1998. En terme de hiérarchie, le sous-bassin RG26 apparaît comme plus pollué, quelque soit le mode calcul de l'indice de score. L'ordre entre les sous-bassins RG28 et RG17 s'inverse entre le printemps 1997 et le printemps 1998 montrant une diminution de l'indice pour RG28 et une augmentation pour RG17. Ces comparaisons montrent que ce type d'indice peut être utile pour évaluer d'éventuelles actions de correction entreprises sur des bassins versants.

L'examen des indices de score **le long de la rivière** montre deux profils différents entre les deux printemps 1997 et 1998. En 1997, les indices de score croissent de l'amont vers l'aval (à l'exception du point S2). Cette évolution spatiale indique que la concentration en atrazine au point le plus aval de la rivière descend peu en-dessous de $1 \mu\text{g/l}$ alors que les concentrations mesurés plus en amont sont plus fluctuantes vis à vis de cette valeur seuil. En 1998, le profil des indices de score augmente jusqu'au point S2 et diminue au point S6, conformément à la répartition des surfaces en maïs sur le bassin (cf. paragraphe 3.2.5.2).

La **sensibilité des résultats au découpage en classe** peut être observée sur les données du printemps 1998 (cf. figure 4.24). Pour rendre les valeurs comparables, les indices de score ont été divisés par la valeur maximale ($IS_{\text{max}}=1000$ pour un découpage en 4 classes, $IS_{\text{max}}=10000$ pour un découpage en 5 classes). En rajoutant une cinquième classe, on déplace le niveau de gravité vers les fortes concentrations : les concentrations comprises entre 1 et $5 \mu\text{g/l}$ ne sont plus classées comme "inacceptables". En diminuant les exigences de qualité, ici en passant de 4 classes à 5 classes, les indices de score diminuent. Cette modification peut même entraîner des inversions de hiérarchie comme celui constaté entre les bassins RG17 et RG28. Cet aspect montre que les indices de score sont très fortement dépendant du mode de découpage en classes choisi. Dans le cas des données

étudiées, le découpage en 5 classes apporte une meilleure discrimination entre les points de mesures et le choix des bornes apparaît plus adapté à l'étude de la qualité des eaux en milieu agricole.

Sur le même mode de construction que pour les indices de score spatiaux, des **indices de score temporels**, relatifs à une date de mesure, ont été construits. Pour cela, il faut s'accorder sur un groupe de bassin, invariant entre les différentes dates. Les concentrations relatives à ce groupe de bassin sont alors classées suivant un découpage choisi afin de calculer l'indice de score pour chaque date. Dans l'exemple qui suit, 4 sous-bassins (RG17, RG19, RG26 et RG28) et 5 points en rivière (S25, S21, S17, S2, S6) constituent le groupe de bassin, et l'indice est calculé à partir du découpage en 4 classes. Les indices de score pour chaque date des campagnes de printemps 1997 et 1998 et pour une campagne hivernale (décembre 1997) sont donnés au tableau 4.14. On note une forte diminution de l'indice entre printemps et hiver. Au sein de chaque campagne de printemps, l'indice atteint la valeur maximale de 1000 propre au découpage en 4 classes et présente une variabilité suffisante pour pouvoir hiérarchiser les différentes dates.

| Date | IST |
|-------------|------|
| 24/04/97 | 237 |
| 01/05/97 | 260 |
| 08/05/97 | 369 |
| 15/05/97 | 527 |
| 22/05/97 | 1000 |
| 29/05/97 | 612 |
| 05/06/97 | 1000 |
| 19/06/97 | 910 |
| 21/05/98 | 910 |
| 27/05/98 | 820 |
| 10/06/98 | 190 |
| 18/06/98 | 91 |
| 24/06/98 | 550 |
| 01/07/98 | 1000 |
| Décembre 97 | 13 |

Tableau 4.14 : Indices de Score Temporels (IST) calculés à partir de 4 classes de concentrations pour différentes dates de mesures sur un groupe stable de bassins.

4.4.3.3. Conclusion

Les indices de score proposés consistent à évaluer l'occurrence de concentrations suivant des niveaux de dangerosité déterminés. Ils permettent de synthétiser une somme d'informations multi-date et multi-site en s'affranchissant en partie de la précision analytique des mesures. Très liés au découpage en classe choisi, ces indices doivent s'interpréter comme **des variables de risque** puisqu'ils croisent une appréciation des effets sur le milieu, par le choix des bornes des classes et des coefficients c_i , et une évaluation de l'exposition de ce milieu, par les fréquences d'apparition dans ces classes. Ces indices ne doivent donc pas être directement rapportés aux processus mis en jeu mais peuvent servir à comparer et hiérarchiser différents points ou différentes dates de prélèvement.

4.4.4. Flux en atrazine

4.4.4.1. Définition

Le flux d'une espèce chimique en solution est la quantité de matière par unité de temps transitant en un point.

Le flux instantané s'obtient par le produit de la concentration de l'espèce chimique et du débit d'eau mesurés au point considéré au temps t. Le flux sur une période de temps T, F(T), s'obtient par l'intégration :

$$F(T) = \int_0^T C(t).Q(t).dt \quad (4.11)$$

avec C(t) la concentration au temps t et Q(t) le débit au temps t.

Mesuré à l'exutoire d'un bassin versant, le flux d'un contaminant est la quantité de pollution produite par le bassin.

Le flux est régi par la loi de **conservation de la matière**, en ce sens, les flux seront additifs. Le flux n'est pas sensible à la dilution par une réalimentation de rivière par exemple, la concentration diluée diminue mais le débit augmente. Cette propriété d'additivité des flux permet d'approcher les relations entre quantité de produits épanchée et quantité de produits mesurée à l'exutoire d'un bassin. Cette relation pourra être étudiée, en référence aux processus activés, en fonction des caractéristiques des aires d'épandage et des caractéristiques générales du bassin conditionnant la circulation des eaux. En ce sens, le flux se distingue de la concentration et se présente comme une **variable de compréhension**. Le flux est une variable souvent utilisée dans les études de grands bassins versants ; son utilisation doit cependant être assortie de précautions, notamment quant à la distinction entre flux particuliers, dissous et totaux et à la représentativité spatiale et temporelle (Meybeck et al., 1996).

La **précision** sur une valeur de flux est donnée par le cumul des erreurs sur les mesures de concentration et de débit.

4.4.4.2. Caractéristiques générales des mesures de flux d'atrazine

Les caractéristiques des données de flux portent sur 199 mesures réparties sur les campagnes de printemps 1998, décembre 1997, mars 1998 et avril 1999. Pour les mesures du printemps 1997, les flux n'ont pas été calculés car trop de valeurs de concentrations dépassant 1 µg/l n'ont pu être déterminées. Les distributions des flux sont présentées à la figure 4.25 et au tableau 4.15.

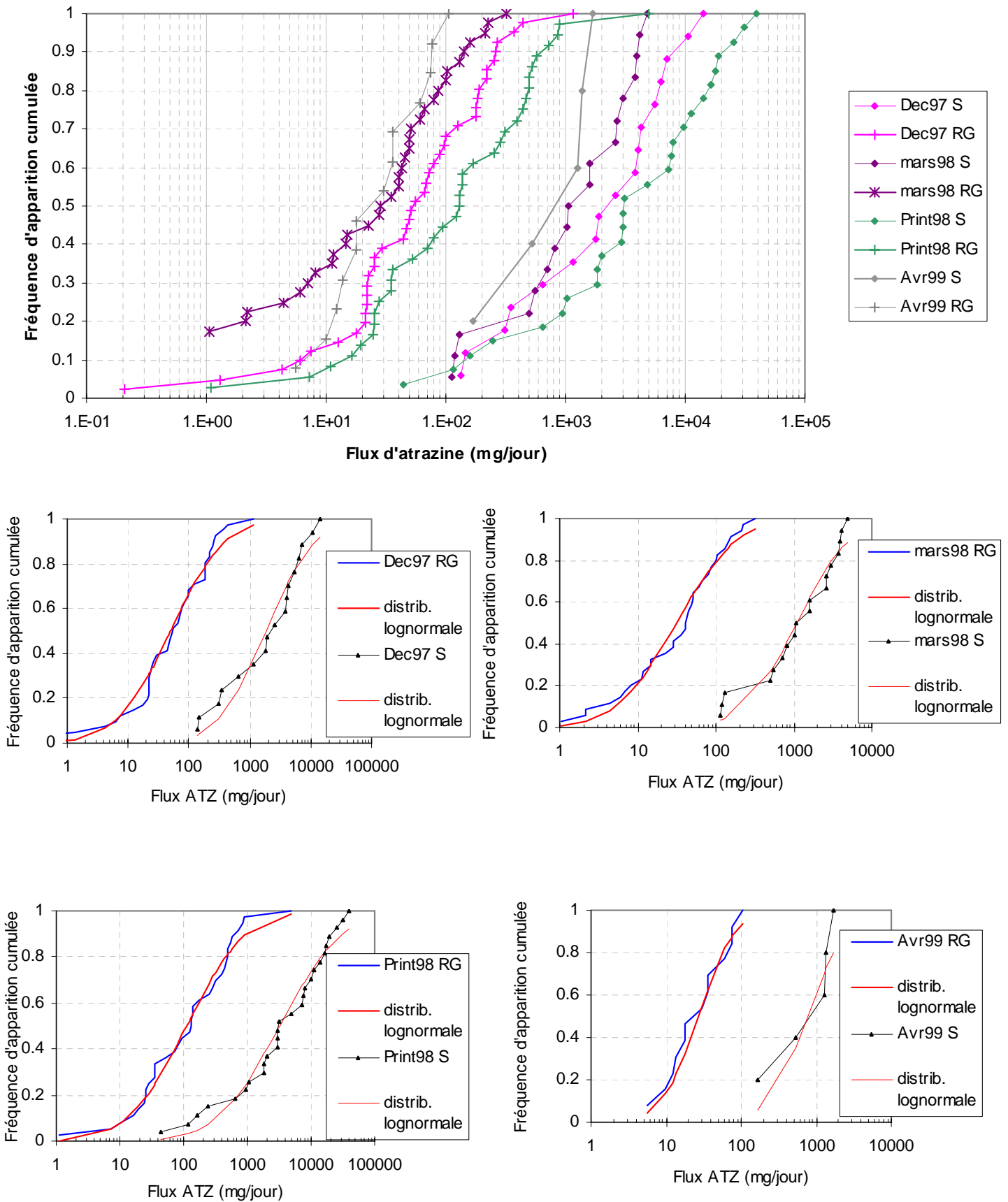


Figure 4.25 : Fréquences d'apparition cumulées des flux d'atrazine pour les différentes campagnes de mesures.

| Période de mesure | Nombre de mesures | min. | Max. | 1 ^{er} quartile | médiane | 3 ^{eme} quartile | Moyenne | Ecart type | Coeff. de Variation |
|-------------------|-------------------|------|-------|--------------------------|---------|---------------------------|---------|------------|---------------------|
| dec97 RG | 41 | 0 | 1144 | 22 | 55 | 181 | 125 | 195 | 1.56 |
| mar98 RG | 40 | 0 | 319 | 6 | 32 | 70 | 55 | 72 | 1.30 |
| Print 98 RG | 36 | 1 | 5015 | 33 | 130 | 447 | 364 | 836 | 2.30 |
| avr99 RG | 13 | 6 | 105 | 14 | 30 | 61 | 38 | 31 | 0.82 |
| dec97 S | 17 | 134 | 14297 | 651 | 2593 | 5536 | 3830 | 3988 | 1.04 |
| mar98 S | 18 | 113 | 4790 | 590 | 1318 | 2955 | 1845 | 1553 | 0.84 |
| Print 98 S | 27 | 44 | 39609 | 1444 | 3126 | 12571 | 8624 | 10348 | 1.20 |
| avr99 S | 5 | 169 | 1704 | 533 | 1269 | 1381 | 1011 | 637 | 0.63 |

Les valeurs de flux sont exprimées en mg/j.

Tableau 4.15 : Caractéristiques générales des flux d'atrazine mesurés au cours des différentes campagnes.

Suite aux résultats de l'étude des écoulements (chap.4.3), les flux d'atrazine mesurés à l'exutoire des sous-bassins ont été séparés des flux mesurés le long du Sousson. Les flux le long de la rivière représentent une **information intégratrice** du transit de la pollution au travers du bassin principal et sont supérieurs d'un ordre de grandeur à ceux relatifs aux sous-bassins. L'exutoire des sous-bassins renseigne sur **la production de pollution par des zones indépendantes**. A ce titre il est important de noter l'étalement des distributions, avec des coefficients de variation compris entre 2.30 et 0.82. La **variabilité** de la qualité de l'eau à l'exutoire des sous-bassins constituera par la suite le moteur statistique de la recherche des facteurs de transfert d'atrazine.

L'examen des courbes de fréquence d'apparition des flux montre une décroissance temporelle des flux mesurés avec l'éloignement de la date de traitement conforme avec les hypothèses de dégradation des produits phytosanitaires dans l'environnement.

Les données de flux regroupées par date, après séparation entre sous-bassins et points en rivière, suivent une répartition lognormale comme le montre la figure 4.25.

4.4.4.3. Variables dérivées du flux d'atrazine

Afin de comparer la capacité de transfert d'un ensemble de bassins de tailles différentes, pour lesquelles les surfaces d'apport sont différentes, les valeurs de flux peuvent être rapportées à une caractéristique globale du bassin.

Le flux annuel rapporté à la quantité totale de produit appliqué donnera un **coefficient de perte**. Ce coefficient de perte est assez difficile à obtenir en pratique car il nécessite une mesure en continu des concentrations et des débits, notamment en période de crue. Dans le cas de produits phytosanitaires, les coefficients de perte sont compris entre 0.1 et 10% (Overcash, Davidson, 1980 ; Wauchope, Leonard, 1980 ; Pereira, Rostad, 1990 ; Bélamie, Gouy, 1992 ; Williams *et al.*, 1995 ; Bélamie *et al.*, 1997). Ces faibles valeurs alliées à la difficulté de la récolte de données entraînent que le coefficient de perte n'est le plus souvent pas une variable judicieuse de hiérarchisation des bassins.

Figure 4.25 : Fréquences d'apparition cumulées des flux d'atrazine pour les différentes campagnes de mesures.

Afin de comparer différents bassins, il est possible de rapporter le flux mesuré à la surface totale du bassin. Cette opération consiste à ramener la quantité de matière par unité de temps à la quantité de matière par unité de temps et de surface. Si le flux est décomposé en produit de la concentration et du

débit, alors le flux rapporté à la surface du bassin apparaît comme l'expression de la concentration pondérée par le débit spécifique du bassin versant.

Le flux peut aussi être rapporté à la surface recevant l'application du produit recherché à l'exutoire du bassin. Or si l'on suppose que la dose d'épandage est homogène sur toutes les surfaces recevant un traitement, alors la variable ainsi calculée devient proportionnelle à un coefficient de perte sur la période sur laquelle le flux a été calculé. Ces variables sont utilisées dans le chapitre 5.

4.4.4.4. Conclusion

Le flux d'un produit phytosanitaire en un point d'un cours d'eau, à un instant, renseigne sur la quantité de matière transférée depuis les zones d'épandage jusqu'au point de mesure. Contrairement aux concentrations, les flux sont additifs et indépendants de la dilution. Si le flux de matière diminue, on peut immédiatement l'interpréter en terme de dégradation. Le flux est une variable utile dans la compréhension du transfert depuis les zones d'épandage des produits phytosanitaires jusqu'à l'exutoire du bassin. Le jeu de données de flux récolté présente une forte variabilité spatiale pour les différentes dates de mesure que l'on cherchera à interpréter par la suite en terme de facteurs favorisant le transfert de contaminants.

La connaissance des flux permet de calculer les pertes, rapport des fuites sur les quantités épandues, en produits vers les eaux. Dans le cas des produits phytosanitaires les pertes sont très faibles et il est difficile d'interpréter leur variabilité spatiale.

4.4.5. Conclusion

La **concentration** d'un produit phytosanitaire en un point d'un cours d'eau, à un instant, définit une variable adaptée à la **comparaison** de prélèvements temporellement et spatialement répartis, entre eux et par rapport à une valeur normalisée. La variable concentration étudiée seule permet d'évaluer un niveau d'exposition du milieu aquatique à une contamination par un produit phytosanitaire. Le regroupement de mesure de concentration suivant un découpage en classe permet de synthétiser une information stable sur une période de temps ou une zone de l'espace. Les **indices de score** proposés offrent une solution pour la hiérarchisation de situations suivant une échelle de **risque** définie par le choix des bornes de classes.

Du fait de la non-linéarité des processus hydrologiques, l'évolution des concentrations au sein d'un bassin n'est pas additive, leur association avec les zones d'apport n'est donc pas immédiate. Le flux d'un produit phytosanitaire en un point d'un cours d'eau, à un instant, renseigne sur la quantité de matière transférée depuis les zones d'épandage jusqu'au point de mesure. Contrairement aux concentrations, les flux sont additifs et indépendants de la dilution. Le **flux** est une variable utile dans la **compréhension** du transfert depuis les zones d'épandage des produits phytosanitaires jusqu'à l'exutoire du bassin. Le jeu de données de flux récolté présente une forte variabilité spatiale pour les différentes dates de mesure que l'on cherchera à interpréter par la suite en terme de facteurs favorisant le transfert de contaminant.

4.5. Conclusion

La région gasconne apparaît très dépendante de ses ressources en eau superficielles, notamment pour la distribution d'eau potable, du fait de ses caractéristiques hydrogéologiques. Les mesures du réseau de surveillance de la DDASS du Gers destinées à évaluer la qualité des eaux pour la production d'eau de consommation humaine révèle des concentrations en herbicides, en particuliers atrazine, simazine et alachlore, élevées au printemps et non négligeables en automne-hiver malgré une décroissance conforme aux demi-vie données dans les caractéristiques d'homologation. Sur ces grands bassins d'alimentation, la répartition spatiale de la pluviométrie s'impose comme le premier facteur explicatif des concentrations en atrazine observées. L'étude spécifique du bassin du Sousson permet de limiter le domaine spatial étudié pour rechercher d'autres facteurs spatiaux de transfert.

Le protocole de mesure a été mis en place pour un suivi spatialisé au sein du bassin, le long de la rivière principale et à l'exutoire de sous-bassins indépendants. Les prélèvements, ponctuels, hors épisode pluvieux, ont été récoltés sur deux années hydrologiques à la fin du printemps, période des épandages d'atrazine, et en hiver. Pour chaque prélèvement, débit et concentration en atrazine ont été déterminés. L'étude des débits fournit des renseignements sur les types d'écoulement mesurés. Le long de la rivière, pour des bassins emboîtés de surface comprise entre 10 et 100 km², les débits sont bien décrits par une relation linéaire en fonction de la surface drainée, signalant une production homogène tout au long du bassin. L'examen de la variabilité des débits spécifiques, pour une gamme de bassins indépendants de 0.5 à 100 km², a montré une rupture aux environs de 2 à 3 km² de surface drainée correspondant à une homogénéisation des informations pédologiques, topographiques et d'occupation du sol.

L'altération de la qualité de l'eau par l'atrazine peut être décrite par plusieurs variables. Les concentrations en atrazine ont été obtenues par dosage avec des kits immuno-enzymatiques. Cette technique de mesure permet le dosage de l'atrazine de manière assez spécifique, simplement, à un moindre coût, avec une précision compatible avec les traitements envisagés. La variable concentration nous apparaît adaptée à la comparaison spatio-temporelle des prélèvements tandis que la variable flux est plus dévolue à la compréhension des transferts, notamment à l'étude des relations entre zones d'émission et qualité de l'eau à l'exutoire d'un bassin versant. La synthèse d'indices par regroupement des concentrations suivant un découpage en classe permet d'éliminer une partie de la variabilité entre les prélèvements pour observer des tendances exploitables en terme de risque environnemental.

Le jeu de donnée récoltés présente une variabilité spatiale pour chaque date de mesure tant pour les débits que pour les concentrations ou les flux en atrazine. Cette variabilité est associée à une gamme de bassins de tailles diverses rendant possible l'étude des changements à travers plusieurs échelles. De plus, la variabilité des variables hydrologiques confrontée aux caractéristiques spatiales elles aussi variées des bassins versants va dans la suite de ce travail permettre de tester plusieurs facteurs du transfert des produits phytosanitaires.

Chapitre 5 : ETUDE DES FACTEURS SPATIAUX DE TRANSFERT D'ATRAZINE AU NIVEAU DU BASSIN VERSANT

| | |
|--|------------|
| 5.1. IDENTIFICATION DES FACTEURS DE TRANSFERT SPATIAUX | 157 |
| <hr/> | |
| 5.1.1. AU NIVEAU D'ORGANISATION PARCELLAIRE | 157 |
| 5.1.2. AU NIVEAU D'ORGANISATION DU BASSIN VERSANT AGRICOLE | 159 |
| 5.1.3. MÉTHODE D'IDENTIFICATION DES FACTEURS DE TRANSFERT | 160 |
| 5.1.3.1. Variable expliquée | 160 |
| 5.1.3.2. Variables explicatives | 160 |
| 5.1.3.3. Etude des corrélations | 160 |
| 5.1.3.4. Modèles d'ajustement | 163 |
| 5.1.3.5. Jeux de données | 163 |
| 5.1.4. CONCLUSION | 164 |
| | |
| 5.2. LE FACTEUR "INTRANT" | 164 |
| <hr/> | |
| 5.2.1. HYPOTHÈSES ET VARIABLE EXPLICATIVE | 165 |
| 5.2.2. ÉTUDE DES CORRÉLATIONS | 165 |
| 5.2.3. MODÈLES D'AJUSTEMENT | 166 |
| 5.2.4. CONCLUSION | 170 |
| | |
| 5.3. LE FACTEUR "TAILLE DU BASSIN VERSANT" | 171 |
| <hr/> | |
| 5.3.1. HYPOTHÈSES ET PROCESSUS EXPLICATIF | 171 |
| 5.3.2. FLUX MESURÉS LE LONG DE LA RIVIÈRE | 172 |
| 5.3.3. FLUX MESURÉS À L'EXUTOIRE DES BASSINS EN RIVE GAUCHE | 175 |
| 5.3.4. CONCLUSION | 176 |
| | |
| 5.4. LE FACTEUR "PROXIMITÉ DES AIRES D'ÉPANDAGE AU RÉSEAU HYDROGRAPHIQUE" | 177 |
| <hr/> | |
| 5.4.1. HYPOTHÈSES ET VARIABLE EXPLICATIVE | 177 |
| 5.4.1.1. Choix du réseau hydrographique de référence | 177 |
| 5.4.1.2. Distance, partition de l'espace et variable explicative | 179 |
| 5.4.1.3. Réseau de fossés et typologie des sous-bassins versants | 180 |
| 5.4.1.4. Conclusion | 181 |
| 5.4.2. ÉTUDE DES CORRÉLATIONS | 181 |
| 5.4.2.1. Cas de tous les sous-bassins rive gauche échantillonnés | 184 |
| 5.4.2.2. Cas des sous-bassins classés "pentus" | 184 |
| 5.4.2.3. Cas des sous-bassins classés "plats" | 188 |
| 5.4.2.4. Conclusion | 190 |
| 5.4.3. MODÈLE D'AJUSTEMENT | 190 |
| 5.4.3. CONCLUSION | 191 |
| | |
| 5.5. LE FACTEUR "SYSTÈME DE CULTURE" | 191 |
| <hr/> | |
| 5.5.1. HYPOTHÈSE ET VARIABLE EXPLICATIVE | 191 |
| 5.5.2. ÉTUDES DES CORRÉLATIONS | 192 |
| 5.5.3. MODÈLE D'AJUSTEMENT | 195 |
| 5.5.4. CONCLUSION | 196 |
| | |
| 5.6. CONCLUSION | 196 |
| <hr/> | |

5.1. Identification des facteurs de transfert spatiaux

Le phénomène de pollution diffuse par les produits phytosanitaires d'une ressource en eau prend naissance sur les surfaces recevant un traitement et éventuellement les surfaces avoisinantes touchées par transfert atmosphérique, les molécules entraînées par les eaux se déplacent ensuite au travers des compartiments de l'hydrosystème jusqu'au point où est évaluée l'intensité de la contamination. Les éléments favorisant la migration des produits phytosanitaires vers les eaux seront appelés les **facteurs de transfert**. Les facteurs de transferts **spatiaux** sont ceux qui relèvent des caractéristiques spatiales des surfaces émettrices et du trajet que suit la substance indésirable.

Les facteurs de transfert décrits dans la bibliographie vont être envisagés au niveau parcellaire et au niveau du bassin versant avant de choisir ceux qui seront étudiés par la suite.

5.1.1. Au niveau d'organisation parcellaire

Pour le niveau d'organisation parcellaire, la **consultation d'experts** peut fournir une liste de facteurs susceptibles de présenter des risques pour le transfert de substances phytosanitaires : distance de la parcelle au réseau hydrographique, drainage artificiel, pente, longueur dans le sens de la plus grande pente de la parcelle, protection de la parcelle par une zone concave, une culture minimisant le ruissellement, une haie ou un talus (Aurousseau *et al.*, 1998), perméabilité du substrat, extension de la nappe souterraine, singularités géologiques, épaisseur des formations de recouvrement, textures de surface, occupation des sols, différenciation texturale, hydromorphie des sols, orientation des travaux des sols et des rangs (Dubois de la Sablonière *et al.*, 1999). A l'inverse la présence de bandes enherbées est susceptible de limiter les transferts en produits phytosanitaires (Patty *et al.*, 1997).

Le **CORPEN** (1999) propose une démarche permettant d'adapter les traitements herbicides à la parcelle en prévenant les risques de pollution des eaux (cf. figure 5.1).

La première étape est l'**identification** pour la parcelle d'une part des conditions de mise en place du traitement herbicide en fonction de la flore adventice et de la culture, et d'autre part du risque de transfert vers les eaux. Sachant que l'eau constitue le principal vecteur des substances phytosanitaires, l'identification du risque de transfert commence par la détermination **des voies dominantes de circulation de l'eau** au sein de chaque parcelle. Pour le transfert vers les eaux superficielles, les facteurs déterminant les écoulements latéraux (ruissellement, écoulements hypodermiques et drainage artificiel) sont d'ordre :

- pédologique, en référence à la sensibilité à la battance, à l'hydromorphie du sol, à la présence d'une rupture de perméabilité entre les différents horizons ;
- climatique, en référence à la répartition temporelle de la pluviosité ;
- hydrogéologique, en référence à la rupture de perméabilité totale due à la présence d'une roche mère imperméable ;
- anthropique, en référence à la présence d'un réseau de drainage enterré.

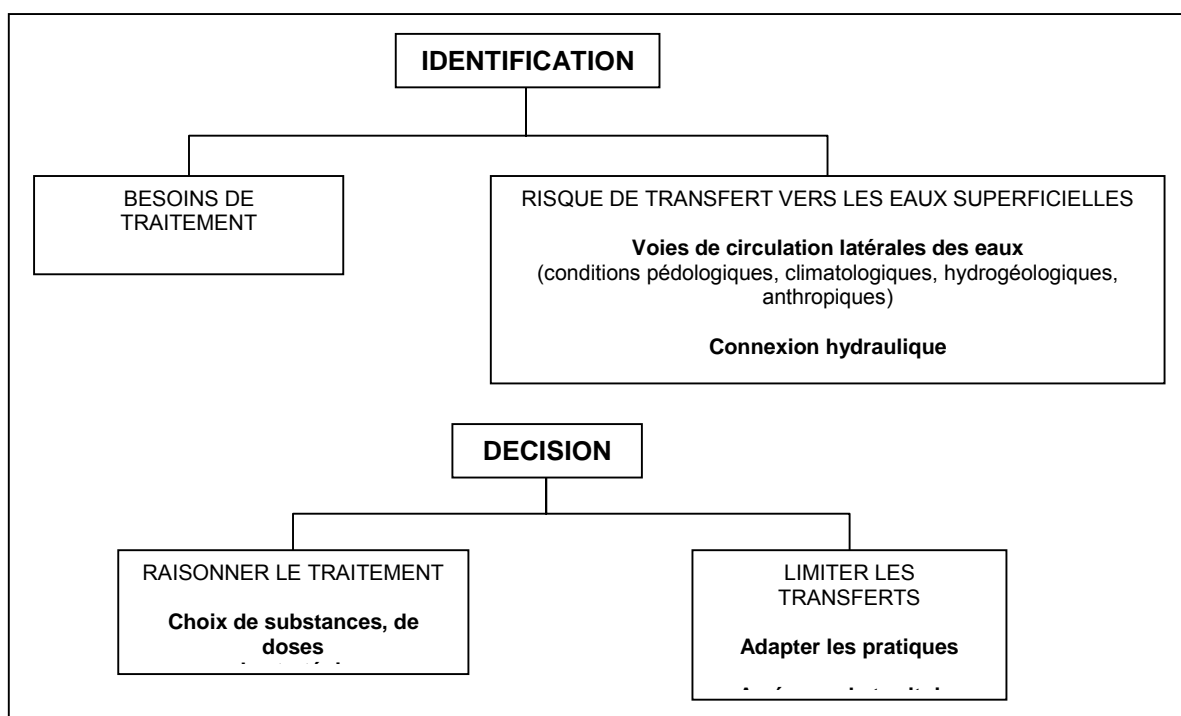


Figure 5.1: Gestion du risque de transfert de produits phytosanitaires vers les eaux à l'échelon parcellaire (d'après CORPEN, 1999).

Toute parcelle présentant de fortes dispositions aux écoulements latéraux, par ruissellement, par écoulement hypodermique, par drainage, sera classée comme à risque sur une période donnée si elle est **en bordure d'un cours d'eau** ou d'un fossé fonctionnel, sinon elle induira un risque accru pour la parcelle en aval. Ce risque parcellaire peut être aggravé ou tempéré par des critères augmentant la rapidité des transferts, pente et longueur de la parcelle, absence de concavité en bas de parcelle, voies de concentration des écoulements (ravines), absences de zones "tampons", ou augmentant l'intensité du ruissellement, état de la surface du sol (sol labouré ou "fermé"), couverture du sol, eau venant d'une parcelle amont, traces de roue formant des écoulements préférentiels.

La seconde étape consiste à **décider** des moyens à mettre en œuvre en matière de **raisonnement des traitements**, choix de la stratégie des substances et des dosages, et de limitation des transferts.

Les moyens de **limitation des transferts** concernent :

- les pratiques culturales par la gestion de l'assolement et donc de l'occupation du sol, par gestion des intercultures, travail du sol et du sens de labour par rapport à la pente;
- l'aménagement du territoire par l'implantation de dispositifs enherbés, de haies, de talus.

Une démarche au niveau parcellaire permet de raisonner les traitements notamment en fonction des risques de transfert vers les eaux. Une telle démarche d'expertise à la parcelle nécessite une connaissance approfondie du terrain et, menée de manière systématique sur un bassin versant, peut se révéler assez longue. Les aménagements proposés se rapportent à un aspect parcellaire et peuvent être complétés par une vision sur un ensemble de parcelles. Menée à bien, une telle démarche doit aboutir à réduire une partie des pertes en substance indésirables vers les ressources en eau. La part résiduelle des pertes peut ensuite être traitée par une démarche similaire au niveau du bassin versant.

5.1.2. Au niveau d'organisation du bassin versant agricole

A ce niveau d'organisation, il ne s'agit plus d'envisager les actions sur une parcelle mais d'examiner l'impact de l'organisation au sein du bassin versant. En préalable, il convient de remarquer que les connaissances sont moins nombreuses qu'au niveau parcellaire.

Richards et Baker (1993) présentent les concentrations en 13 produits phytosanitaires, issues d'échantillons prélevés en moyenne 3 fois par jour d'avril à août, à l'exutoire de 8 bassins versants du lac Erie de surface comprise entre 11 et 16000 km². Ils montrent que les concentrations moyennes sont corrélées essentiellement avec les quantités de molécules épandues et qu'un effet de taille entre en jeu : pour les petits bassins, les concentrations maximales sont supérieures, pour les grands bassins, les concentrations de niveaux intermédiaires sont plus fréquentes.

Stamer et al. (1994) notent l'impact de la taille du bassin, des quantités d'intrant, et de la répartition spatiale des précipitations sur les concentrations et les flux en atrazine mesurés à l'exutoire de 4 bassins de surface comprise entre 350 km² et 50000 km² durant un épisode de crue de 6 jours.

Battaglin et Goolsby (1997) rapportent la liaison statistique observée entre la masse annuelle d'atrazine exportée vers les eaux de surface et la quantité d'atrazine utilisée sur le bassin, la surface en maïs et la moyenne du débit journalier à l'exutoire du bassin. Le jeu de données est récolté aux exutoires de 10 bassins agricoles du Midwest de surface variant entre 1430 et 2914000 km².

Kreuger et Tornqvist (1998) ont interprété 4 années de mesures sur 25 pesticides, à l'exutoire d'un bassin agricole de 9 km² ; ils ont montré une forte liaison statistique entre quantités de pesticides exportées et quantités épandues et dans une moindre mesure entre quantités exportées et demi-vie, coefficient de partition octanol-eau, hydrosolubilité et coefficient de vapeur saturante.

La distance des lieux d'épandage au chevelu du réseau hydrographique est citée comme un facteur prépondérant de contamination des eaux par les produits phytosanitaires par Gillet et al. (1995) à partir de l'étude en crue de 3 sous-bassins du bassin de la Cantache (France) de surface 137 km².

Contrairement au niveau parcellaire, les objets d'étude, les bassins versants, sont très hétérogènes du point de vue de leur taille notamment. Ainsi sur les très grands bassins, la répartition spatiale de la pluviométrie apparaît comme un facteur important alors que cette variable devient homogène sur un bassin de dimension plus réduite. De même que les objets d'étude, les protocoles et les variables descriptives de la pollution (concentration, flux instantanés, flux cumulés) changent d'une étude à l'autre.

Dans tous les cas, **la quantité de produits épandue** à l'amont de la zone de mesure est relevée comme un facteur déterminant et, si ce n'est cette variable, la composition de l'occupation du sol, qui induit en partie la répartition des intrants, est citée. Les facteurs retenus pour notre étude sont **la taille du bassin versant drainé au point de mesure, la position relative des parcelles recevant un traitement par rapport au réseau hydrographique et l'intensité¹ spatiale et temporelle de la culture** recevant le traitement phytosanitaire.

¹ L'intensité spatiale d'une culture sur un bassin est relative au degré de surface occupée par la culture, l'intensité temporelle d'une culture sur un bassin est relative au temps de présence de la culture sur une période.

5.1.3. Méthode d'identification des facteurs de transfert

L'évaluation proposée des facteurs de transfert est d'ordre statistique : la pollution mesurée, variable expliquée, est confrontée aux facteurs de transfert traduits en variables mesurables potentiellement explicatives. De cette confrontation sera déduite la pertinence des facteurs de transfert envisagés. Les méthodes statistiques utilisées seront présentées avec leurs caractéristiques et leurs limites d'application avant de rappeler les caractéristiques et les conditions d'acquisition des données de pollution.

5.1.3.1. Variable expliquée

L'objectif général de cette partie est de tester la pertinence de facteurs favorisant le transfert de produits phytosanitaires dans le bassin versant à partir de l'observation instantanée de plusieurs bassins. La variable expliquée choisie est le **flux de polluant**, en particulier le flux en atrazine. Comme détaillé au chapitre 4.4.4, le flux permet de décrire la quantité de polluants qui s'est transférée dans le bassin depuis les sources d'émission jusqu'à l'exutoire. Raisonner à partir du flux de polluants permet de lier directement la quantité de matière épandue sur une zone et la quantité de matière qui s'est transférée jusqu'à l'exutoire de cette zone et de quantifier les pertes au cours du transfert. On cherchera donc à expliquer statistiquement la quantité totale de polluants parvenue à l'exutoire par différents facteurs spatiaux.

5.1.3.2. Variables explicatives

Les facteurs de transfert retenus se réfèrent à des concepts : pression d'intrant sur le bassin, importance du système de culture, proximité des parcelles au réseau hydrographique ou taille du bassin. Il est donc nécessaire de les traduire en variables mesurables à partir des données de description de l'espace.

Ces variables doivent être :

- représentatives du facteur auquel elles se réfèrent;
- facilement calculables dans une optique de transposition de la méthode.

Les variables explicatives résultent d'une appréciation subjective du facteur de transfert envisagé et du traitement des informations spatiales initiales, elles ne sont donc pas uniques. Elles ont pour ambition première de permettre un test quantitatif des facteurs de transfert mais elles peuvent aussi être retenues comme indicateurs.

5.1.3.3. Etude des corrélations

Le traitement statistique doit d'abord permettre d'évaluer l'intensité des liens entre variable expliquée et variables explicatives.

Les **statistiques non-paramétriques** proposent les méthodes les plus robustes pour tester la corrélation entre deux variables (Barringer *et al.*, 1990), sur des échantillons de petite taille (StatSoft, 1997). D'une manière générale, ces méthodes nécessitent des données mesurées avec une échelle

ordinales². Elles permettent de tester l'existence d'une relation monotone entre deux séries de données de N échantillons, sans hypothèse sur la forme de cette relation. Trois coefficients de corrélation non-paramétriques peuvent être utilisés pour mesurer l'intensité de la relation entre deux variables : le coefficient τ de Kendall, le coefficient R de Spearman et le coefficient Gamma.

Le **coefficient τ de Kendall** donne une mesure du degré de corrélation entre deux séries de données ordonnées. Il exprime la différence entre la probabilité que les deux séries de données soient rangées dans le même ordre contre la probabilité qu'elles soient rangées dans un ordre différent (Siegel, 1956). Si τ est égal à 1 (respectivement -1), il existe une relation positive (négative) entre les deux séries. Si τ est égal à 0, aucune relation monotone n'existe entre les deux séries. Pour calculer τ , les deux séries X et Y doivent préalablement avoir été rangées. On range les observations Y suivant le rang de X en valeur naturelle (i.e. 1, 2, ..., N). On considère toutes les paires dans la série Y. Pour chaque paire rangée dans le bon ordre, on note un score de 1, sinon on note un score de -1. S est le score total calculé par cumul des scores de chacune des paires possibles, et :

$$\tau = \frac{S}{1/2.N.(N-1)} \quad (5.1)$$

Le niveau de signification du coefficient τ de Kendall est obtenu en testant l'hypothèse nulle, H_0 , " τ diffère de 0 uniquement par hasard". Si τ est supérieur à 8, on peut considérer qu'il est normalement distribué (Kendall, 1948), et la variable z est :

$$z = \frac{\tau}{\sqrt{\frac{2.(2N+5)}{9N.(N-1)}}} \quad (5.2)$$

En se reportant à la distribution normale réduite, on obtient le niveau de risque avec lequel on peut rejeter H_0 . Pour N inférieur à 8, Kendall (1948) donne les valeurs du niveau de signification en fonction du score S.

Le **coefficient de corrélation de rang de Spearman R** (Siegel, 1956) comme le coefficient τ de Kendall, nécessite des données classées et exprime l'existence d'une relation positive (respectivement négative) entre deux séries si sa valeur est proche de 1 (-1). La différence réside dans le fait que R de Spearman, élevé au carré, peut être interprété en terme de variance expliquée sur les rangs, comme pour le coefficient de corrélation linéaire de Pearson. Pour obtenir R de Spearman, les données sont rangées, et les différences de rangs entre les deux séries, d_i , sont calculées :

$$d_i = X_i - Y_i \quad (5.3)$$

² Echelle Ordinale : une échelle de mesures ordinales représente les rangs des valeurs d'une variable. Les valeurs mesurées sur une échelle ordinale donnent une information sur la relation avec les autres valeurs en termes de "supériorité" ou "d'infériorité" par rapport aux autres valeurs, mais pas dans quelle mesure ("de combien supérieure" ou "de combien inférieure").

et

$$R = 1 - \frac{6 \cdot \sum_{i=1}^N d_i^2}{N^3 - N} \quad (5.4)$$

Le niveau de signification du coefficient R de Spearman, sous l'hypothèse nulle, "R diffère de 0 uniquement par hasard", est donné par la distribution t de Student pour (N-2) degrés de liberté, avec, si N est supérieur à 8 :

$$t = R \cdot \sqrt{\frac{N-2}{1-R^2}} \quad (5.5)$$

Le **coefficient de corrélation non-paramétrique Gamma** est équivalent au coefficient τ de Kendall, hormis le fait qu'il intègre p, la probabilité d'ex æquo :

$$Gamma = \frac{\tau}{1-p} \quad (5.6)$$

L'équivalent de ces coefficients en **statistique paramétrique** est le coefficient de corrélation linéaire de Pearson. Le **coefficient de corrélation linéaire r** évalue, à partir de données mesurées sur une échelle au moins d'intervalle³, l'intensité d'une relation linéaire entre deux variables (Wonnacott et Wonnacott, 1991). Si pour deux variables X et Y représentées par N individus, on note x_i et y_i les écarts à la moyenne, alors :

$$r = \frac{\sum_{i=1}^N (x_i \cdot y_i)}{\sqrt{\sum_{i=1}^N x_i^2 \cdot \sum_{i=1}^N y_i^2}} \quad (5.7)$$

Le niveau de signification du coefficient de corrélation linéaire r est obtenu, comme pour le coefficient R de Spearman, en testant l'hypothèse nulle, H_0 "r diffère de 0 uniquement par hasard" et en confrontant la variable t à la distribution de Student pour (N-2) degrés de liberté, avec :

$$t = \frac{r \cdot \sqrt{(N-2)}}{\sqrt{(1-r^2)}} \quad (5.8)$$

Ces différents coefficients permettent donc de tester l'intensité de la relation entre deux variables. Les coefficients de corrélation non-paramétriques, assez peu exigeants sur le type de données,

permettent, en travaillant sur les rangs et non sur les valeurs, de réduire l'influence des individus aberrants et de s'affranchir de la forme de la distribution de l'échantillon. Par contre, ils ne donnent aucune indication sur le type de relation qui lie éventuellement les deux variables.

Le coefficient de corrélation linéaire permet quant à lui de mesurer l'intensité de la relation linéaire entre deux séries de données. Comme il est calculé à partir des écarts à la moyenne, il est donc nécessaire de détecter les éventuelles valeurs aberrantes qui pourraient fausser le résultat en examinant les répartitions des individus suivant les variables expliquées et explicatives.

5.1.3.4. Modèles d'ajustement

S'il existe des liens forts entre des variables, il peut être souhaitable de rechercher quel type de modèle est le plus adapté à leur représentation et comment les données s'ajustent à ce modèle.

Dans le cas d'une seule variable explicative, le modèle d'ajustement le plus simple est le modèle linéaire. Par transformation des variables, d'autres formes de modèles sont ramenées au modèle linéaire. En particulier, la transformation logarithmique permet de linéariser une relation du type : $y = \alpha x^\beta$.

L'ajustement du modèle choisi aux données se fait par régression (Tomassone et al., 1983). Cette étape consiste à estimer les coefficients a et b de la droite : $y = a.x + b$, ainsi que leurs écarts types et intervalles de confiance. La qualité de l'ajustement est mesurée par le coefficient de corrélation linéaire précédemment décrit.

5.1.3.5. Jeux de données

La variable expliquée choisie étant le flux d'atrazine, nous rappelons rapidement les différents jeux de données pour lesquels nous disposons de mesures de flux en atrazine.

Au **printemps 1998**, six campagnes de mesure ont été réalisées les 21 mai, 27 mai, 10 juin, 18 juin et 24 juin. Ces dates de mesure se situent hors épisode pluvieux et peuvent être considérées en régime permanent, hormis le 21 mai 1998 en fin de décrue. Les parcelles en maïs ont été semées dans les 10 premiers jours du mois de mai et les traitements herbicides par atrazine ont été réalisés en pré-semis, donc quelques jours avant les semis. Les différentes dates de mesure ont porté sur 5 sous-bassins en rive gauche et 5 points le long de la rivière, sauf le 10 juin 1998 où 12 sous-bassins en rive gauche et 7 points en rivière ont été échantillonnés. Comme la durée de la campagne est réduite devant la demi-vie de l'atrazine, les données de printemps pourront de plus être regroupées sur l'ensemble de la période (Clark, 1997). Le regroupement des données de printemps est discuté lors de l'étude du facteur "Intrant" (cf. chapitre 5.2).

Au mois de **décembre 1997**, les mesures ont porté sur deux jours, 03 et 04 décembre, en condition de décrue lente. A cette période de l'année, le maïs est récolté, le sol non travaillé et les résidus de culture sont en place laissant un sol nu compacté.

Au mois de **mars 1998** et d'**avril 1999**, les campagnes de mesure ont été effectuées en régime permanent sur le bassin. En mars, les parcelles de maïs sont dans le même état qu'au mois de décembre, quelques parcelles sont cependant labourées sur une profondeur d'environ 30 cm. Les

³ Echelle d'Intervalle : cette échelle de mesures permet non seulement d'ordonner par rangs les éléments qui sont mesurés, mais aussi de quantifier et de comparer l'amplitude des différences entre eux, aucun zéro absolu n'est requis.

labours sont beaucoup plus avancés au mois d'avril, où les parcelles commencent à être préparées en vue du semis des cultures d'été.

Afin de maximiser le nombre d'individus statistiques, les flux de "tranche" ont été générés à partir des flux mesurés le long de la rivière : deux points de mesure quelconques sur le cours d'eau principal définissent un bassin versant dont la surface est celle comprise entre les deux points exutoire auquel on peut affecter le flux d'atrazine F égal à la différence entre le flux sortant et le flux entrant dans la tranche. Ainsi, à partir de 5 points le long de la rivière, on peut générer 10 nouveaux bassins versants relativement indépendants comme le font Woods *et al.* (1995) pour l'étude de débits instantanés ou Brunet et Astin (1998) pour l'étude de flux de phosphore instantanés. Ce procédé est très utile pour augmenter le nombre d'individus mais comporte certains inconvénients. Tout d'abord le flux de "tranche", obtenu par différence, est évalué avec une erreur absolue égale au double des erreurs faites sur les mesures en rivière. De plus, si le flux décroît entre deux points de la rivière, le flux de "tranche" devient négatif. Un flux négatif à l'exutoire d'un bassin est physiquement absurde, nous avons donc choisi d'éliminer de tels résultats de notre analyse (il s'agit de 4 valeurs mesurées au printemps 1998). Cependant, une diminution de flux le long d'une rivière représente la dispersion d'une molécule dans le cours d'eau (dégradation, rétention). En utilisant les bassins définis par les "tranches", nous ferons donc implicitement l'hypothèse que la dispersion de l'atrazine ne peut intervenir le long du cours d'eau principal. Cette hypothèse sera discutée lors de l'étude du facteur taille (cf. chapitre 5.3).

5.1.4. Conclusion

Au niveau d'organisation parcellaire, en se basant sur les connaissances des experts, il est possible de lister un ensemble de facteurs susceptibles de présenter des risques de transfert des produits phytosanitaires vers les eaux. Leur définition permet d'identifier les parcelles sur lesquelles le raisonnement des traitements et l'implantation de dispositifs de réduction des transferts sont prioritaires. Cette démarche doit amener à la réduction d'une partie des pertes en substances indésirables vers les eaux de surface. L'analyse des facteurs de transfert au niveau du bassin versant doit permettre d'agir sur la partie complémentaire des fuites parcellaires. Pour ce niveau d'organisation, même si l'état des connaissances est moins avancé, les quantités d'intrant, la taille du bassin, la proximité des parcelles traitées au réseau hydrographique et le type de système de culture, apparaissent comme des facteurs de transfert principaux. Pour chacun de ces facteurs, un critère numérique, représentatif et facilement calculable, sera défini et confronté aux flux de polluant par une recherche de type corrélatrice afin d'évaluer les conditions de sa pertinence. L'interprétation des résultats statistiques, sur la base de la connaissance des processus de transfert de polluants, permettra de juger de la pertinence des facteurs de transfert proposés.

5.2. Le facteur "Intrant"

Le facteur "Intrant" est a priori le premier facteur explicatif des flux de polluants observés à l'exutoire d'un bassin versant : plus une molécule est épanchée sur un bassin, plus les chances d'en retrouver une quantité importante à son exutoire paraissent élevées. La première étape consiste à définir une

variable représentative de la quantité d'intrant épanchée sur un bassin. Si le bassin versant est schématisé par un système au sein duquel circulent les produits phytosanitaires depuis les aires d'épandage jusqu'à l'exutoire, la quantité d'intrant représente l'entrée du système. Une corrélation parfaite entre entrée et sortie du système signifierait alors qu'aucun autre facteur prépondérant n'interviendrait dans le transfert des polluants étudiés. Si une corrélation existe, il est intéressant de connaître quel modèle d'ajustement est le mieux adapté pour la représenter afin de savoir dans quelle mesure une réduction des intrants entraînerait une diminution des quantités exportées. Enfin la stabilité de cette relation au cours de l'année agronomique sera examinée.

5.2.1. Hypothèses et variable explicative

L'étude des ventes communales et l'enquête auprès des agriculteurs ont montré que l'atrazine était utilisée de manière régulière pour le désherbage du maïs sur le bassin du Sousson. D'après les résultats de l'enquête, l'atrazine est utilisée dans la totalité des traitements herbicide du maïs (100% des agriculteurs interrogés déclarent utiliser l'atrazine pour le désherbage du maïs), à une dose proche de 1 kg/ha, dose maximale légalement épanchable. De plus, l'atrazine n'est pas employée hors usage agricole ou sur d'autres cultures que le maïs, on peut donc supposer que toutes les parcelles de maïs reçoivent en traitement herbicide la même dose d'atrazine et que l'atrazine n'est pas utilisée en dehors de cet usage. Suivant cette hypothèse, la surface en maïs devient alors représentative de la masse d'atrazine épanchée :

$$\text{Masse d'atrazine épanchée} = \text{Dose d'application} \cdot S_{\text{maïs}} \quad (5.9)$$

La surface en maïs a donc été choisie comme variable représentative des quantités d'atrazine épanchées sur un bassin versant. A partir de la base de données géographiques de description de l'espace agricole, la surface en maïs pour chaque année agronomique est extraite pour les bassins sur lesquels des mesures de flux en atrazine sont disponibles.

5.2.2. Etude des corrélations

L'intensité de la relation entre flux en atrazine et surface en maïs par bassin versant a été explorée par l'étude de coefficients de corrélation non-paramétriques. Les résultats pour les différentes campagnes de mesure, pour l'ensemble des bassins versants, sont donnés au tableau 5.1.

Les corrélations de rang entre les deux variables sont toutes significatives au seuil de 5% ($p < 0.05$). Peu de différences existent entre τ de Kendall et Gamma, Gamma étant légèrement plus élevé car il prend en compte les mesures de rang ex æquo. Les coefficients de corrélation sont particulièrement élevés pour les dates de décembre 1997, mars 1998 et dans une moindre mesure pour avril 1999. Pour décembre 1997 et mars 1998, les coefficients R de Spearman sont égaux à 0.836 et 0.923, impliquant une part de variance expliquée sur les rangs de 70% et 85%. Les coefficients sont plus fluctuants pour les dates de printemps qui suivent les traitements mais tous indiquent l'existence d'une relation entre flux d'atrazine et surface en maïs. Pour le groupement de toutes les mesures de printemps, les coefficients de corrélations sont intermédiaires entre ceux calculés pour chacune des

dates. Le regroupement de plusieurs campagnes introduit une variabilité temporelle supplémentaire mais les valeurs obtenues reflètent la tendance moyenne observée sur toute la période. Les coefficients étant significatifs, ce regroupement de données est conservé par la suite comme représentatif de la période printanière.

| Tous bassins | | τ de Kendall | | | R de Sperman | | | Gamma | | |
|----------------|-----|-------------------|-------|-----------|--------------|-------|-------|-------|-------|-------|
| Date | N | τ | z | $p^{(*)}$ | R | t | p | Gamma | z | p |
| Avril 1999 | 65 | 0.577 | 6.88 | 0.000 | 0.758 | 0.92 | 0.000 | 0.581 | 6.88 | 0.000 |
| Mars 1998 | 103 | 0.776 | 11.62 | 0.000 | 0.923 | 24.19 | 0.000 | 0.781 | 11.62 | 0.000 |
| Décembre 1997 | 59 | 0.669 | 7.48 | 0.000 | 0.836 | 11.52 | 0.000 | 0.670 | 7.48 | 0.000 |
| 21 mai 1998 | 19 | 0.754 | 4.51 | 0.000 | 0.888 | 7.95 | 0.000 | 0.754 | 4.51 | 0.000 |
| 27 mai 1998 | 14 | 0.478 | 2.38 | 0.017 | 0.658 | 3.03 | 0.010 | 0.483 | 2.38 | 0.017 |
| 10 juin 1998 | 33 | 0.572 | 4.68 | 0.000 | 0.760 | 6.50 | 0.000 | 0.572 | 4.68 | 0.000 |
| 18 juin 1998 | 13 | 0.555 | 2.64 | 0.008 | 0.699 | 3.24 | 0.000 | 0.558 | 2.64 | 0.008 |
| 24 juin 1998 | 17 | 0.426 | 2.39 | 0.016 | 0.537 | 2.46 | 0.026 | 0.426 | 2.39 | 0.016 |
| Printemps 1998 | 96 | 0.510 | 7.37 | 0.000 | 0.694 | 9.35 | 0.000 | 0.518 | 7.37 | 0.000 |

(*) p représente le niveau de risque avec lequel on peut rejeter l'hypothèse nulle H_0 .

Tableau 5.1 : Coefficients de corrélation non-paramétriques entre flux en atrazine et surface en maïs. Cas où tous les bassins sont pris en compte.

L'examen des corrélations montre donc que d'une manière globale, sur l'ensemble des bassins et pour toutes les dates de mesure, la relation entre flux en atrazine et surface en maïs est très significative. On recherchera donc dans ce cas le type de modèle qui s'ajuste le mieux aux données relevées pour chaque date.

5.2.3. Modèles d'ajustement

L'ajustement du modèle linéaire aux données a d'abord été testé. Bien que significative, la relation linéaire entre les deux variables est assez lâche, notamment pour les mesures de printemps 1998 et de décembre 1997. La dispersion croissante du nuage de points incite à une transformation logarithmique des variables. Le modèle testé est alors de la forme :

$$\ln(F_{ATZ}) = a \cdot \ln(S_{\text{maïs}}) + b \quad (5.10)$$

$$\text{soit } F_{ATZ} = B \cdot S_{\text{maïs}}^A \quad (5.11)$$

avec $A = a$

et $B = e^b$

Les résultats des régressions, pour toutes les campagnes, sont donnés à la figure 5.2. L'ajustement après transformation logarithmique des variables est de bonne qualité : les coefficients de corrélation sont tous significatifs au seuil de 1%. Les coefficients a apparaissent très stables à la vue de faibles écarts types sur leur valeur et sont compris entre 1.00 et 1.59. Les valeurs de b , et *a fortiori* de B , présentent par contre des écarts types élevés révélant les limites de l'ajustement pour les bassins ayant de faibles surfaces en maïs.

Régression log-linéaire :

$$\ln(\text{FATZ}) = a \cdot \ln(\text{Smaïs}) + b$$

N : nombre d'individus

r : coefficient de corrélation

t : variable de Student associée à r

p : niveau de risque avec lequel on peut rejeter l'hypothèse nulle H_0 « r diffère de 0 par chance »

e.t.(a) : écart type sur a

e.t.(b) : écart type sur b

$\ln(\text{FluxATZ})$ est calculé à partir de FluxATZ en mg/jour.

$\ln(\text{Smaïs})$ est calculé à partir de Smaïs en ha.

| Date | N | r | t | p | a | e.t.(a) | b | e.t.(b) |
|--------------|----|--------------|-------|-------|-------------|---------|--------------|---------|
| 21 mai 1998 | 19 | 0.941 | 11.47 | 0.000 | 1.51 | 0.13 | -0.45 | 0.81 |
| 27 mai 1998 | 14 | 0.824 | 5.04 | 0.000 | 1.09 | 0.22 | 1.44 | 1.27 |
| 10 juin 1998 | 33 | 0.84 | 8.62 | 0.000 | 1.09 | 0.13 | 0.28 | 0.73 |
| 18 juin 1998 | 13 | 0.893 | 6.58 | 0.000 | 1.59 | 0.24 | -3.54 | 1.43 |
| 24 juin 1998 | 17 | 0.651 | 3.32 | 0.005 | 1.11 | 0.33 | 0.73 | 2.02 |

| Date | N | r | t | p | a | e.t.(a) | b | e.t.(b) |
|----------------|-----|--------------|-------|-------|-------------|---------|--------------|---------|
| Avril 1999 | 65 | 0.852 | 12.92 | 0.000 | 1.00 | 0.08 | -0.13 | 0.44 |
| Mars 1998 | 103 | 0.877 | 18.34 | 0.000 | 1.10 | 0.06 | -0.12 | 0.36 |
| Décembre 1997 | 59 | 0.921 | 17.85 | 0.000 | 1.27 | 0.07 | -0.52 | 0.41 |
| Printemps 1998 | 96 | 0.778 | 12.01 | 0.000 | 1.25 | 0.104 | -0.14 | 0.618 |

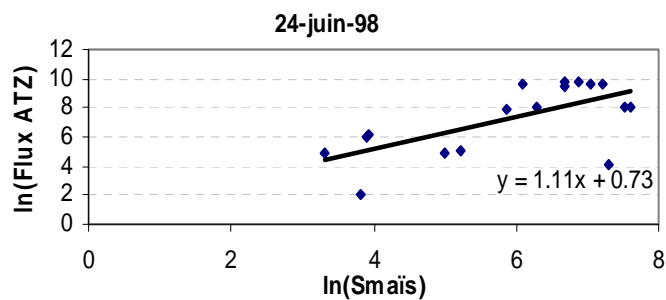
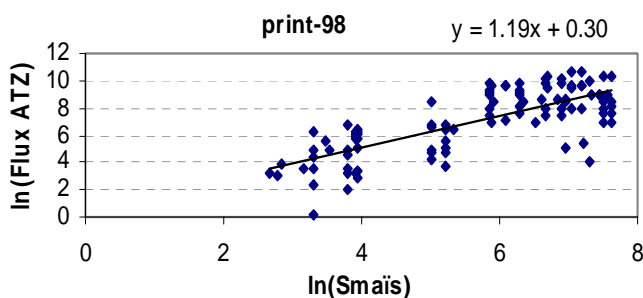
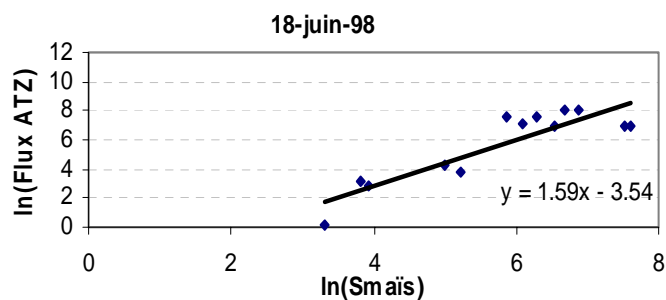
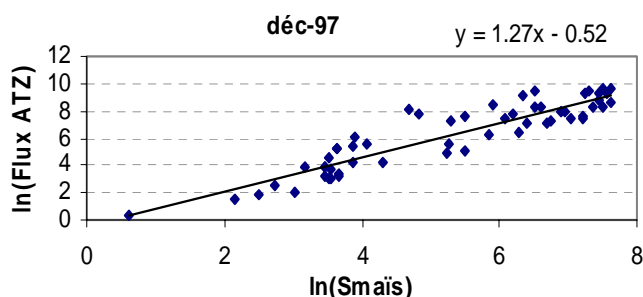
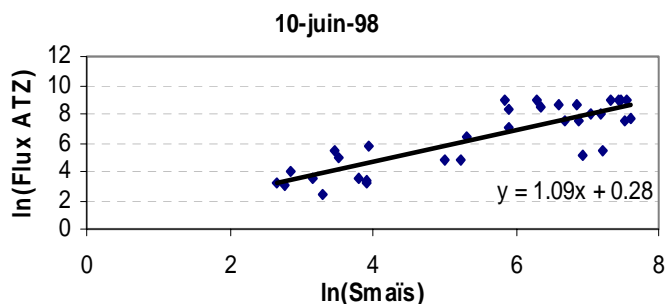
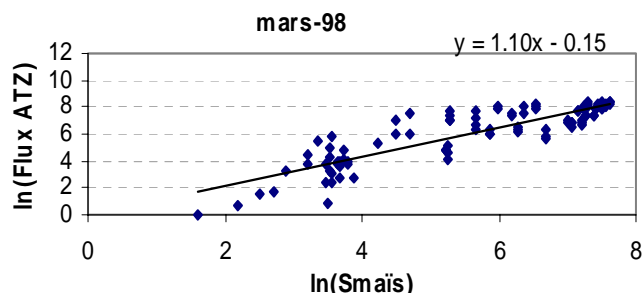
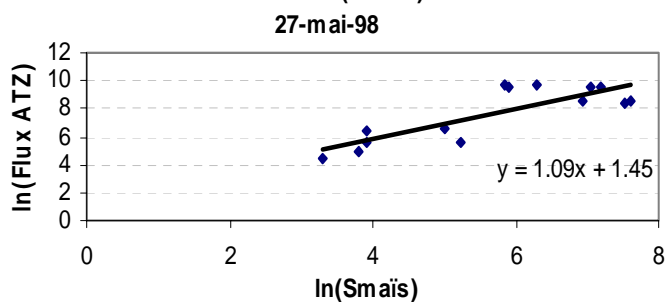
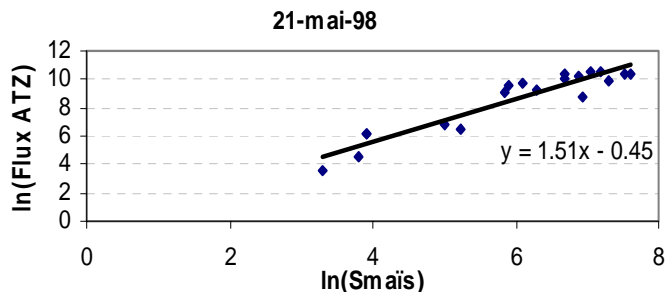
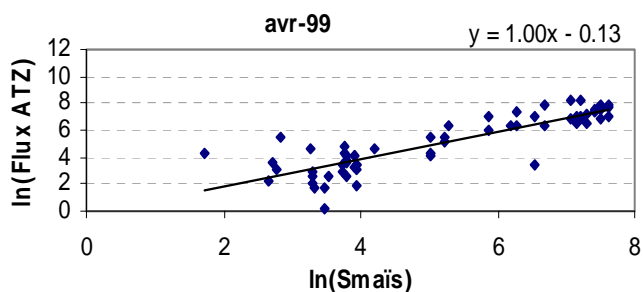


Figure 5.2 : Résultats des régressions log-linéaires entre flux en atrazine et surfaces en maïs pour les différentes campagnes de mesures.

Résidus réduits er :

$$er = (y_i - y_{estimé\ i}) / s$$

avec

$$s = \sqrt{\frac{\sum (y_i - y_{estimé\ i})^2}{n - 2}}$$

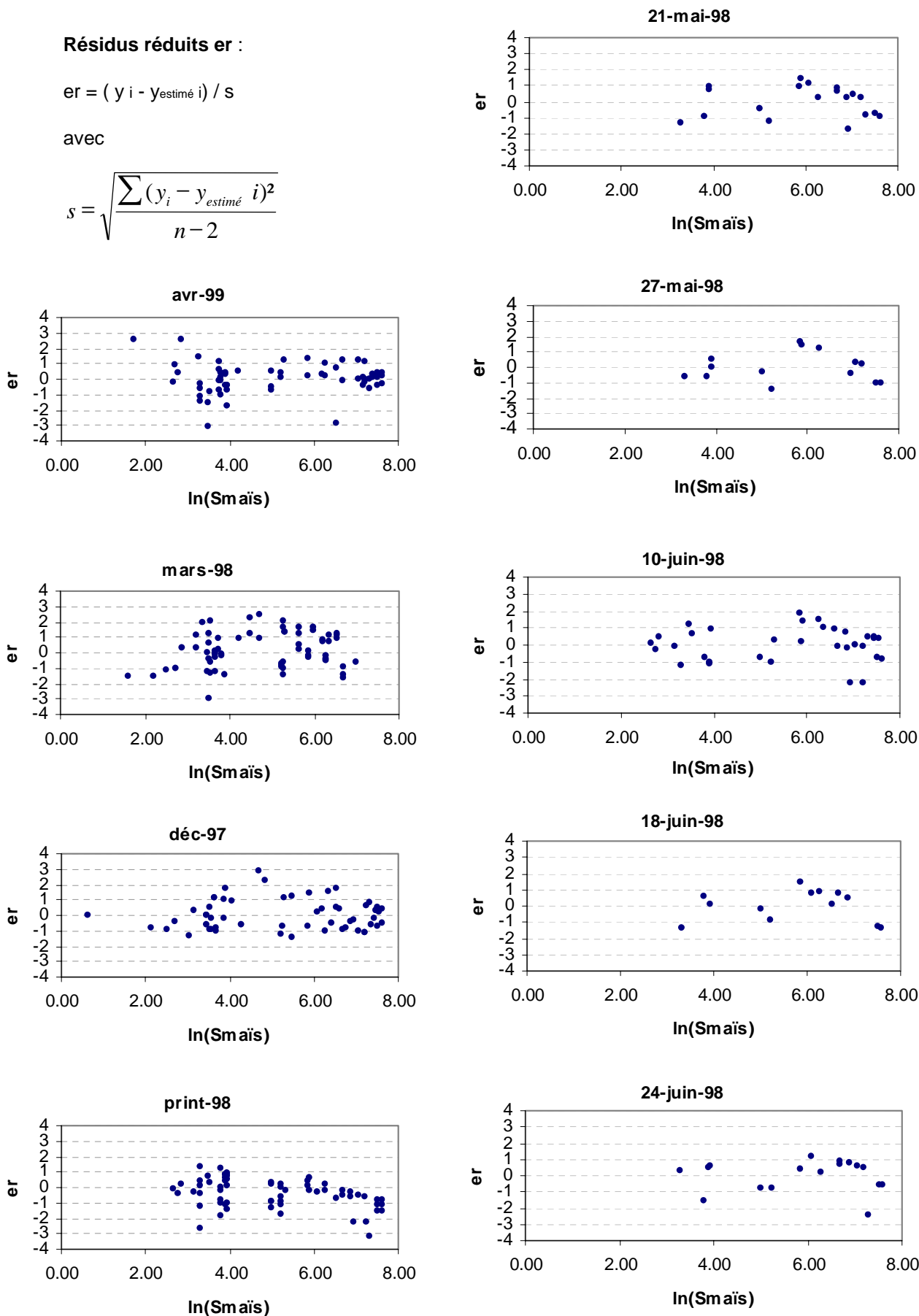


Figure 5.3 : Résidus réduits au modèle log-linéaire en fonction du régresseur.

Comme ce modèle d'ajustement semble être compatible avec les données, les résidus sont examinés en fonction du régresseur à la figure 5.3. Les résidus réduits ne présentent aucune structure particulière, ils sont régulièrement répartis entre -2 et +2, montrant la bonne qualité de l'ajustement par régression. Il semble toutefois que, pour la série de mesures du printemps 1998, les résidus réduits aient tendance à décroître quand le régresseur augmente. En d'autres termes, l'ajustement des données au modèle pour ce groupement de mesures est meilleur pour les bassins présentant des surfaces en maïs élevées.

Les modèles tirés des régressions sont représentés à la figure 5.4, pour les campagnes de décembre 1997, de mars 1998, d'avril 1999 et pour les campagnes de printemps 1998 individuellement et regroupées.

Pour les campagnes de printemps, les courbes apparaissent parallèles et ordonnées suivant la pluviométrie hebdomadaire. La courbe représentant la campagne du 21 mai 1998, en contexte de fin de décrue, est cependant plus élevée que pour les autres dates. L'ajustement pour la date du 24 juin 1998 propose une courbe qui remonte en dépit du contexte sec dans lequel la campagne a été réalisée. Il est possible que cette augmentation de production d'atrazine soit due au démarrage de l'irrigation sur la zone. En effet, à la date du 24 juin 1998, le maïs est au stade 6 feuilles et la faible pluviométrie sur la période justifie que les premières irrigations aient lieu. La courbe obtenue pour le regroupement des dates de printemps 1998 permet de disposer d'une tendance moyenne représentative des différentes campagnes.

La comparaison des campagnes effectuées en régime permanent (regroupement du printemps 1998, mars 1998 et avril 1999) montre, à la figure 5.4, des courbes de flux en fonction de la surface en maïs parallèles et qui s'affaissent avec le temps. Pour une même surface en maïs sur le bassin versant, le flux d'atrazine décroît au cours du temps et cette décroissance s'effectue donc suivant la même cinétique quelle que soit la surface en maïs (comprise entre 10 et 1000 ha) sur le bassin.

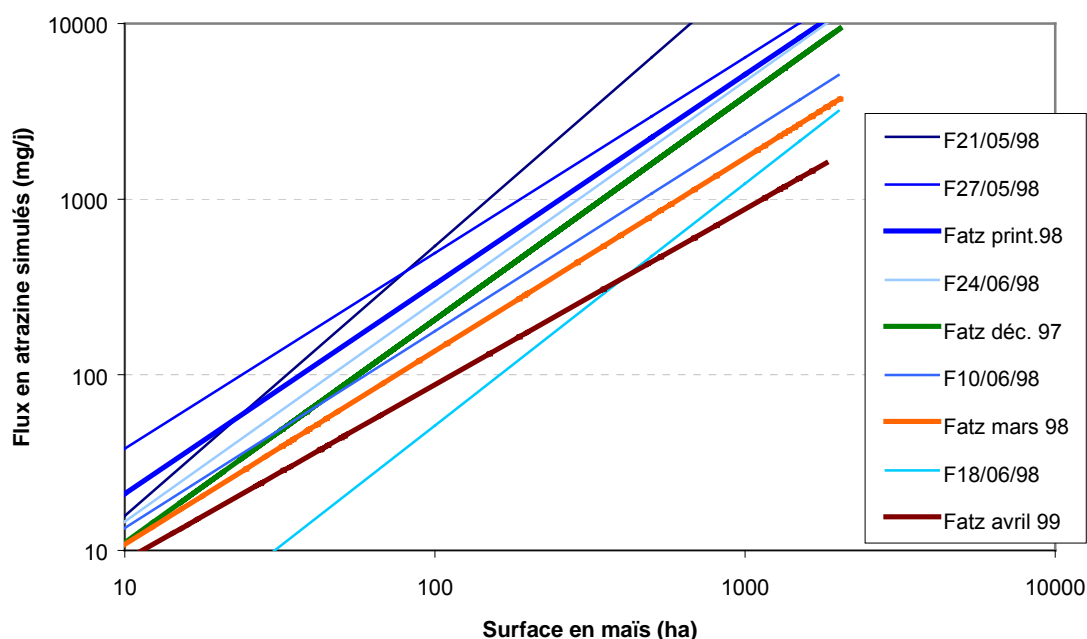


Figure 5.4 : Modèles de flux d'atrazine en fonction de la surface en maïs obtenus par régression pour les différentes campagnes de mesures.

Pour la campagne de décembre 1997, en condition de décrue, le modèle de flux à l'exutoire des bassins est différent : l'accroissement du flux d'atrazine en fonction de la surface en maïs est plus fort comme l'avait montré l'ajustement sur les données du 21 mai 1998.

Les conditions hydrologiques, voire d'irrigation, influent donc fortement sur les paramètres de la liaison entre flux en atrazine et surface en maïs sur le bassin.

En régime permanent, le modèle $F_{ATZ} = B.Smaïs^A$, avec A compris entre 1 et 1.2, représente correctement les flux d'atrazine mesurés. Le coefficient B décroît avec le temps suggérant un "tarissement" progressif d'un stock initial en atrazine des bassins. Ce modèle représente les conditions minimales de transfert, hors épisode de crues. Les flux mesurés sont supportés par la fraction la plus lente des écoulements : fin de ressuyage des sols, vidange des nappes perchées. Il serait souhaitable de disposer du relevé temporel et spatial des quantités d'eau apportées au titre de l'irrigation afin de vérifier, comme le suggèrent les données du 24 juin 1998, son éventuel rôle moteur dans le transfert d'atrazine à l'échelon du bassin versant.

En conditions de décrue, la forme du modèle est toujours adaptée mais le coefficient A augmente significativement, 1.3 en décembre 1997, 1.5 le 21 mai 1998 contre 1 à 1.2 en régime permanent. Sur un même bassin, les flux en atrazine sont donc plus forts en condition de décrue. Les écoulements générant les flux d'atrazine comprennent une partie des fractions lentes décrites précédemment et des fractions plus rapides de type écoulements subsuperficiels et écoulements par l'intermédiaire du réseau de drainage. On peut supposer que le changement de processus justifie un modèle d'exportation d'atrazine différent.

5.2.4. Conclusion

Suite à l'examen des pratiques de désherbage du maïs dans la vallée du Sousson, on a fait l'hypothèse que les surfaces en maïs par bassin versant représentaient bien la quantité d'atrazine épanchée.

L'analyse des corrélations entre flux d'atrazine et surface en maïs a montré une relation forte entre ces deux variables, pour une gamme de bassins de taille comprise entre 0.5 et 100 km².

Le modèle de la forme $F_{ATZ} = B.Smaïs^A$ est celui qui s'ajuste le mieux aux données récoltées parmi les modèles testés. En contexte de régime hydrologique permanent, l'exposant A reste constant au cours du temps alors que B décroît avec la diminution de la pluviométrie hebdomadaire et l'éloignement des périodes de traitement. En conditions de décrue, le coefficient A augmente significativement, signalant l'importance des écoulements subsuperficiels et des écoulements par l'intermédiaire du réseau de drainage artificiel dans les quantités d'atrazine transférées.

Par la suite la relation entre surface en maïs et flux d'atrazine va être examinée en fonction de la taille du bassin versant afin d'évaluer le champ de pertinence du facteur "Intrant" et les conditions d'introduction de facteurs explicatifs supplémentaires.

5.3. Le facteur "Taille du bassin versant"

La relation entre flux d'atrazine et surface en maïs a été mise en évidence dans le paragraphe précédent sur l'ensemble des bassins disponibles, pour une gamme de surfaces de 0.5 à 100 km². Une relation parfaite impliquerait que l'on pourrait se satisfaire du seul facteur "Intrant" comme explicatif des flux d'atrazine. Les résultats obtenus lors de l'étude des débits en fonction de la surface du bassin nous incitent cependant à examiner la relation entre flux en atrazine et surface en maïs en fonction de la surface du bassin.

5.3.1. Hypothèses et processus explicatif

Nous avons montré au chapitre 4.3 l'influence de la taille du bassin versant sur la diversité de variables spatiales comme l'occupation du sol, la pédologie et le relief d'une part, et d'autre part sur les variations des débits spécifiques. Nous en avons conclu que pour un contexte hors-épisode pluvieux, la diversité des variables spatiales induisait des différences dans la génération des écoulements sur les petits bassins et que l'uniformisation de ces variables avec la taille croissante des bassins s'accompagnait d'une stabilisation des débits spécifiques.

Du point de vue des flux d'atrazine, on peut donc faire l'hypothèse que la taille du bassin versant influe sur les conditions de pertinence des facteurs explicatifs. Pour étayer cette hypothèse, l'adéquation entre flux d'atrazine et surface en maïs est testée en fonction de la surface du bassin. Pour chacune des dates de mesure, un modèle de flux en fonction de la surface en maïs sur le bassin a été précédemment établi. L'erreur relative entre valeurs observées et valeurs simulées par le modèle est mesurée par Er :

$$Er = \frac{|F_{obs} - F_{est}|}{F_{obs}} \quad (5.12)$$

où F_{obs} est le flux observé et F_{est} flux estimé par le modèle en fonction de la surface en maïs.

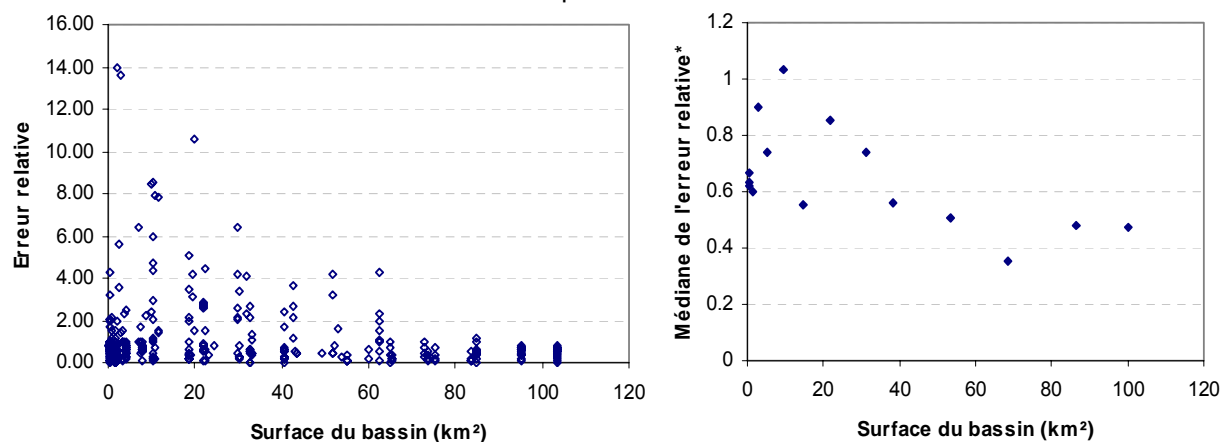


Figure 5.5 : Ecart aux modèles généraux de flux d'atrazine en fonction de la surface du bassin versant.

Une valeur élevée de Er traduit une mauvaise adéquation au modèle tandis qu'une valeur proche de 0 indique une bonne représentation des observations par le modèle. Les erreurs relatives sont étudiées

pour des groupes de 20 bassins classés par surface croissante. La distribution des erreurs relatives pour chaque groupe, identifié par la surface moyenne des bassins du groupe, est décrite par la médiane (Kauark Leite, 1990). Les résultats, pour toutes les campagnes et tous les bassins, sont donnés à la figure 5.5. A partir d'une surface de bassin versant d'environ 20 km² la médiane des erreurs relatives diminue progressivement pour atteindre un minimum (35%) pour une surface de 65 km² et se stabiliser ensuite à une valeur de l'ordre de 45%.

Ainsi, plus les prélèvements sont effectués à l'exutoire de grands bassins, plus le facteur "Intrant" devient le seul facteur explicatif des mesures de flux en atrazine. A l'inverse, plus la taille du bassin versant diminue, plus le facteur "Intrant" s'avère globalement insuffisant pour expliquer les flux observés. Sur la base de ces résultats globaux, nous avons décidé d'observer séparément les prélèvements effectués le long de la rivière, se rapportant à des surfaces de 8 à 100 km², et à l'exutoire des sous-bassins, se rapportant à des surfaces de 0.5 à 8 km².

5.3.2. Flux mesurés le long de la rivière

Au cours des différentes campagnes, plusieurs points le long de la rivière principale ont été échantillonnés. A partir de ces mesures, il est possible d'obtenir le profil des flux en atrazine depuis l'amont du bassin jusqu'à son exutoire. Débits, concentrations et flux en atrazine observés et simulés par le modèle "Intrant" sont donnés en fonction de la surface totale drainée et de la surface en maïs pour les mesures de printemps (cf. figure 5.6) et pour les mesures hivernales (cf. figure 5.7).

Pour les campagnes de printemps, la réalimentation du Sousson, par le système Neste, induit une perturbation des débits et des concentrations à partir de la date du 10 juin 1998. Assez faible le 10 juin 1998 (10 l/s), le débit de réalimentation atteint 60 l/s le 18 juin 1998 et 40 l/s le 24 juin 1998 soit respectivement 60% et 46% du débit à l'exutoire. Cette réalimentation intervient en un point du Sousson où la surface drainée est de 11 km², entre le premier et le deuxième point de prélèvement. Par dilution, les concentrations sont donc atténuées, pour les dates suivant le 10 juin 1998 et pour les points dont la surface drainée est supérieure à 11 km². Les flux ne sont eux pas perturbés à condition que l'eau de réalimentation ne contiennent pas d'atrazine. Cette hypothèse peut être acceptée connaissant l'origine de l'eau de réalimentation : la réalimentation s'effectue depuis un canal de crête lui-même alimenté par le canal de la Neste dont l'eau provient de retenues pyrénéennes.

Les flux le long de la rivière sont bien simulés par le modèle "Intrant" préalablement établi sur l'ensemble des bassins versants. Le modèle surestime cependant systématiquement les flux sur la partie la plus en aval du bassin (cf. figure 5.6). On pourrait y voir là un effet de la dispersion, dégradation et rétention notamment, des molécules d'atrazine le long de la rivière non prise en compte dans le modèle. Cette hypothèse nécessiterait cependant d'être vérifiée en mesurant par exemple le ratio Dé-éthyl-atrazine/Atrazine afin d'évaluer la part de la dégradation de l'atrazine en différents points le long du cours d'eau (Pereira, Rostad, 1990). Les flux en tête de bassin sont aussi systématiquement surestimés indiquant que le modèle "Intrant" est essentiellement pertinent pour les bassins de surface supérieure à 20 km², avec des surfaces en maïs supérieure à 5 km².

Pour les campagnes hivernales (cf. figure 5.7), les concentrations ont diminué d'un facteur 10 par rapport aux mesures de printemps, elles croissent en décembre 1997 et sont stables en mars

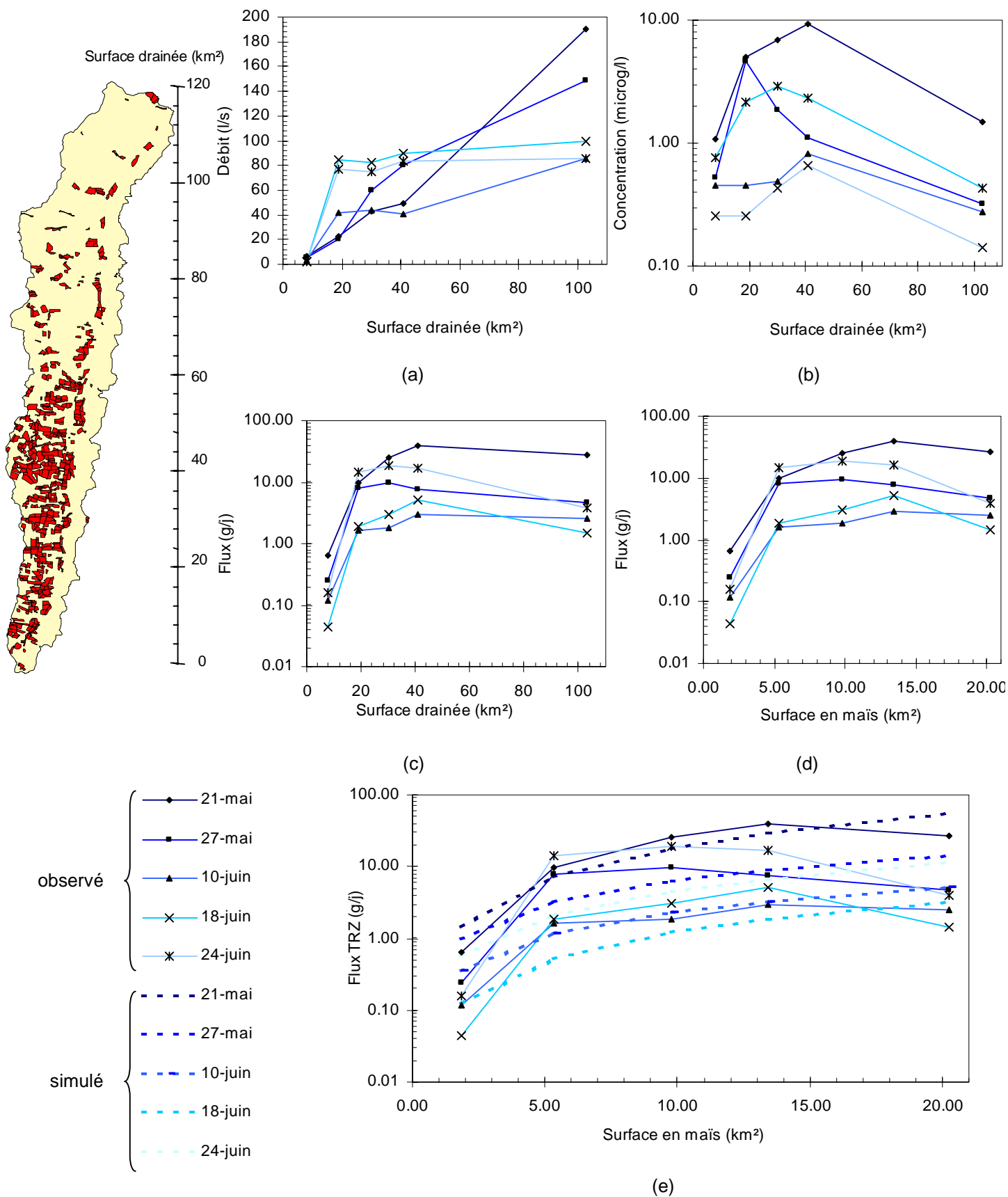


Figure 5.6 : Débits, concentrations et flux d'atrazine observés et simulés le long du Sousson. Campagnes de printemps 1998.

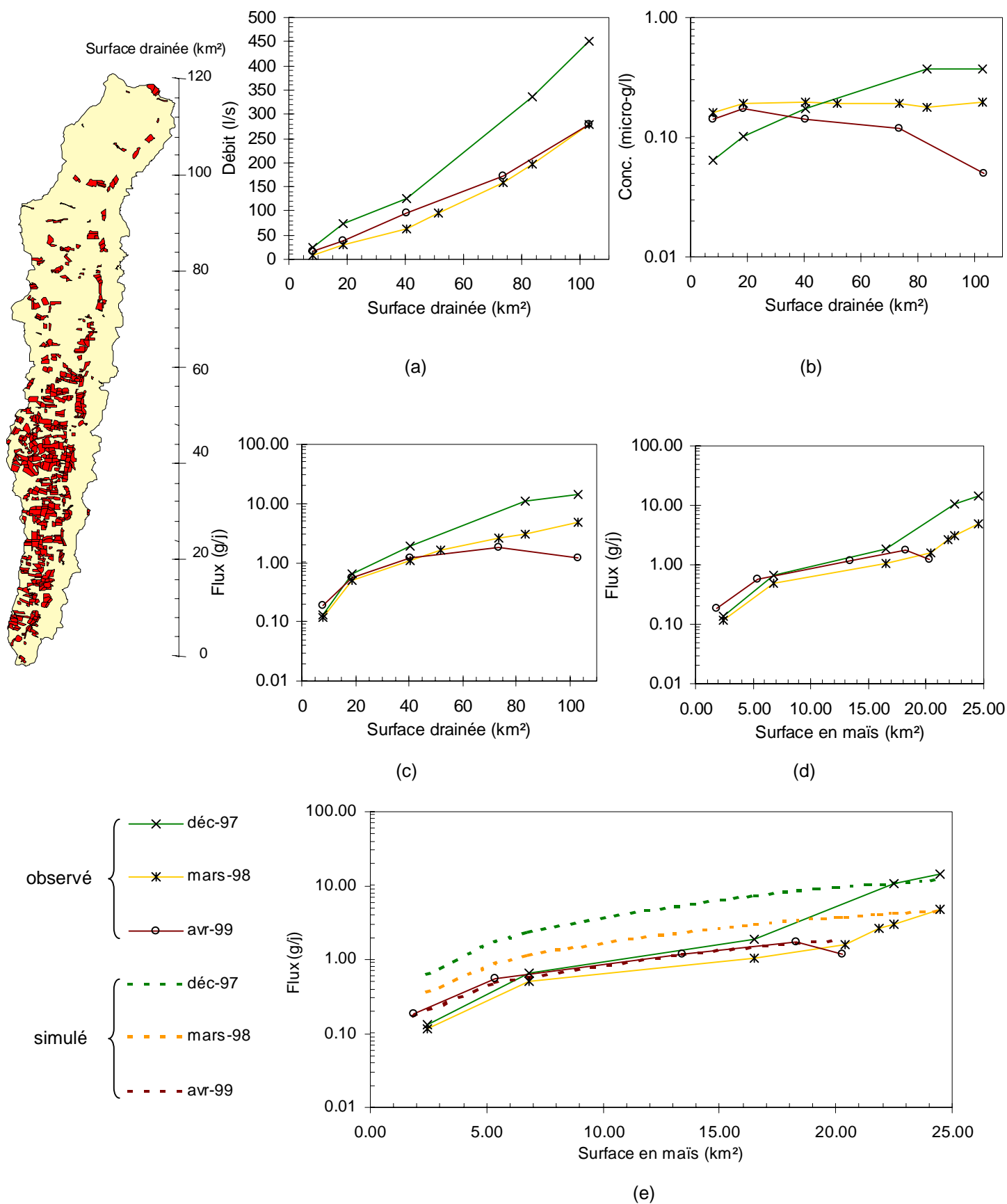


Figure 5.7 : Débits, concentrations et flux d'atrazine observés et simulés le long du Sousson. Campagnes hivernales de décembre 1997, mars 1998 et avril 1999.

1998 et avril 1999 avec la surface drainée. Les flux en atrazine croissent avec la surface en maïs en amont du point de prélèvement. Les flux mesurés en décembre 1997 en contexte de décrue sont supérieurs à ceux mesurés en mars 1998 et avril 1999, comparables entre eux. Les flux estimés rendent compte de cette hiérarchie temporelle et représentent particulièrement bien les flux observés en avril 1999. Pour décembre 1997 et mars 1999, les estimations de flux sont supérieures aux valeurs observées pour les bassins de surface totale inférieure à 80 km² et de surface en maïs inférieure à 20 km².

De manière générale, le modèle d'estimation des flux établi à partir de la surface en maïs pour chaque date de mesure sur tous les bassins versants disponibles permet de bien simuler les flux en atrazine observés le long de la rivière quelle que soit la période de mesure. Le facteur "Intrant" peut donc être retenu comme essentiellement explicatif des flux d'atrazine le long de la rivière pour une gamme de bassin de surface comprise entre 20 et 100 km².

5.3.3. Flux mesurés à l'exutoire des bassins en rive gauche

Après avoir testé l'adéquation du modèle "Intrant" sur les mesures effectuées le long de la rivière, nous allons le faire sur les mesures effectuées à l'exutoire des sous-bassins établis en rive gauche du Sousson qui contrôlent des surfaces comprises entre 0.5 et 8 km².

Les flux en atrazine calculés par le modèle "Intrant" sont confrontés aux flux observés pour les différentes dates de mesure à la figure 5.8. L'adéquation globale des résultats du modèle aux observations est mesurée au moyen du critère de Nash (Nash et Sutcliffe, 1970), C :

$$C = 1 - \frac{\sum_{i=1}^N (Fobs_i - Fest_i)^2}{\sum_{i=1}^N (Fobs_i - Fmoy)^2} \quad (5.13)$$

avec N le nombre d'observation, Fobs_i et Fest_i les flux observés et estimés au point i et Fmoy le flux observé moyen pour la campagne considérée.

Ce critère tend vers 1 pour une bonne adéquation du modèle et devient négatif si l'estimation fournie par le modèle est moins bonne que la moyenne des observations.

Au printemps 1998, les estimations sont calculées au moyen du modèle établi pour chaque date et regroupées pour être comparées aux flux observés. Le critère de Nash vaut 0.43 pour les 32 observations. Cette période est celle où l'estimation des flux par la surface en maïs sur le bassin versant est la meilleure. Ce résultat doit cependant être tempéré par le fait qu'il n'a été établi que sur un jeu de 12 bassins différents échantillonnés plusieurs fois au cours du temps. Sur ce jeu de 12 bassins, le facteur "Intrant" s'avère donc être explicatif d'une partie seulement des flux d'atrazine observés sur la période de printemps échantillonnée hors épisode de crue.

Avec l'éloignement des périodes de traitement, l'ajustement proposé par le modèle se dégrade (décembre 1997 et avril 1999), voire est inadapté en mars 1998 (C=-0.48) où la simple moyenne des observations est un meilleur estimateur des flux d'atrazine. Pour ces sous-bassins, le seul facteur "Intrant" est insuffisant pour fournir une estimation des flux d'atrazine.

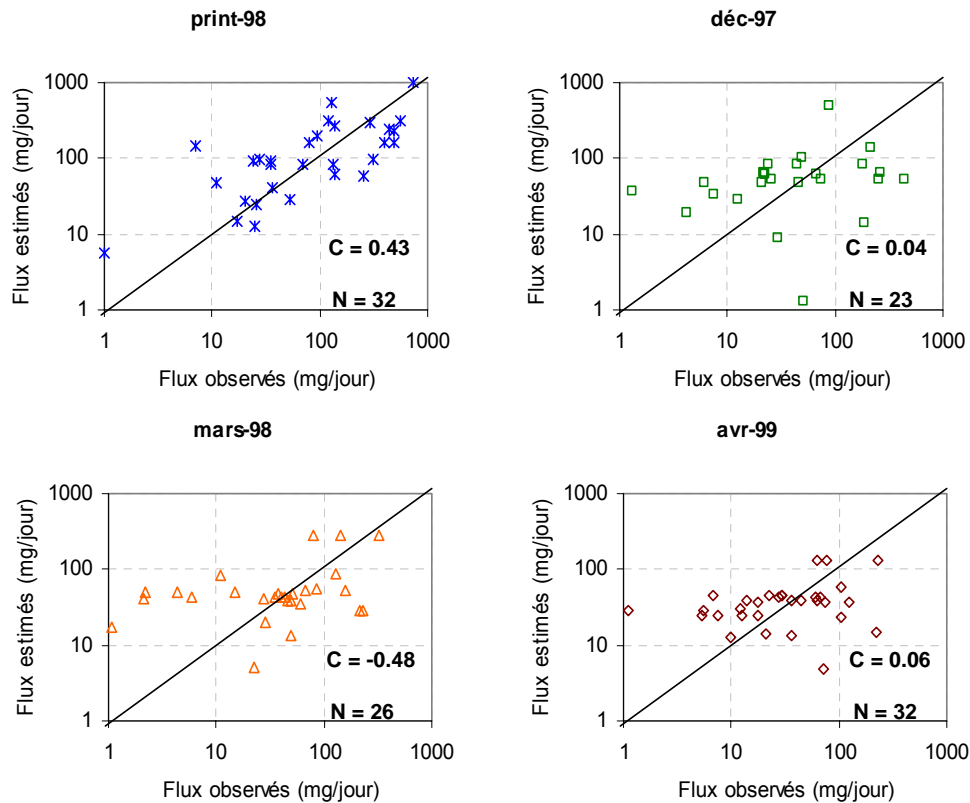


Figure 5.8 : Flux d'atrazine observés et simulés à l'exutoire des sous-bassins versants établis en rive-gauche du Sousson. Campagnes du printemps 1998, de décembre 1997, de mars 1998 et d'avril 1999.

5.3.4. Conclusion

Le facteur "Taille du bassin" apparaît donc comme indicateur du domaine de validité du facteur "Intrant". Le modèle établi à partir de la surface en maïs, date par date, sur l'ensemble des bassins versants s'ajuste bien aux flux d'atrazine observés à l'exutoire des bassins versants d'une taille supérieure à 20 km². L'ajustement log-linéaire permet ainsi de reproduire les flux d'atrazine mesurés le long de la rivière principale, même s'il semble qu'un effet de dispersion par dégradation et rétention apparaisse à partir de 65 km² environ. Les échanges de matière entre nappe alluviale et rivière sur cette gamme de bassin représentent une autre éventualité. Les polluants dissous peuvent suivant le sens de ces échanges se dissiper par passage dans la nappe, notamment sous l'impact de pompage dans cette nappe, ou être stockés dans la nappe puis libérés vers la rivière avec l'écoulement de base. Cette hypothèse n'a pas pu être testée par manque de données sur les échanges entre nappe et rivière et sur la composition des eaux souterraines.

Pour les bassins de taille comprise entre 20 et 100 km², le facteur "Intrant" est donc retenu comme le facteur premier explicatif. Sur cette gamme de bassins, les variables spatiales telle que la pédologie et la topographie sont relativement homogènes comme la pluviométrie, et la quantité d'intrant est globalement le seul facteur explicatif des flux d'atrazine qu'il est possible de mettre en évidence.

Pour les sous-bassins en rive gauche du Sousson, de surface comprise entre 0.3 et 8 km², les ajustements testés connaissant la seule surface en maïs s'avèrent de faible qualité. D'autres facteurs spatiaux vont donc être recherchés pour cette gamme de bassins.

5.4. Le facteur "Proximité des aires d'épandage au réseau hydrographique"

Le facteur "Intrant", traduit par la surface en maïs totale sur le bassin, s'impose comme le premier facteur explicatif des flux d'atrazine. Cependant, l'étude du facteur "Taille du bassin" a montré que pour les sous-bassins de surface comprise entre 0.3 et 8 km², la surface en maïs n'expliquait qu'une part réduite de la variance des flux observés. Dans ce cas, nous pouvons en déduire que, si les flux sont forcément générés par les surfaces en maïs, celles-ci ne contribuent pas toutes de la même manière. La contribution des surfaces en maïs peut être sensible à leur répartition spatiale dans le bassin versant. En effet, plus la distance entre une parcelle et le réseau hydrographique est grande, plus les processus de rétention, de dégradation et l'effet de zones tampons ont des chances d'être élevés et la pollution diminuée. Cependant, peu de travaux chiffrent la distance critique au-delà de laquelle une parcelle n'est plus contributive à la pollution d'un cours d'eau. Le plus couramment, dans la définition de zones à risque, les auteurs donnent une distance arbitrairement fixée (Bouchardy, 1992).

La distance d'une unité de surface au cours d'eau est donc prise comme un **facteur intégrateur** du cheminement de l'eau et des processus de dispersion des composés phytosanitaires depuis cette unité jusqu'au cours d'eau. Dans ce sens, le facteur "Proximité des aires d'épandage au réseau hydrographique" va être testé pour les bassins de surface comprise entre 0.3 et 8 km².

5.4.1. Hypothèses et variable explicative

Tester le facteur "Proximité des aires d'épandage au réseau hydrographique" suppose plusieurs étapes dont la définition d'un réseau de référence, d'une partition de l'espace suivant un critère représentatif et des conditions d'application de la méthodologie.

5.4.1.1. Choix du réseau hydrographique de référence

La première étape du travail sur l'influence de la distance entre parcelles en maïs et cours d'eau sur la pollution à l'exutoire du bassin est la définition d'un réseau hydrographique de référence. Ce premier problème est crucial car il conditionne toute la suite, pourtant sa solution réside dans un choix quasi-subjectif. Le réseau hydrographique est toujours défini par l'usage que l'on souhaite en faire et dépend de l'échelle envisagée. Les supports cartographiques dépeignent bien ce fait : le réseau hydrographique d'une carte au 1/1.000.000 est bien différent de celui d'une carte au 1/25.000 lui-même incomplet au regard d'une carte d'assainissement agricole. Mais il coule de l'eau dans toutes les branches des réseaux ainsi définis.

Pour notre cas, deux types de réseaux hydrographiques, décrits aux paragraphes 3.2.1 et 3.2.3, ont été envisagés :

- le réseau défini par la carte IGN 1/25.000, issu de photo-interprétation ;
- le réseau généré par un M.N.T au pas de 75 m.

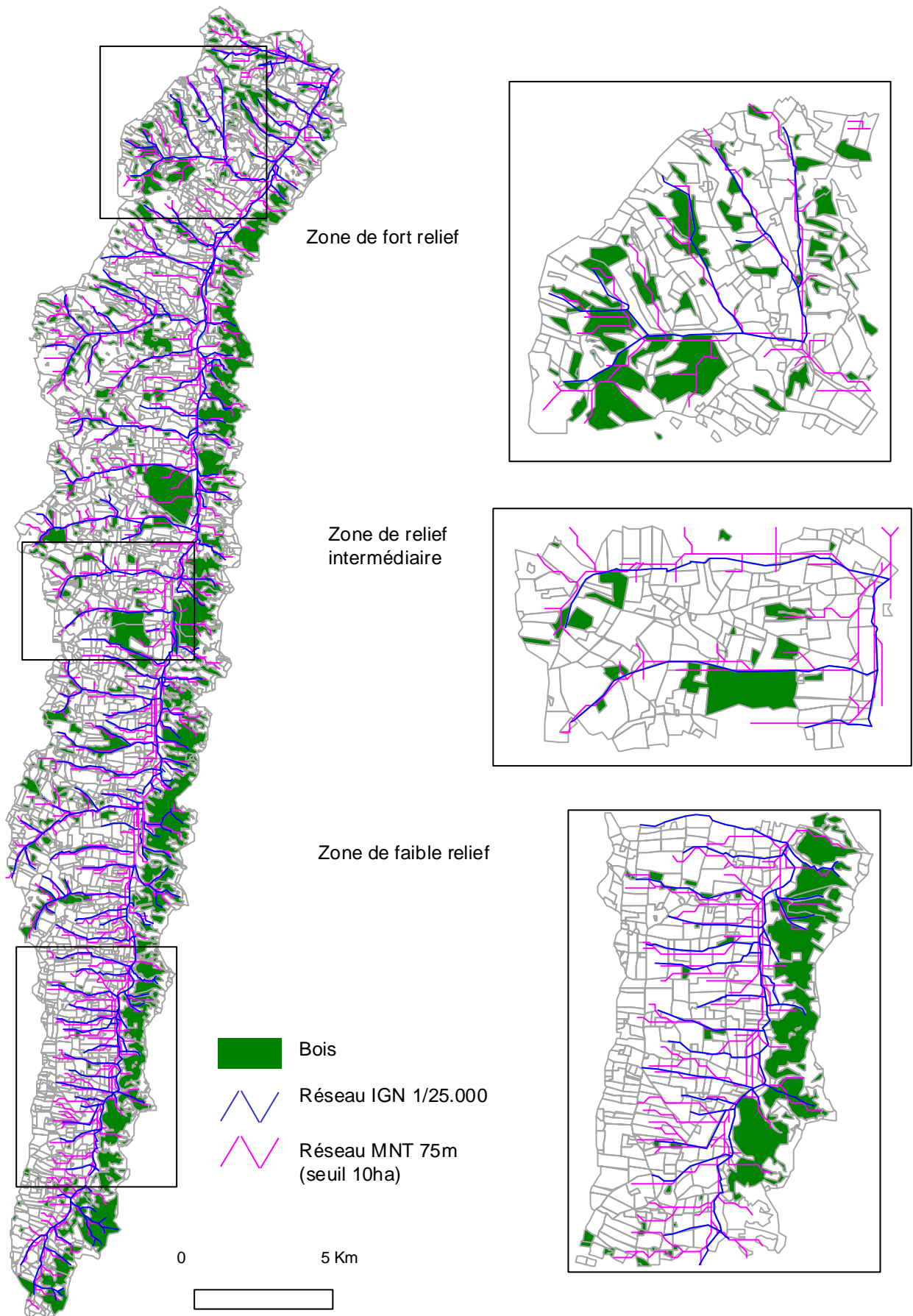


Figure 5.9 : Comparaison des réseaux hydrographiques extrait de la carte IGN 1/25.000 et du MNT 75 m (avec un seuil sur la surface amont drainée de 10 ha).

Le **réseau IGN 1/25.000** a été digitalisé puis ajusté au parcellaire agricole préalablement défini. Les avantages liés à ce type de réseau sont sa disponibilité, qui conditionne la reproductibilité sur une autre zone, sa compatibilité avec le plan du parcellaire, sa vérité car la photo-interprétation initiale a été corrigée au cours du temps par différents observateurs, , conférant à l'information une certaine validation. L'inconvénient majeur tient dans l'essence de l'information : le réseau dépend de l'échelle de la carte, celle-ci doit être compatible avec les objets hydrologiques considérés. Le réseau de fossés anthropique d'un petit parcellaire ne sera pas complètement pris en compte.

Le **réseau extrait du M.N.T.** rend compte du réseau topographique. Il est facile à générer, dès lors que l'on dispose d'un MNT. Le seuil de départ du réseau en fonction de la surface drainée est pris classiquement pour une surface unique même si, en théorie, il peut être ajusté suivant les conditions climatiques, la morphologie de la zone, le degré d'anthropisation du milieu pour obtenir un réseau plus ou moins ramifié. Les inconvénients résident dans la résolution, dans notre cas de 75 m, qui peut être grossière pour l'étude de petits bassins (50 ha) mais surtout dans la mauvaise définition du réseau en zone de faible relief.

Les deux réseaux sont comparés sur la figure 5.9. La correspondance entre les deux réseaux est bonne sur les sous-bassins des trois quarts aval du bassin général (sens d'écoulement du sud vers nord), des différences importantes sont visiblement notables sur le quart sud-ouest du bassin et sur la rivière principale, qui correspondent aux zones les plus planes du bassin général. Globalement la densité de drainage (longueur de réseau / surface drainée) est plus élevée pour le réseau issu du MNT.

Le réseau IGN 1/25.000 a été choisi pour la suite, en vertu de la bonne représentativité des écoulements pérennes constatée sur le terrain, de sa facilité d'accès sur toute zone cartographiée et de sa capacité à servir de référence, notamment dans une optique de transposition de la méthode.

5.4.1.2. Distance, partition de l'espace et variable explicative

L'effet de la proximité entre aires d'épandage du produit et réseau hydrographique sur la pollution d'un cours d'eau se représente par un schéma de **contribution décroissante en fonction de la distance** entre unité de surface et réseau hydrographique : plus on s'éloigne du cours d'eau, moins la contribution d'une unité de surface est forte.

Le problème amène donc la définition de la **distance utilisée**. Arousseau *et al.* (1998) proposent d'utiliser une distance appelée "distance suivant le cheminement de l'eau" définie par le trajet topographique entre une unité de surface et le réseau hydrographique. A partir du M.N.T., il est possible de calculer, en suivant les directions de plus forte pente, le nombre de mailles qui séparent une maille quelconque d'une maille définie comme appartenant au réseau hydrographique. Ce type de distance traduit bien le cheminement topographique de l'eau et est facilement calculable dès lors que l'on dispose d'un M.N.T. dont la résolution est adaptée au relief de la zone considérée. Cependant, sur un bassin versant agricole, la circulation topographique de l'eau est grandement modifiée par l'existence de réseaux de drainage enterrés et de réseaux de fossés qui drainent un espace découpé

en parcelles et sillonné par des routes et des chemins. Ces réseaux artificiels modifient grandement les écoulements topographiques de l'eau. Dans un espace agricole comme le bassin du Sousson, la distance suivant le trajet topographique de l'eau n'est donc pas forcément adéquate et peut même s'avérer erronée.

Un autre type de distance, appelée "distance euclidienne", a été choisi. Elle est donnée par la ligne droite la plus courte entre un point quelconque et un point du réseau hydrographique. A partir de cette distance, des couloirs de largeur constante $2*d$ (buffers) sont définis autour du réseau hydrographique extrait de la carte IGN 1/25.000. Chacun des couloirs contient donc une surface en maïs pour laquelle la distance au réseau est inférieure à d . On peut alors supposer qu'il existe une distance critique, définie par un seuil d_c , au-delà de laquelle une unité de surface ne contribue plus à la pollution et en deçà de laquelle toutes les unités de surface contribuent de la même manière. Si plusieurs seuils de distance d sont fixés, on obtient **une partition de l'espace en couloirs emboîtés** autour du cours d'eau. Cette distance permet une typologie immédiate des aires d'épandage : chacun des couloirs, de largeur $2*d$, englobe des aires d'épandage à une distance du réseau hydrographique inférieure à d (cf. figure 5.10).

La **variable explicative** $S_{maïs}(d)$ est la surface en maïs, considérée comme la somme des aires d'épandage, comprise dans les couloirs de largeur constante d .

5.4.1.3. Réseau de fossés et typologie des sous-bassins versants

Les bassins versants agricoles sont très marqués par l'anthropisation de la circulation des eaux, notamment par l'intermédiaire des réseaux de fossés. L'objectif de ces réseaux est d'évacuer l'eau au plus vite vers le cours d'eau afin d'éviter la submersion des parcelles. Ils sont donc nécessaires en zone de faible relief, ce qui a été constaté sur le terrain. Afin de mieux cerner les bassins où ces réseaux ont des chances d'être fortement implantés, une typologie en fonction d'un critère de pente a été mise en place.

A partir du plan d'information "pente", dérivé du M.N.T. à 75 m de résolution, un seuillage sur la valeur 5% a été opéré. La valeur de 5% a été choisie car elle représente le seuil de facilité de mise en culture ; elle assure de plus une partition équilibrée des mailles sur la zone étudiée. Par intersection avec le plan définissant les sous-bassins versants, on obtient les surfaces de pente supérieure à 5% sur chaque bassin. A partir de ces valeurs, on calcule I_{pente} , un index de pente défini par :

$$I_{pente} = \frac{S_{pente>5\%}}{S_{BV}} \quad (5.14)$$

avec $S_{pente>5\%}$, la surface sur le bassin dont la pente est supérieure à 5% et S_{BV} , la surface totale du bassin versant.

Cet index varie entre 0, cas où la totalité du bassin présente des pentes inférieures à 5%, et 1, cas où toutes les surfaces du bassin présentent des pentes supérieures à 5%. Plus I_{pente} est grand, plus le bassin présente une proportion élevée de zones à forte pente. Le schéma de calcul de I_{pente} ainsi que ses valeurs pour la totalité des sous-bassins du Sousson sont données à la figure 5.11. Une forte coupure dans la distribution des index de pente apparaît autour de la valeur $I_{pente} = 0.5$ qui correspond

à 50% du bassin présentant des pentes supérieures à 5%. Cette valeur permet de séparer les sous-bassins en deux groupes d'effectif comparable et qualifiés de "bassins plats", pour $I_{\text{pente}} < 0.5$, et de "bassins pentus", pour $I_{\text{pente}} > 0.5$. La cartographie des valeurs de I_{pente} par rapport au seuil 0.5 montre que les sous-bassins de la moitié amont du bassin du Sousson sont classés dans la catégorie "bassins plats" alors que ceux de la partie aval sont classés "bassins pentus".

La tendance observée sur le terrain selon laquelle les réseaux de fossés sont essentiellement représentés dans la partie amont du bassin (cf. Chapitre 3.2.1) est donc intégrée dans la typologie proposée selon l'index I_{pente} .

5.4.1.4. Conclusion

Pour tester si la proximité des aires d'épandage au cours d'eau est explicative des flux d'atrazine observés, il faut définir un réseau hydrographique de référence et se munir d'une métrique pour calculer la distance des parcelles au réseau. Dans cette étude, le réseau extrait de la carte IGN 1/25.000 et la distance euclidienne sont choisis. Suite à ces choix de références, une partition de l'espace peut être mise en place pour déterminer les surfaces en maïs en fonction de la distance au réseau hydrographique. Le réseau de référence n'étant pas apte à représenter les réseaux anthropiques de fossés, la typologie proposée, sur la base d'un critère de pente, permet de définir deux groupes de sous-bassins en fonction de la présomption de présence de tels réseaux.

5.4.2. Etude des corrélations

A partir de la partition de l'espace proposée, les surfaces en maïs sont différenciées en fonction de leur distance au réseau hydrographique. Les niveaux de corrélation entre surfaces en maïs pour différentes distance d , $S_{\text{maïs}}(d)$, et flux en atrazine mesurés à l'exutoire des sous-bassins rive-gauche du Sousson pour les différentes campagnes sont mesurés par les coefficients de corrélation non-paramétriques R de Spearman, τ de Kendall et Gamma. Dans un premier temps, tous les sous-bassins échantillonnés sont étudiés ensemble, puis, les corrélations sont analysées en fonction de la typologie "bassins pentus" et "bassins plats". Pour une telle étude des corrélations, il faut disposer de suffisamment de bassins différents par date étudiée. Aussi, seule la campagne du 10 juin 1998 est conservée pour le printemps 1998 car elle a porté sur 12 sous-bassins différents au contraire des autres campagnes qui n'ont concerné que 5 sous-bassins différents. Cette campagne sera accompagnée de celles de décembre 1997, mars 1998 et avril 1999 pour lesquelles on dispose d'un nombre de bassin suffisant pour les calculs statistiques.

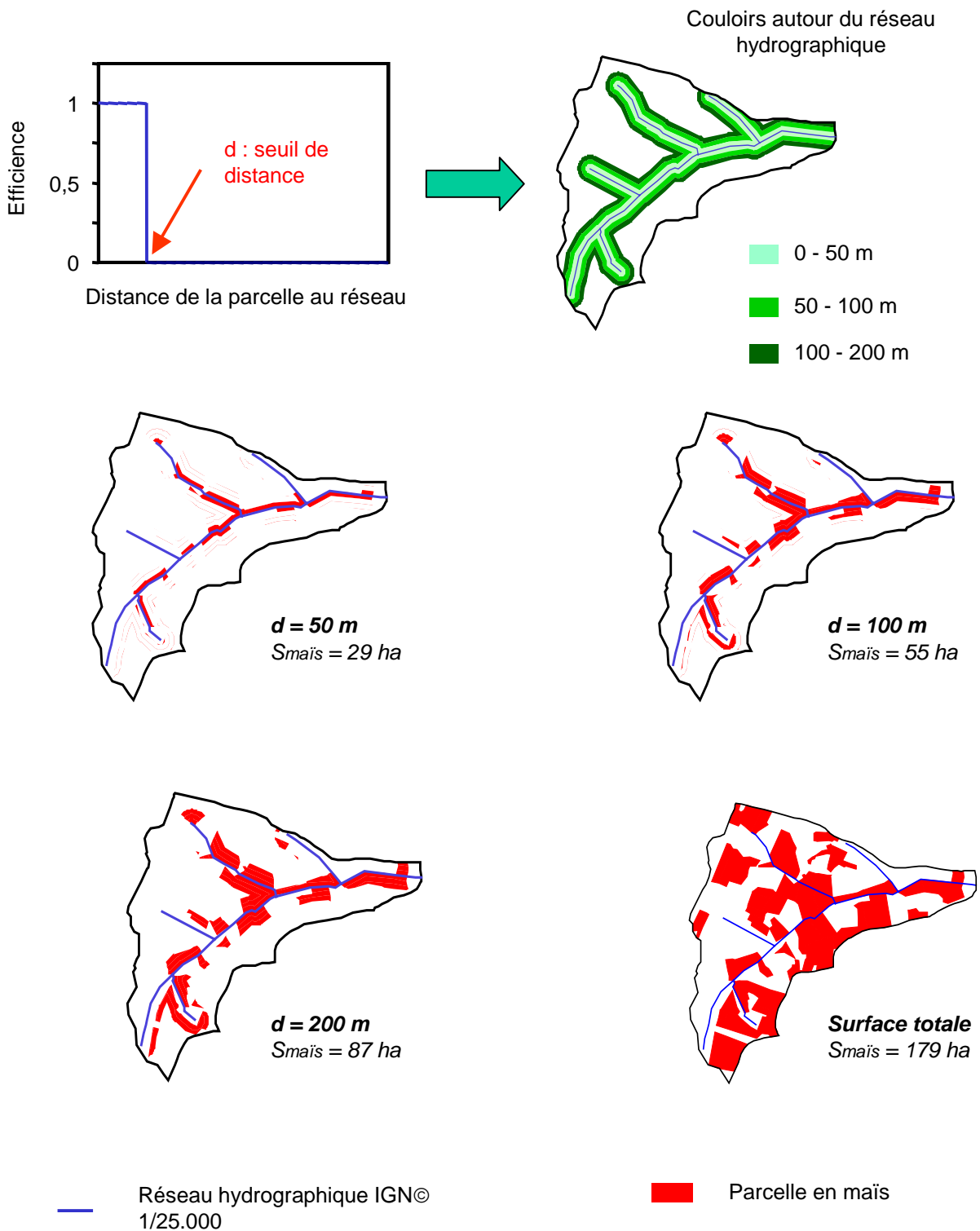


Figure 5.10 : Distance euclidienne d'une unité de surface en maïs au cours d'eau : courbe d'efficacité, partition de l'espace, définition des zones contributives. Cas d'un sous-bassin du Sousson.

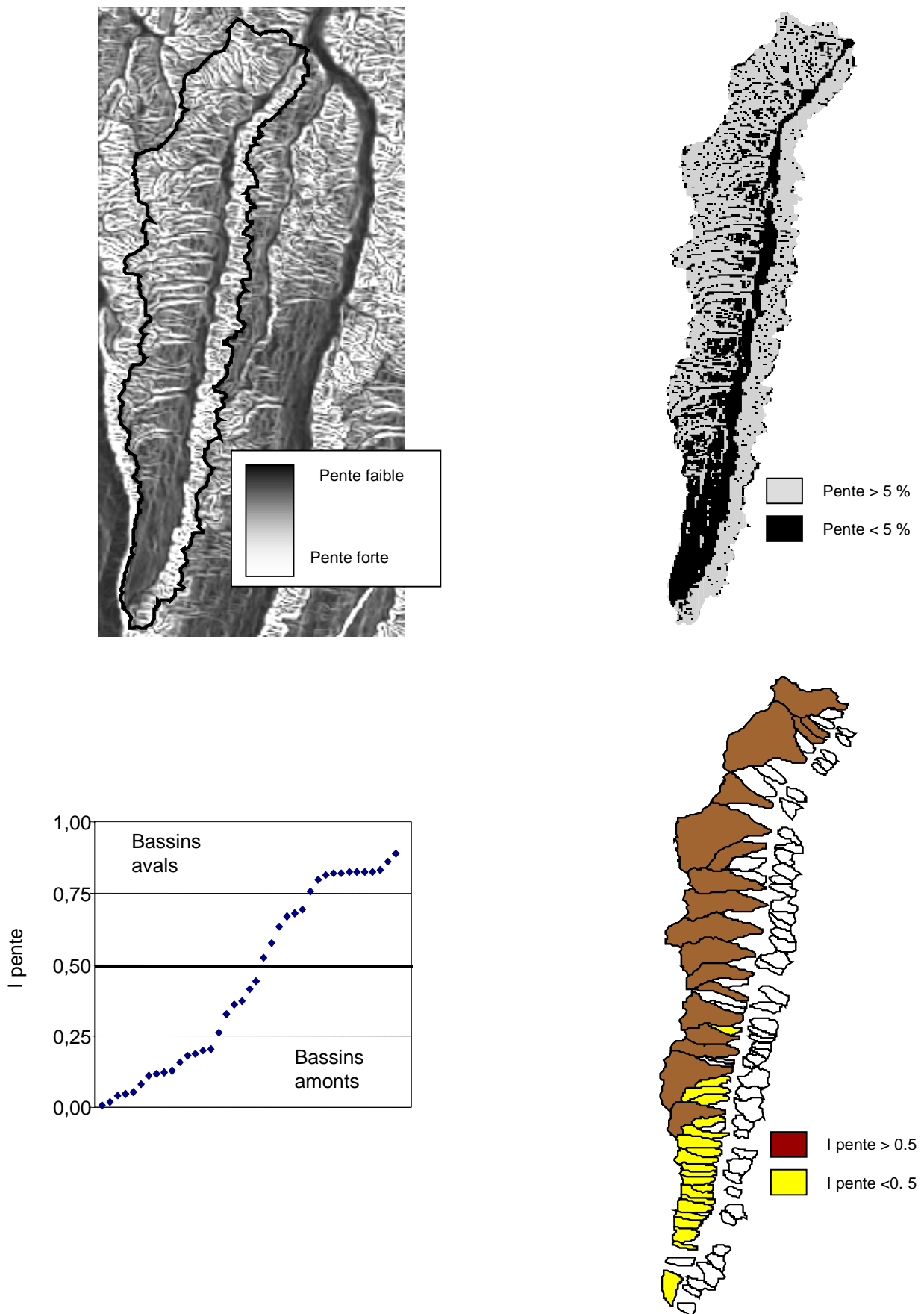


Figure 5.11 : Schéma de calcul de I_{pente} et valeurs pour la totalité des sous-bassins en rive gauche du Sousson.

5.4.2.1. Cas de tous les sous-bassins rive gauche échantillonnés

Les coefficients de corrélation entre surfaces en maïs en fonction de la distance à la rivière et flux en atrazine sont données à la figure 5.12 (a). Globalement, les coefficients ne varient pas en fonction de la distance au réseau. En décembre 1997, mars 1998 et avril 1999, les différents coefficients sont significatifs à un seuil de 5% (à l'exception de la corrélation entre surface totale en maïs et flux pour avril 1999) confirmant pour ces dates l'existence d'une liaison générale entre la surface en maïs et le flux d'atrazine. Pour juin 1998, les coefficients de corrélation ne sont plus très significatifs. Cette campagne sera cependant à interpréter avec précaution compte tenu du faible nombre d'individus. En conclusion, aucun effet de la distance n'est mis en évidence sur l'ensemble des bassins.

5.4.2.2. Cas des sous-bassins classés "pentus"

Les coefficients de corrélation entre surfaces en maïs en fonction de la distance à la rivière et flux en atrazine sont données à la figure 5.12 (b). Pour toutes les dates on constate une diminution du coefficient de corrélation en fonction de la distance au réseau hydrographique avec un optimum pour $d=50m$.

En avril 1999, seuls les coefficients de corrélation calculés pour $d=50m$ et $d=100m$ peuvent être considérés comme significatifs. Les niveaux de corrélation, 11 mois après épandage, apparaissent cependant assez faibles.

En mars 1998, les coefficients de corrélation décroissent assez vite lorsque la distance augmente. Il persiste une corrélation avec la surface en maïs totale sur le bassin.

En décembre 1997, comme pour les autres dates en basses eaux, les coefficients de corrélation optimaux se trouvent pour $d=50m$. Le coefficient R de Spearman est très élevé, 0.96, soit une valeur $R^2=0.92$ qui traduit que 92% de la variance sur les rangs de flux est expliquée par les surfaces en maïs à moins de 50m du réseau hydrographique. La décroissance de la courbe des coefficients, par ailleurs tous significatifs au seuil de 5%, est cependant assez peu marquée. Il semble donc qu'en période de récession la contribution de l'ensemble du bassin soit plus importante qu'en basses eaux et pratiquement uniquement expliquée par les surfaces en maïs.

En juin 1998, seuls 4 individus sont disponibles mais une tendance est clairement visible : les coefficients de corrélation sont très élevés pour $d=50m$, avec des niveaux de signification inférieur à 20%. Pour les autres valeurs de d , aucune corrélation n'apparaît.

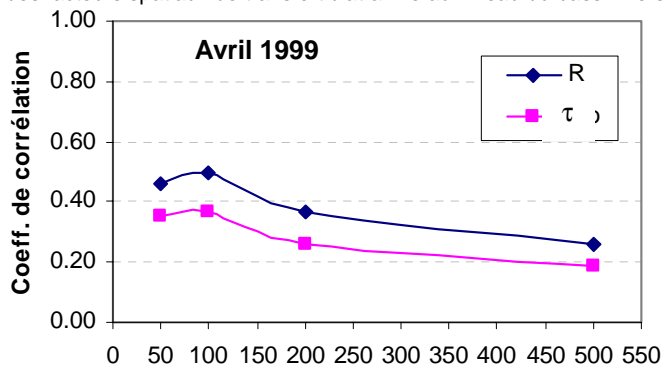
| Tous les bassins | | | | | |
|---------------------------|--------|---------|----------|----------|---------------------|
| Date | | d = 50m | d = 100m | d = 200m | S _{totale} |
| Avril 1999 N=32 | R | 0.46 | 0.50 | 0.37 | 0.26 |
| | | 0.01(*) | 0.00 | 0.03 | 0.15 |
| | τ | 0.35 | 0.37 | 0.26 | 0.19 |
| | | 0.01 | 0.00 | 0.03 | 0.14 |
| | Gamma | 0.35 | 0.37 | 0.26 | 0.19 |
| | | 0.01 | 0.00 | 0.03 | 0.14 |

(*) niveau de signification du coefficient

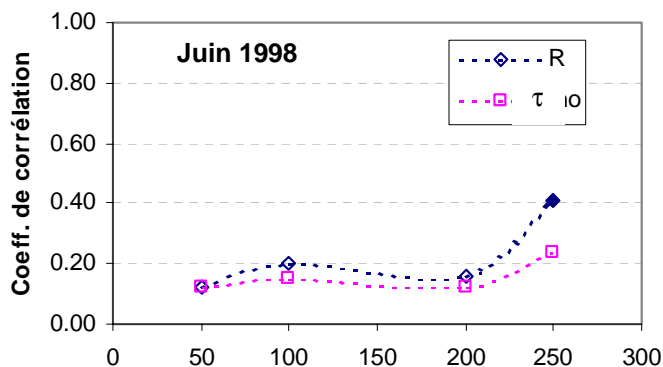
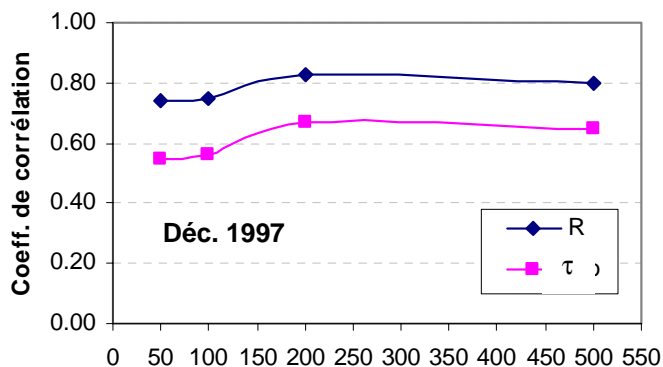
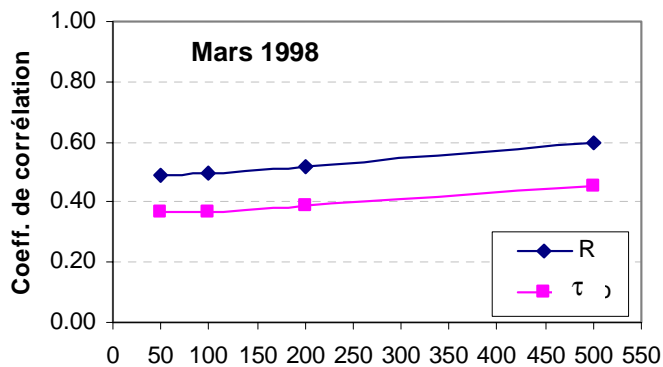
| Tous les bassins | | | | | |
|--------------------------|--------|---------|----------|----------|---------------------|
| Date | | d = 50m | d = 100m | d = 200m | S _{totale} |
| Mars 1998 N=26 | R | 0.49 | 0.50 | 0.52 | 0.60 |
| | | 0.01 | 0.01 | 0.01 | 0.00 |
| | τ | 0.37 | 0.37 | 0.39 | 0.45 |
| | | 0.01 | 0.01 | 0.00 | 0.00 |
| | Gamma | 0.37 | 0.37 | 0.39 | 0.45 |
| | | 0.01 | 0.01 | 0.00 | 0.00 |

| Tous les bassins | | | | | |
|------------------------------|--------|---------|----------|----------|---------------------|
| Date | | d = 50m | d = 100m | d = 200m | S _{totale} |
| Décembre 1997 N=23 | R | 0.74 | 0.75 | 0.83 | 0.80 |
| | | 0.00 | 0.00 | 0.00 | 0.00 |
| | τ | 0.55 | 0.56 | 0.67 | 0.65 |
| | | 0.00 | 0.00 | 0.00 | 0.00 |
| | Gamma | 0.55 | 0.56 | 0.67 | 0.65 |
| | | 0.00 | 0.00 | 0.00 | 0.00 |

| Tous les bassins | | | | | |
|--------------------------|--------|---------|----------|----------|---------------------|
| Date | | d = 50m | d = 100m | d = 200m | S _{totale} |
| Juin 1998 N=12 | R | 0.12 | 0.20 | 0.16 | 0.41 |
| | | 0.71 | 0.53 | 0.62 | 0.18 |
| | τ | 0.12 | 0.15 | 0.12 | 0.24 |
| | | 0.58 | 0.49 | 0.58 | 0.27 |
| | Gamma | 0.12 | 0.15 | 0.12 | 0.24 |
| | | 0.58 | 0.49 | 0.58 | 0.27 |



(**) les valeurs se rapportant à la surface totale du bassin sont arbitrairement affectées à d = 500m



---◇--- Coefficient non significatif au seuil de 30% ---◇--- Coefficient significatif au seuil de 30%

---□--- Coefficient non significatif au seuil de 30% ---□--- Coefficient significatif au seuil de 30%

Figure 5.12 (a) : Corrélation entre S_{mais}(d) et flux en atrazine. Cas de tous les bassins.

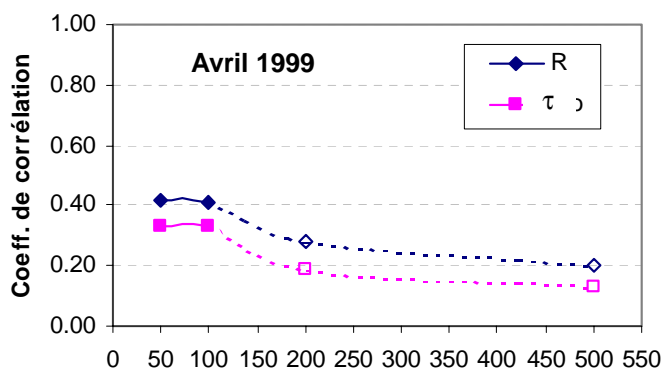
| Bassins pentus | | | | | |
|-------------------|--------|---------|----------|----------|---------------------|
| Date | | d = 50m | d = 100m | d = 200m | S _{totale} |
| Avril 1999 | R | 0.42 | 0.41 | 0.28 | 0.20 |
| | | 0.11(*) | 0.13 | 0.44 | 0.47 |
| N=16 | τ | 0.33 | 0.33 | 0.19 | 0.13 |
| | | 0.08 | 0.08 | 0.30 | 0.47 |
| Gamma | | 0.33 | 0.33 | 0.19 | 0.13 |
| | | 0.08 | 0.08 | 0.30 | 0.47 |

(*) niveau de signification du coefficient

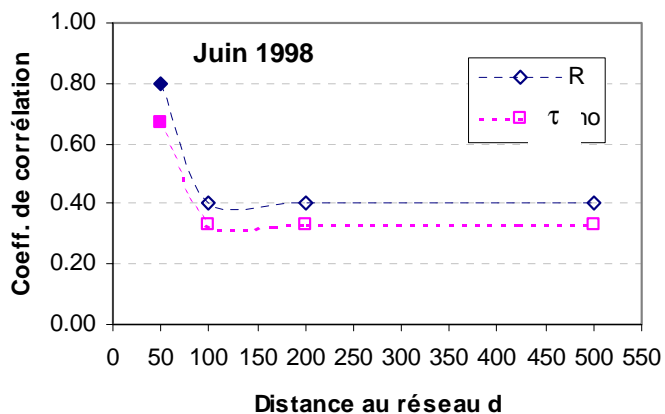
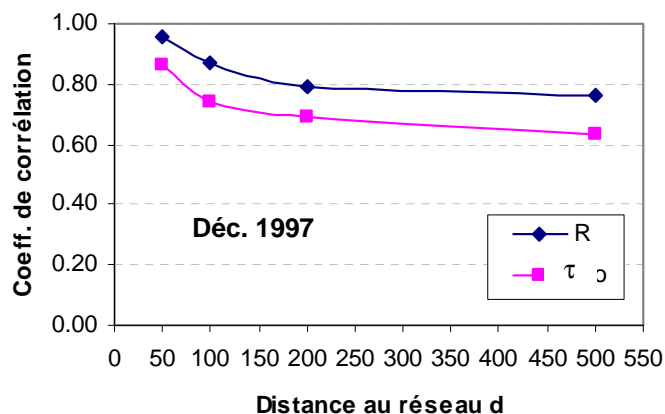
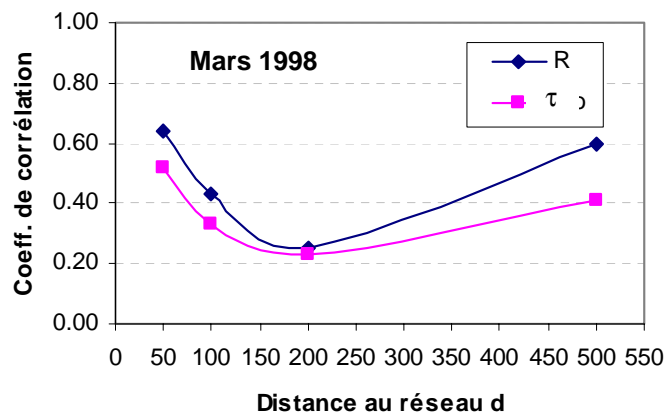
| Bassins pentus | | | | | |
|------------------|--------|---------|----------|----------|---------------------|
| Date | | d = 50m | d = 100m | d = 200m | S _{totale} |
| Mars 1998 | R | 0.64 | 0.43 | 0.25 | 0.60 |
| | | 0.02 | 0.14 | 0.42 | 0.03 |
| N=13 | τ | 0.52 | 0.33 | 0.23 | 0.41 |
| | | 0.01 | 0.12 | 0.28 | 0.05 |
| Gamma | | 0.52 | 0.33 | 0.23 | 0.41 |
| | | 0.01 | 0.12 | 0.28 | 0.05 |

| Bassins pentus | | | | | |
|----------------------|--------|---------|----------|----------|---------------------|
| Date | | d = 50m | d = 100m | d = 200m | S _{totale} |
| Décembre 1997 | R | 0.96 | 0.87 | 0.79 | 0.76 |
| | | 0.00 | 0.00 | 0.01 | 0.02 |
| N=14 | τ | 0.86 | 0.74 | 0.69 | 0.63 |
| | | 0.00 | 0.01 | 0.01 | 0.02 |
| Gamma | | 0.86 | 0.74 | 0.69 | 0.63 |
| | | 0.00 | 0.01 | 0.01 | 0.02 |

| Bassins pentus | | | | | |
|------------------|--------|---------|----------|----------|---------------------|
| Date | | d = 50m | d = 100m | d = 200m | S _{totale} |
| Juin 1998 | R | 0.80 | 0.40 | 0.40 | 0.40 |
| | | 0.20 | 0.60 | 0.60 | 0.60 |
| N=4 | τ | 0.67 | 0.33 | 0.33 | 0.33 |
| | | 0.17 | 0.49 | 0.49 | 0.49 |
| Gamma | | 0.67 | 0.33 | 0.33 | 0.33 |
| | | 0.17 | 0.49 | 0.49 | 0.49 |



(**) les valeurs se rapportant à la surface totale du bassin sont arbitrairement affectées à d = 500m



---◇--- Coefficient non significatif
 ---◇--- Coefficient significatif au seuil de 30%
 ---□--- Coefficient non significatif au seuil de 30%
 ---□--- Coefficient significatif au seuil de 30%

Figure 5.12 (b) : Corrélation entre S_{mais} (d) et flux en atrazine. Cas des bassins pentus.

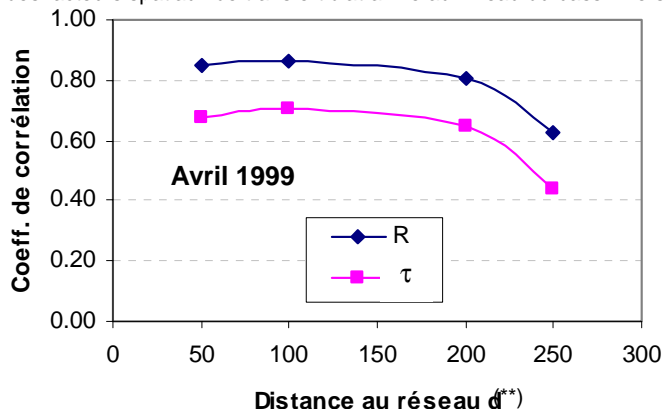
| Bassins plats | | | | | |
|---------------------------|--------|----------|----------|----------|---------------------|
| Date | | d = 50m | d = 100m | d = 200m | S _{totale} |
| Avril 1999 N=16 | R | 0.85 | 0.86 | 0.81 | 0.63 |
| | | 0.00 (*) | 0.00 | 0.00 | 0.02 |
| | τ | 0.68 | 0.70 | 0.65 | 0.44 |
| | | 0.00 | 0.00 | 0.00 | 0.04 |
| | Gamma | 0.70 | 0.73 | 0.67 | 0.45 |
| | | 0.00 | 0.00 | 0.00 | 0.04 |

(*) niveau de signification du coefficient

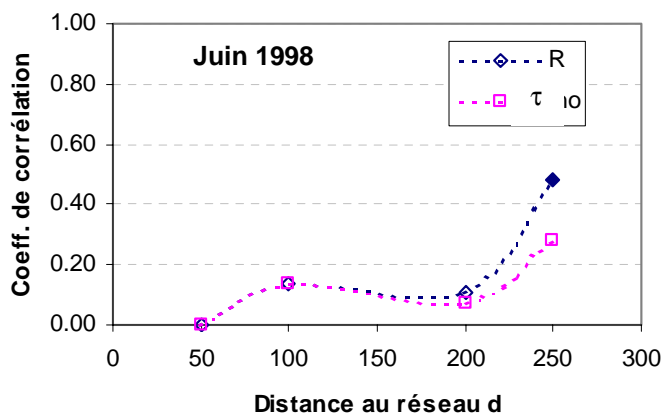
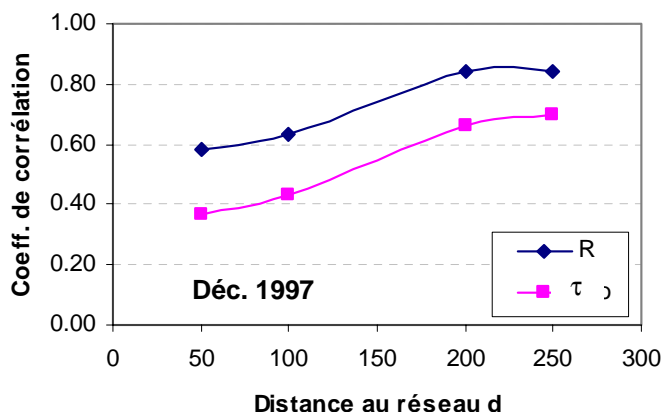
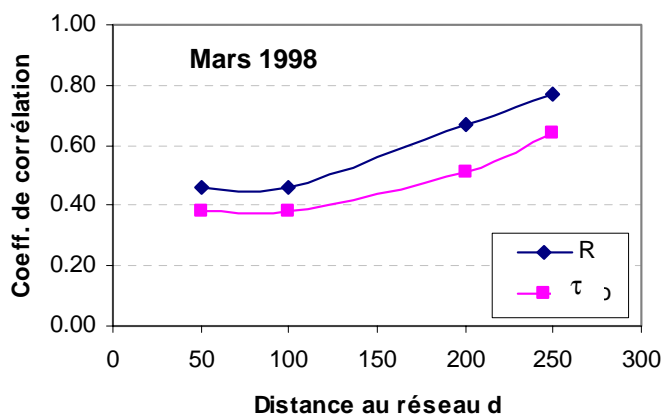
| Bassins plats | | | | | |
|--------------------------|--------|---------|----------|----------|---------------------|
| Date | | d = 50m | d = 100m | d = 200m | S _{totale} |
| Mars 1998 N=13 | R | 0.46 | 0.46 | 0.67 | 0.77 |
| | | 0.11 | 0.11 | 0.01 | 0.00 |
| | τ | 0.38 | 0.38 | 0.51 | 0.64 |
| | | 0.07 | 0.07 | 0.02 | 0.00 |
| | Gamma | 0.38 | 0.38 | 0.51 | 0.64 |
| | | 0.07 | 0.07 | 0.02 | 0.00 |

| Bassins plats | | | | | |
|-----------------------------|--------|---------|----------|----------|---------------------|
| Date | | d = 50m | d = 100m | d = 200m | S _{totale} |
| Décembre 1997 N=9 | R | 0.58 | 0.63 | 0.84 | 0.84 |
| | | 0.03 | 0.02 | 0.00 | 0.00 |
| | τ | 0.37 | 0.43 | 0.66 | 0.70 |
| | | 0.07 | 0.03 | 0.00 | 0.00 |
| | Gamma | 0.37 | 0.43 | 0.66 | 0.70 |
| | | 0.07 | 0.03 | 0.00 | 0.00 |

| Bassins plats | | | | | |
|-------------------------|--------|---------|----------|----------|---------------------|
| Date | | d = 50m | d = 100m | d = 200m | S _{totale} |
| Juin 1998 N=8 | R | -0.07 | 0.14 | 0.11 | 0.48 |
| | | 0.86 | 0.73 | 0.78 | 0.23 |
| | τ | 0.00 | 0.14 | 0.07 | 0.28 |
| | | 1.00 | 0.62 | 0.80 | 0.32 |
| | Gamma | 0.00 | 0.14 | 0.07 | 0.28 |
| | | 1.00 | 0.62 | 0.80 | 0.32 |



(**) les valeurs se rapportant à la surface totale du bassin sont arbitrairement affectées à d=250m



-◇- Coefficient non significatif
-□- Coefficient significatif au seuil de 30%

Figure 5.12 (c) : Corrélation entre S_{maïs} (d) et flux en atrazine. Cas de bassins plats.

Dans le cas des "bassins pentus", les examens de terrain ont montré que le réseau extrait de la carte IGN 1/25.000 offrait une bonne représentation du réseau hydrographique actif. L'approche par buffers successifs autour du réseau hydrographique permet d'identifier une distance seuil comprise entre 50 et 100m pour laquelle les corrélations entre flux d'atrazine et surfaces en maïs sont optimales. Cette distance seuil représente donc un critère de zonation des surfaces en maïs les plus contributives au flux d'atrazine. La zonation apparaît pertinente pour toutes les campagnes de mesures effectuées, i.e. quel que soit l'éloignement de la période de traitement. Les observations en contexte de décrue montrent cependant qu'une plus grande partie du bassin contribue alors aux flux de polluants. Le délai depuis la dernière pluie est alors plus court, les écoulements, notamment hypodermiques, concernent alors la presque totalité du bassin et les surfaces en maïs les plus éloignées du cours d'eau contribuent donc en partie au transfert d'atrazine. C'est dans les conditions de décrue que la relation entre flux d'atrazine et surface en maïs est la plus forte.

5.4.2.3. Cas des sous-bassins classés "plats"

L'allure générale des courbes donnant les coefficients de corrélation en fonction de la distance au cours d'eau est très différente du cas des bassins pentus. L'optimum n'est plus apparent pour une distance d mais plutôt pour la totalité des surfaces en maïs sur le bassin (cf. figure 5.12(c)).

En décembre 1997 et mars 1998, les coefficients de corrélation augmentent avec la distance d avec un optimum pour toutes les surfaces en maïs sur le bassin prises en compte.

En juin 1998, les coefficients sont faibles et peu significatifs. Seul le coefficient R de Spearman pour toutes les surfaces en maïs du bassin est significatif au seuil de 30% ($R=0.48$, $p=0.23$).

En avril 1999, les coefficients de corrélation, significatifs au seuil de 5%, sont stables pour des distances de 50, 100 et 200m puis diminuent pour tout le bassin.

Ces résultats semblent indiquer que l'effet de la distance au réseau hydrographique 1/25.000 de référence, pour ce groupe de bassins, n'est pas pertinent. Contrairement au cas des "bassins pentus", un réseau de fossés est très probablement présent sur les "bassins plats". Ce réseau prolonge hydrauliquement le réseau cartographié sur la carte IGN 1/25.000. Pour tester l'effet de la proximité des parcelles recevant un traitement au réseau hydrographique, il faudrait changer de réseau de référence et prendre en compte le réseau de fossés actifs du point de vue de la circulation de l'eau. Comme il a été signalé au chapitre 3.2.1., l'identification et la cartographie généralisée des réseaux de fossés sont problématiques. Le recoupement entre informations de terrain et interprétation de photographies aériennes Infra-Rouge-Couleur au 1/30.000 a cependant permis de représenter le réseau de fossés anthropique sur une partie du bassin du Sousson (cf. figure 5.13). Comme le montre l'exemple sur un bassin particulier, un buffer de 50m autour du réseau étendu aux fossés recouvre la presque totalité de la surface du bassin. La densité du réseau de fossés a donc pour conséquence d'augmenter la proximité générale des parcelles au cours d'eau. Toutes les surfaces en maïs devenant proches du réseau hydrographique, elles ne sont plus discriminées par un critère de distance au réseau.

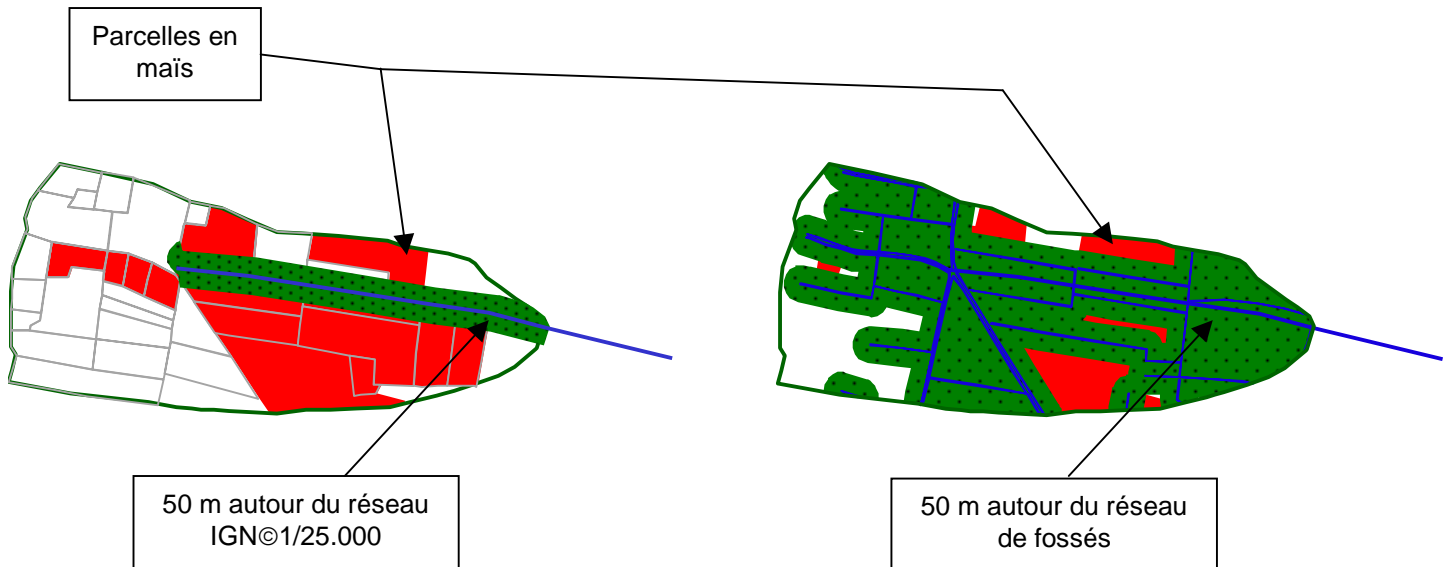


Figure 5.13 : Mise en évidence du réseau de fossés. Cas d'un bassin : buffers autour du réseau hydrographique extrait de a carte IGN 1/25.000 et au tour du réseau de fossés.

La campagne d'avril 1999, réalisée en contexte très sec, montre cependant un affaïssement de la corrélation entre surfaces en maïs et flux d'atrazine au-delà d'une distance de 200m. Dans des conditions très sèches, les fossés d'ordre élevé (secondaire, tertiaire) ainsi que les fossés de route sont de moins en moins actifs voire à sec. Le réseau réel où circule l'eau se rapproche du réseau extrait de la carte IGN 1/25.000. Une distance de 200m autour du réseau IGN 1/25.000, excluant les parcelles les plus éloignées du ruisseau principal, devient donc un critère de zonage pertinent.

5.4.2.4. Conclusion

La pertinence du facteur "Proximité des aires d'épandage au réseau hydrographique", tel qu'il a été défini, dépend de l'anthropisation de la circulation superficielle des eaux sur le bassin versant. La typologie de bassin suivant un critère topographique comme l'indice I_{pente} permet de séparer les "bassins pentus" pour lesquels le réseau hydrographique est naturel, et bien représenté par le réseau extrait de la carte IGN1/25.000, des "bassins plats" pour lesquels un réseau de fossés anthropique participe à la circulation des eaux superficielles.

Dans le cas des "bassins pentus", l'optimum de corrélation entre surfaces en maïs et flux en atrazine est obtenu pour une distance de 50m autour du réseau hydrographique quelles que soient les campagnes de mesures. On trouve donc, par une méthode globale, un effet significatif de la distance entre lieu d'épandage et réseau hydrographique, dans le cas où le réseau hydrographique de référence possède une signification hydraulique claire. La décroissance de la corrélation avec la distance, témoignant de la contribution des surfaces en maïs en dehors de la zone de 50m autour du réseau, apparaît variable suivant la date de mesure et le régime hydrologique.

Dans le cas des "bassins plats", le réseau extrait de la carte IGN 1/25.000 n'est plus pertinent pour représenter la circulation des eaux superficielles et doit être prolongé par le réseau de fossés. Si ce nouveau réseau est pris comme référence, sa densité est telle que la quasi-totalité des surfaces en maïs devient proche du cours d'eau. Prendre en compte toute la surface en maïs sur le bassin conduit donc aux meilleurs niveaux de corrélation avec les flux en atrazine.

5.4.3. Modèle d'ajustement

L'étude des corrélations a montré que le facteur "Proximité des aires d'épandage au réseau hydrographique" était pertinent pour les bassins au relief marqué où la circulation des eaux de surface est peu anthropisée. Dans ce cas, la distance de 50m définie autour du réseau est apparue comme un facteur de zonage des parcelles les plus contributives. Cependant la recherche d'une relation entre surface en maïs à 50m et flux en atrazine n'aurait que peu de sens: elle exclurait les parcelles en maïs en dehors de cette zone qui ont une contribution variable suivant l'état hydrique du bassin. Cette procédure consisterait à supposer une courbe de contribution des parcelles en fonction de leur distance à la rivière en créneau, fonction rarement présente dans la nature.

Le modèle d'ajustement que nous avons envisagé consisterait à rechercher une courbe de contribution décroissante avec la distance à la rivière. Un tel modèle pourrait s'obtenir en recherchant les contributions des parcelles comprises dans des couloirs successifs non emboîtés. Cette opération est possible par régression multiple entre les surfaces en maïs dans les différents couloirs et les flux en

atrazine à l'exutoire des bassins. Le résultat donnerait alors l'allure de la courbe d'efficience d'une unité de surface en maïs au flux d'atrazine en fonction de sa distance au cours d'eau.

Le problème rencontré, pour une telle construction d'une courbe de contribution décroissante en fonction de la distance au cours d'eau, est que le nombre de bassins pentus disponibles pour chaque date de mesure est insuffisant pour réaliser dans de bonnes conditions une régression multiple : établir une courbe d'efficience à partir de 4 à 5 couloirs successifs nécessiterait de disposer d'au moins 20 bassins pentus différents pour chaque date, ce qui n'est pas le cas.

5.4.4. Conclusion

Le facteur "Proximité des aires d'épandage au réseau hydrographique" est souvent cité dans la bibliographie comme influant sur la pollution des cours d'eau. Cette partie s'est donc attachée à définir une méthode pour en tester la pertinence. Le choix d'un réseau hydrographique disponible partout en France sans problème d'hétérogénéité de qualité, réseau extrait de la carte IGN 1/25.000, et de la distance euclidienne facilement calculable par SIG confère à la méthode un bon potentiel de transposabilité. Les résultats obtenus permettent de définir les conditions de validité du facteur. En zones de relief peu marqué, donc sujettes à la submersion, un réseau de fossés, par ailleurs très difficile à repérer systématiquement, connecte la quasi-totalité des parcelles au réseau hydrographique et a pour conséquence d'éliminer un éventuel effet de la distance discriminant entre les parcelles. Par contre, pour les bassins au relief marqué, la circulation des eaux de surface est assez peu anthropisée. L'effet de la "Proximité des aires d'épandage au réseau hydrographique" apparaît alors statistiquement significatif. Pour toutes les dates, une limite de 50m de part et d'autre du réseau hydrographique de référence peut être définie pour identifier les parcelles les plus contributives aux flux d'atrazine observés à l'exutoire du bassin.

5.5. Le facteur "Système de culture"

Le facteur "Intrant" a fourni un premier élément d'explication des flux d'atrazine à l'exutoire des bassins versants étudiés. Ce facteur s'est cependant révélé incomplet pour les sous-bassins de taille comprise entre 0.3 et 8 km². A une première hypothèse selon laquelle toutes les surfaces en maïs contribuaient de la même manière à la pollution en atrazine a donc succédé l'hypothèse qu'elles contribuaient différemment suivant leur position dans le bassin par rapport au réseau hydrographique. Le facteur "Proximité des aires d'épandage au réseau hydrographique" a donc d'abord été resté. Dans la même logique, le dernier facteur favorisant le transfert d'atrazine sur le bassin choisi se rapporte à l'intensité de la culture du maïs sur le bassin. Sous le nom "Système de culture", nous chercherons à savoir si le fait de cultiver le maïs de manière intensive sur un bassin a une conséquence sur les flux d'atrazine à son exutoire.

5.5.1. Hypothèse et variable explicative

L'examen des rotations culturales sur le département du Gers et sur le bassin du Sousson (cf. chapitre 3.2) a montré que le maïs pouvait être cultivé en rotation avec d'autres cultures ou sans rotation en monoculture. La cartographie des parcelles de maïs (cf. figure 3.17) révèle que les

parcelles en monoculture sont concentrées sur la partie amont du bassin où l'intensité spatiale de la culture est la plus forte. Le système de culture intensive du maïs sera identifié sur les zones où le maïs est cultivé en monoculture (intensité temporelle) avec des pourcentages de surface rapportés au sous-bassin élevés (intensité spatiale).

L'hypothèse retenue est que les bassins sur lesquels la culture du maïs est intensive présenteront des coefficients de transfert plus élevés parce qu'il y a un risque d'accumulation des molécules utilisées, parce que les états de surface sont plus favorables aux transferts hivernaux (résidus de culture en place sur sol nu tassé), parce que la répétition des traitements peut conduire à un affaiblissement de la biodégradation. Cette dernière justification doit cependant être contrebalancée par l'argument selon lequel la répétition de traitements identiques peut conduire à une adaptation de la communauté microbienne et aboutir au contraire à une capacité de biodégradation accrue.

Le facteur "Système de culture" se présente donc comme un facteur intégrateur de plusieurs types de processus de dégradation et de transfert des molécules phytosanitaires sur le bassin versant.

La variable explicative représentative de ce facteur doit traduire l'intensité spatiale et temporelle de la culture du maïs sur le bassin versant. Cette variable a donc été construite par produit du pourcentage de surface du sous-bassin occupée en maïs, *% maïs*, et du pourcentage de maïs qui ne subit pas de rotation durant 3 années successives sur le bassin, *% maïs non rotation* :

$$\text{Intensité} = \% \text{ maïs} * \% \text{ maïs non rotation} * 100 \quad (5.15)$$

Cette variable est comprise entre 0, cas où aucune surface n'est recensée sur le bassin ou encore au cas où toutes les parcelles en maïs subissent une rotation, et 100, cas où le bassin est entièrement couvert par des parcelles en maïs en monoculture.

Afin de vérifier la représentativité de la variable *Intensité*, elle a été confrontée aux données de pédologie par une Analyse en Composantes Principales. Cette analyse globale est faite sur les 39 sous-bassins rive gauche du Sousson, les données pédologiques sont représentées par les pourcentages de chacun des 10 principaux types de sols. Les résultats sont donnés à la figure 5.14. Le premier axe exprime 36.9% de la variance du jeu de données et met donc en évidence la structure qui différencie le mieux les individus. Il oppose les variables *Intensité*, pourcentages de sol en bouldène et sol argileux et les pourcentages de colluvions et de sols calcaires, dont les terreforts. Cette analyse permet de vérifier les conclusions du chapitre 3.3.2. qui mettaient en évidence le système de monoculture de maïs sur sol de bouldène essentiellement à l'échelle du sous-bassin. La variable *Intensité* est donc bien représentative de cette association entre type de sol et occupation du sol et intégrera, en plus des hypothèses déjà formulées, un effet spécifique des sols de bouldènes et argileux sur le transfert d'atrazine.

5.5.2. Etudes des corrélations

Les coefficients de corrélations non-paramétrique entre flux d'atrazine et la variable *Intensité* sont donnés aux tableaux 5.2, 5.3, 5.4 suivant le groupe de sous-bassins considéré.

| Tous les bassins | | R de Spearman | | τ de Kendall | | Gamma | |
|------------------|----|---------------|--------|-------------------|--------|----------|------|
| Date | N | R | ρ | τ | ρ | γ | p |
| Avril 1999 | 32 | -0.376 | 0.03 | -0.255 | 0.04 | 0.260 | 0.04 |
| Mars 1998 | 26 | -0.038 | 0.82 | -0.023 | 0.84 | -0.023 | 0.84 |
| Décembre 1997 | 23 | 0.457 | 0.03 | 0.324 | 0.03 | 0.328 | 0.03 |
| Juin 1998 | 12 | 0.300 | 0.34 | 0.242 | 0.27 | 0.242 | 0.27 |

Tableau 5.2 : Coefficients de corrélation non-paramétriques entre flux en atrazine et Intensité de la culture en maïs. Cas de tous les sous-bassins.

| Bassins pentus | | R de Spearman | | τ de Kendall | | Gamma | |
|----------------|----|---------------|--------|-------------------|--------|----------|------|
| Date | N | R | ρ | τ | ρ | γ | p |
| Avril 1999 | 16 | 0.018 | 0.95 | 0.052 | 0.78 | 0.054 | 0.78 |
| Mars 1998 | 13 | 0.236 | 2.91 | 0.156 | 0.31 | 0.165 | 0.31 |
| Décembre 1997 | 14 | 0.454 | 0.26 | 0.386 | 0.18 | 0.417 | 0.18 |
| Juin 1998 | 4 | -0.200 | 0.80 | 0.000 | 1.00 | 0.00 | 1.00 |

Tableau 5.3 : Coefficients de corrélation non-paramétriques entre flux en atrazine et Intensité de la culture en maïs. Cas des sous-bassins classés pentus.

| Bassins plats | | R de Spearman | | τ de Kendall | | Gamma | |
|---------------|----|---------------|--------|-------------------|--------|----------|------|
| Date | N | R | ρ | τ | ρ | γ | P |
| Avril 1999 | 16 | 0.436 | 0.09 | 0.313 | 0.09 | 0.327 | 0.09 |
| Mars 1998 | 13 | 0.794 | 0.00 | 0.612 | 0.00 | 0.624 | 0.00 |
| Décembre 1997 | 9 | 0.810 | 0.00 | 0.644 | 0.00 | 0.650 | 0.00 |
| Juin 1998 | 8 | -0.190 | 0.65 | -0.143 | 0.62 | -0.143 | 0.62 |

Tableau 5.4 : Coefficients de corrélation non-paramétriques entre flux en atrazine et Intensité de la culture en maïs. Cas des sous-bassins classés plats.

L'étude des corrélations sur tous les bassins pour chaque date ne montre pas des coefficients élevés. Seuls les coefficients calculés pour avril 1999, négatifs, et décembre 1997, positifs, sont significatifs au seuil de 5%. Ces résultats ne permettent pas de conclure quant à un effet général du facteur "Système de culture" sur l'ensemble des bassins. Donc, comme pour le facteur "Proximité des aires de traitement au cours d'eau", les sous-bassins sont groupés suivant le critère morphologique I_{pente} .

Pour le groupe de "bassins pentus", les corrélations ne sont pas significatives aux seuils de 5% ou de 10%. Ce résultat indique donc que le facteur "Système de culture" n'est pas pertinent pour ce type de bassin.

Pour les "bassins plats", une corrélation forte et significative au seuil de 5% existe pour les campagnes de décembre 1997 et mars 1998. Dans une moindre mesure, une corrélation apparaît en avril 1999, significative au seuil de 10%. Pour la campagne de printemps du juin 1998 en revanche, aucune liaison n'est significative.

Sur les bassins pentus, la pratique de monoculture du maïs est peu répandue, aussi quelles que soient les dates considérées, le facteur "Système de culture" n'apparaît pas explicatif des flux d'atrazine. Comme dans le cas où le facteur "Proximité des aires d'épandage au cours d'eau" cessait d'être pertinent sur les bassins plats car le réseau hydrographique est très ramifié, le facteur "Système de culture" n'est pas pertinent sur les "bassins pentus" où il n'est plus discriminant des surfaces en maïs.

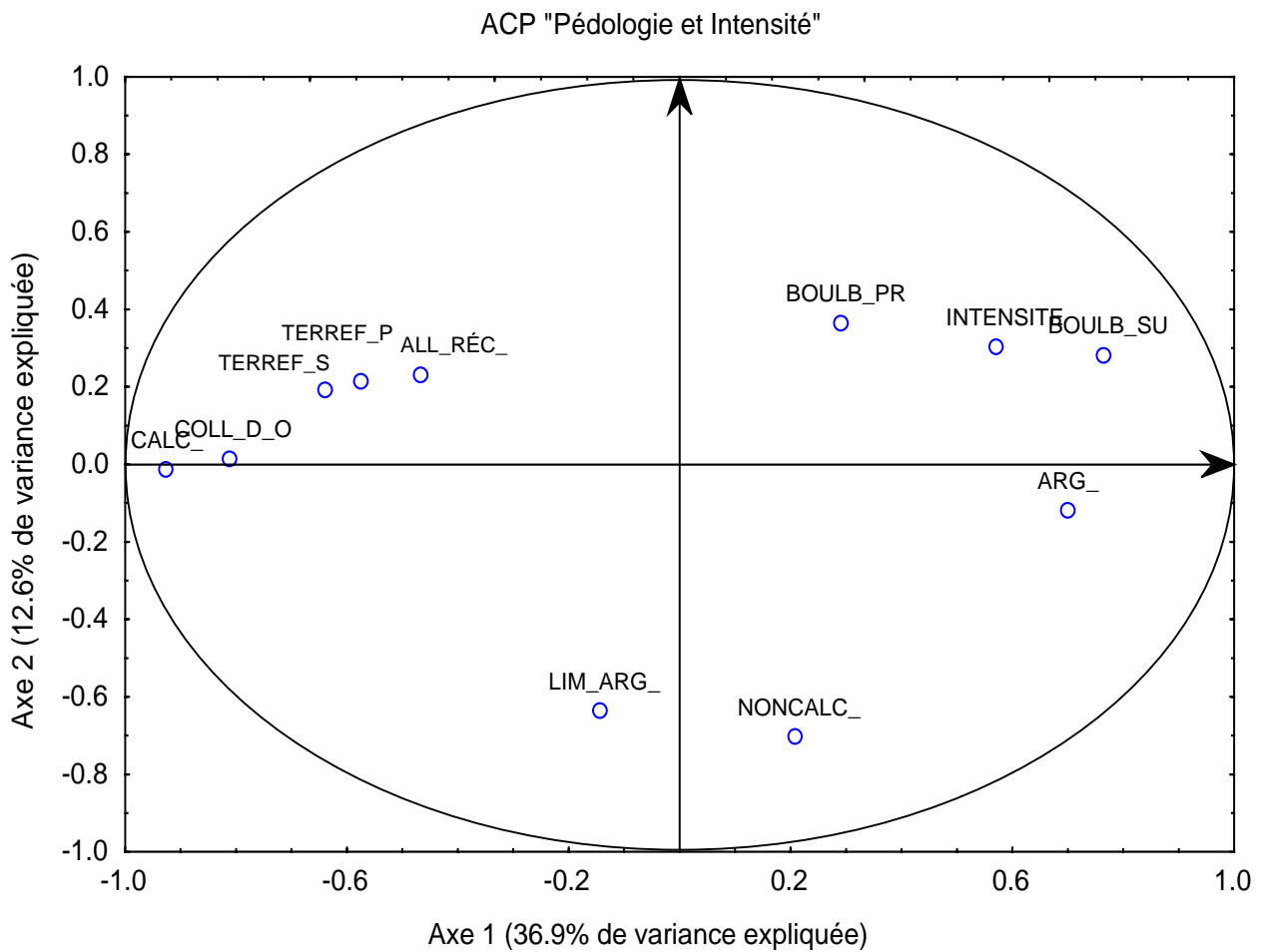
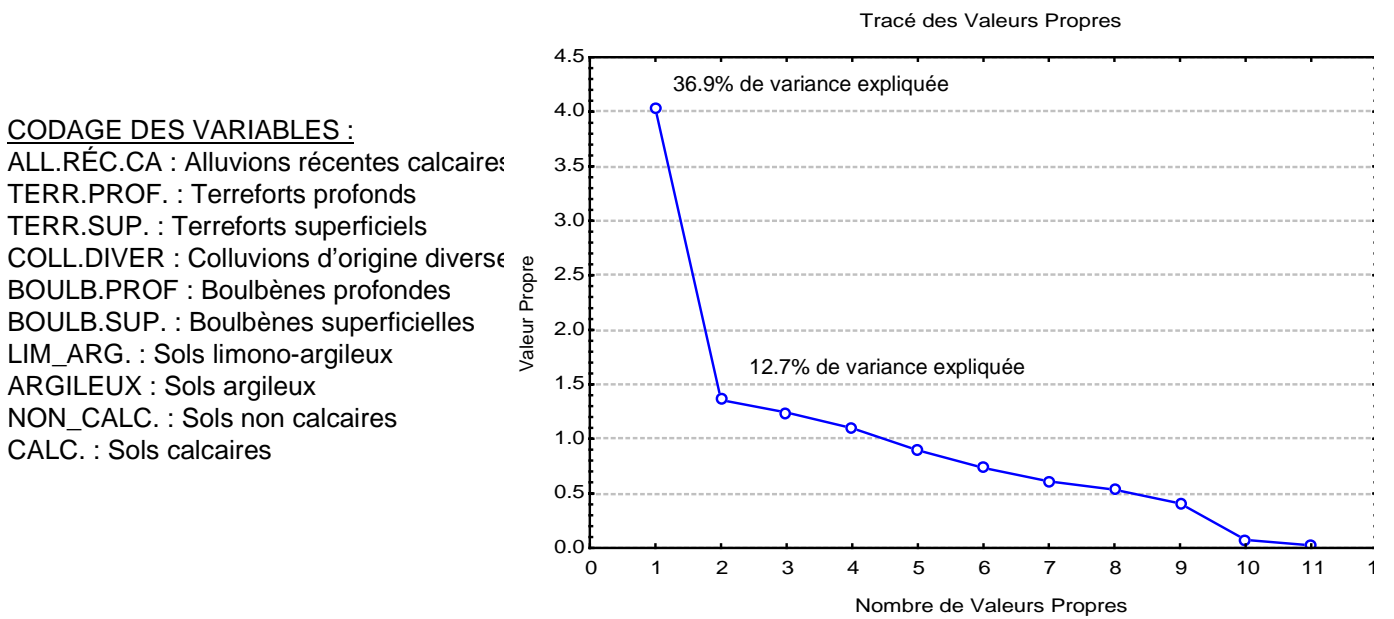


Figure 5.14 : Analyse en Composantes Principales sur les types de sols et la variable Intensité.

Pour les campagnes de mesure réalisées en juin 1998, après labour et semis des parcelles de maïs, les corrélations enregistrées entre Intensité de la culture du maïs et flux d'atrazine ne sont pas significatives. Par contre, cette corrélation apparaît fortement significative, sur les "bassins plats", sujets à la monoculture du maïs, en période hivernale en condition de décrue (décembre 1997) et en condition de régime permanent (mars 1998 et avril 1999). Toutefois, au mois d'avril, période où une grande partie des labours en préparation des semis des cultures d'été sont effectués, la corrélation est moins forte. La raison physique qui peut expliquer ces résultats est qu'en augmentant la rétention de l'eau de pluie, le travail du sol limite les écoulements vers les eaux superficielles et par là diminue le potentiel de transfert de polluants dissous comme l'atrazine. Cette interprétation explique que l'effet "Système de culture" ne soit pas visible pour les campagnes de printemps. Le travail du sol retenu comme premier élément d'interprétation relègue au second plan les hypothèses sur l'accumulation d'atrazine inter-annuelle, les capacités de biodégradation et l'influence propre aux types de sol (boulbènes et argileux) caractéristiques de la monoculture du maïs préalablement proposées.

5.5.3. Modèle d'ajustement

Dans les cas où le facteur "Système de culture" s'est avéré pertinent après l'étude des corrélations, en décembre 1997 et mars 1998 pour les bassins plats, nous avons cherché à ajuster un modèle de la forme :

$$F_{ATZ} = a.S_{maïs}^{b1}.Intensité^{b2} \quad (5.16)$$

Il s'agit en effet d'évaluer l'apport de la variable *Intensité*, en terme de variance expliquée sur les flux en atrazine observés, par rapport à la seule prise en compte de la surface en maïs sur le bassin versant. Les résultats des ajustements avant et après introduction de la variable *Intensité* sont comparés à ceux de l'ajustement calculé sur tous les bassins au tableau 5.5.

| Type d'ajustement | R | F | p | R ² _{ajus} | ln a | e.t. ⁽¹⁾ (ln a) | b1 | e.t.(b1) | b2 | e.t.(b2) |
|--|-------|-------|------|--------------------------------|-------|----------------------------|-------|----------|-------|----------|
| Décembre 1997 | | | | | | | | | | |
| Global S _{maïs} ⁽²⁾ | 0.329 | | | 0.108 | | | | | | |
| S _{maïs} ⁽³⁾ | 0.841 | 31.50 | 0.00 | 0.685 | -3.83 | 1.36 | 2.21 | 0.39 | | |
| S _{maïs} , Intensité ⁽⁴⁾ | 0.873 | 19.17 | 0.00 | 0.722 | -2.71 | 1.45 | 1.44 | 0.60 | 0.517 | 0.314 |
| Mars 1998 | | | | | | | | | | |
| Global S _{maïs} ⁽²⁾ | 0.000 | | | 0.000 | | | | | | |
| S _{maïs} ⁽³⁾ | 0.801 | 19.73 | 0.00 | 0.610 | -2.35 | 1.09 | 1.47 | 0.33 | | |
| S _{maïs} , Intensité ⁽⁴⁾ | 0.880 | 17.26 | 0.00 | 0.730 | -2.14 | 0.911 | 0.893 | 0.364 | 0.654 | 0.269 |

(1) e.t. : écart type

(2) les coefficients a et b sont tirés de l'ajustement sur tous les bassins, R et R²_{ajusté} sont calculés à partir de ces coefficients.

(3) l'ajustement est calculé à partir des données acquises sur les bassins plats, une seule variable explicative : la surface en maïs sur le bassin versant.

(4) l'ajustement est calculé à partir des données acquises sur les bassins plats, deux variables explicatives : la surface en maïs et l'Intensité de culture du maïs sur le bassin versant.

Tableau 5.5 : Ajustement aux données de flux mesurés sur les bassins plats en décembre 1997 et mars 1998.

L'apport de la variable *Intensité* est jugé sur la valeur du coefficient de détermination ajusté, R²_{ajusté} :

$$R^2_{ajusté} = 1 - \frac{(\sum_{i=1}^N (F_{est} - F_{obs})^2) / ddl}{(\sum_{i=1}^N (F_{obs} - F_{moy})^2) / ddl} \quad (5.17)$$

avec N le nombre d'individus, F_{moy} le flux moyen, F_{est} le flux estimé par régression, F_{obs} le flux observé et ddl les nombres de degrés de liberté respectivement $(N-p-1)$ pour la somme des carrés des erreurs, p étant le nombre de régresseurs et $(N-1)$ pour la somme des carrés totale.

L'ajout d'une variable explicative dans un modèle de régression multiple a pour conséquence l'augmentation du coefficient de détermination R^2 . Pour pallier cette difficulté, le $R^2_{\text{ajusté}}$, aussi appelé coefficient de détermination corrigé, est défini en divisant la somme des carrés des erreurs et la somme des carrés totale par le nombre de degré de liberté. Si la variable introduite est pertinente, $R^2_{\text{ajusté}}$ augmente, il diminue si elle ne l'est pas.

Les résultats montrent que l'introduction de la variable *Intensité* pour le groupe de bassins plats pour les campagnes de décembre 1997 et de mars 1998 apporte une information supplémentaire par rapport à la seule prise en compte de la surface en maïs, respectivement 4% et 12% de variance expliquée. Le modèle ainsi ajusté traduit alors bien les flux d'atrazine observés, contrairement au modèle général ajusté sur tous les bassins à partir de la seule surface en maïs.

5.5.4. Conclusion

Le facteur "Système de culture" a été testé pour savoir si le degré d'intensité spatiale et temporelle de la culture du maïs sur un bassin versant avait une incidence sur les flux en atrazine à son exutoire. Ce facteur a été approché par une variable issue du produit du pourcentage de surface en maïs et du pourcentage de surface en maïs en monoculture sur le bassin. Cette variable *Intensité* permet de hiérarchiser les bassins dits "plats" suivant le degré de monoculture de maïs. Les flux d'atrazine à l'exutoire de ces bassins, qui n'avaient pas été sensibles au facteur "Proximité des aires de traitement à la rivière", sont corrélés à la variable *Intensité* pour les campagnes hivernales.

Le facteur "Systèmes de culture" intègre par construction plusieurs processus susceptibles de modifier la capacité de transfert d'un bassin versant : travail du sol différent, risque d'accumulation des composés dans le sol, modification des conditions de biodégradation, effet spécifique des sols où la monoculture de maïs est privilégiée. Or la corrélation entre flux d'atrazine et la variable *Intensité* est notable lorsque les sols sont nus et non travaillés (décembre et mars) et non significative lorsque les sols sont labourés (printemps). Nous pouvons donc en déduire que le système de monoculture de maïs très développé sur un bassin en laissant les sols nus et non travaillés entre la récolte (septembre-octobre) et les semis (mai) favorise l'exportation d'atrazine durant cette période. En revanche, aucun effet particulier n'est décelé au printemps. En revanche, les effets de la monoculture sur la biodégradation, diminuée par la répétition des traitements ou favorisée par l'adaptation de la flore bactérienne, ne sont pas décelables.

5.6. Conclusion

La réduction de la pollution des eaux de surface par les produits phytosanitaires passe par la compréhension et l'action à l'échelle de la parcelle agricole et à l'échelle du bassin versant. Au niveau du bassin versant, les travaux sont encore fractionnaires mais il émerge de la bibliographie certains facteurs du transfert parmi lesquels ceux qui ont été testés sur le bassin du Sousson. La quantité d'intrant, représentée par la surface en maïs sur le bassin, explique de manière satisfaisante les flux

d'atrazine observés à l'exutoire des bassins de surface comprise entre 20 et 100 km². L'étude de l'influence de la taille du bassin a permis d'isoler les bassins de surface comprise entre 0.3 et 8 km² ; la quantité d'intrant épandue est alors insuffisante à elle seule pour expliquer la variabilité des flux d'atrazine observés. A partir d'une typologie sur un critère de pente, ces bassins sont scindés en deux groupes : les bassins "pentus" où la circulation de l'eau est régie par la topographie et les bassins "plats" où la circulation de l'eau est influencée par l'action anthropique, présence de drainage enterré et d'un réseau de fossés. La proximité des aires d'épandage au réseau hydrographique extrait de la carte IGN 1/25.000, pris comme référence, est évaluée par la distance euclidienne qui permet de définir des couloirs de largeur fixe autour du cours d'eau. Sur les bassins "pentus", une distance critique de 50m autour du réseau hydrographique permet d'identifier les parcelles en maïs les plus contributives aux flux d'atrazine à l'exutoire du bassin. Pour les bassins "plats", du fait de la présence de réseaux de fossés, la totalité des parcelles en maïs se trouvent dans une situation de proximité au réseau hydrographique. Enfin, le degré de monoculture en maïs sur le bassin, exprimé par la variable "Intensité" (produit du pourcentage de surface en maïs totale et du pourcentage de surface en maïs ne subissant pas de rotation), devient explicatif des flux d'atrazine observés en période hivernale avant les labours de printemps.

Dans le cadre du bassin du Sousson, les différents critères dérivés des facteurs de transfert abordés dans la bibliographie ont donc permis d'établir des typologies de bassins et pour chacun des groupes de bassins, les principaux facteurs de transfert statistiquement explicatifs des flux d'atrazine observés ont été identifiés. L'interprétation des résultats en fonction des processus activés permet d'en vérifier la cohérence. La construction d'un modèle empirique intégrant les différents facteurs et calibré par régression ne semble pas ici opportune. En effet, ce modèle serait très lié au contexte temporel des mesures et ne pourrait être validé, rendant sa transposition impossible. La liste des facteurs de transfert mise à jour et ses conditions de pertinence est plutôt destinées à être prise en compte dans une modélisation plus physique ou à être utilisée dans une démarche de négociation entre acteurs de la gestion de l'eau et des écosystèmes et acteurs du monde agricole dans une optique de prise de décision. Des réflexions sur la méthode employée et sur les résultats acquis, ainsi que sur les conditions de leur généralisation, sont développées dans la partie suivante.

Chapitre 6 : CONTRIBUTION A UNE DEMARCHE DE DIAGNOSTIC DE LA POLLUTION DES EAUX DE SURFACE PAR LES PRODUITS PHYTOSANITAIRES

| | |
|---|------------|
| 6.1. RÉFLEXIONS SUR LA MÉTHODE EMPLOYÉE | 199 |
| 6.1.1. RECHERCHE CORRÉLATOIRE ET RECHERCHE EXPÉRIMENTALE | 199 |
| 6.1.2. PRÉ-REQUIS, PROTOCOLE ET CONTRAINTES | 200 |
| 6.1.3. PROPRIÉTÉS DES RÉSULTATS | 200 |
| 6.1.4. CONCLUSION | 201 |
| 6.2. RÉFLEXIONS SUR LES RÉSULTATS | 201 |
| 6.2.1. LES NIVEAUX D'ORGANISATION DE L'ESPACE | 202 |
| 6.2.1.1. Le niveau du bassin ressource | 202 |
| 6.2.1.2. Le niveau du grand bassin agricole | 202 |
| 6.2.1.3. Le niveau du petit bassin agricole | 203 |
| 6.2.1.4. Conclusion | 203 |
| 6.2.2. LES FACTEURS SPATIAUX DE TRANSFERT | 204 |
| 6.2.2.1. Des facteurs liés | 204 |
| 6.2.2.2. Résumé des résultats | 206 |
| 6.2.2.3. Validité des résultats | 209 |
| 6.2.3. CONCLUSION | 209 |
| 6.3. CONTRIBUTION PRATIQUE ET THÉORIQUE | 209 |
| 6.3.1. CONTRIBUTION AU DIAGNOSTIC POUR L'ACTION | 210 |
| 6.3.2. CONTRIBUTION À LA MODÉLISATION PRÉDICTIVE DES TRANSFERTS DE POLLUANTS | 211 |
| 6.3.3. CONCLUSION | 212 |
| 6.4. CONCLUSION | 212 |

La réduction de la pollution des eaux de surface par les produits phytosanitaires passe par des actions au niveau parcellaire en ajustant les pratiques aux risques de pertes mais aussi à un niveau plus large en gérant au mieux l'aménagement de l'espace. Ce travail a été dédié à cette deuxième partie du problème. L'eau étant le principal vecteur de la pollution diffuse d'origine agricole, l'objet spatial d'étude est le bassin versant. La nature de cet objet d'étude a imposé la méthode développée basée sur une recherche corrélatoire. Dans la première partie de ce chapitre, la méthode, ses atouts, ses limites et le type de résultats qu'elle engendre sont discutés. La deuxième partie propose une réflexion sur les résultats et leur structuration dans une démarche de diagnostic. Enfin, dans la troisième partie, nous précisons dans quelle mesure ce travail peut contribuer à la compréhension et à la lutte contre les problèmes de la pollution des eaux de surfaces par les produits phytosanitaires.

6.1. Réflexions sur la méthode employée

L'ambition de ce travail est l'étude de l'influence de l'organisation de l'espace rural sur le transfert de produits phytosanitaires à partir de données récoltées à l'exutoire d'un maximum de bassins.

Dans un premier temps, la recherche conduite de type corrélatoire est détaillée. Une telle approche induit des contraintes sur le problème étudié et sur le protocole de mesure adopté, mais confère des propriétés intéressantes aux résultats obtenus.

6.1.1. Recherche corrélatoire et recherche expérimentale

Les caractéristiques spatiales des bassins versants, depuis le petit bassin versant agricole jusqu'au bassin ressource départemental, ont été analysées puis confrontées à des données de qualité de l'eau.

Dans une approche parcellaire du problème, un maximum de conditions liées au type de traitement et aux caractéristiques physiques de la parcelle peuvent être maîtrisées. L'effet d'un facteur sur la variable de sortie peut alors être quantifié. Cette approche sera qualifiée de recherche expérimentale.

Au niveau du bassin versant, du fait de la taille et de la composition de l'objet spatial, les nombreux paramètres qui entrent en jeu ne peuvent être comme précédemment contrôlés. De plus, les différentes variables n'évoluent pas indépendamment d'un bassin à l'autre. Une recherche expérimentale est donc impossible à mettre en place. Les variables doivent préalablement être identifiées ainsi que les différentes associations privilégiées dans une phase d'analyse de l'espace. Elles sont ensuite observées simultanément, sans être influencées, avec la variable de sortie dans une recherche dite corrélatoire.

L'intérêt d'une recherche expérimentale est que l'influence de chacun des facteurs peut être évaluée indépendamment et interprétée en terme de causalité sans ambiguïté. Au cours d'une recherche corrélatoire, l'influence d'un facteur est mesurée sous le contrôle des autres variables. L'interprétation des résultats statistiques est plus difficile et risque d'être perturbée par les corrélations indirectes : une variable corrélée à une variable explicative peut être mal interprétée à cause d'une corrélation indirecte avec la variable de sortie. Afin d'éviter ce risque, l'interprétation des résultats doit se faire en référence aux bases théoriques disponibles. Dans le cas du transfert des produits phytosanitaires vers

les eaux de surface, la connaissance des processus de circulation des eaux et de dissipation des molécules dans l'environnement sera donc impérative.

6.1.2. Pré-requis, protocole et contraintes

La mise en place d'une approche corrélatoire n'est possible que sous certaines conditions d'ordre général et à condition de disposer d'un jeu de données approprié.

Si la contamination par les produits phytosanitaires est annexe parmi les problèmes de qualité des eaux, ou si les phénomènes de pollution diffuse sont négligeables devant ceux de pollution ponctuelle non liée à l'organisation spatiale, une telle approche n'a pas lieu d'être développée. En effet, cette méthode consiste à mettre en évidence des corrélations entre caractéristiques spatiales et pollution d'origine diffuse. Si l'organisation de l'espace n'a que très peu de poids sur la pollution par les produits phytosanitaires, ou si la pollution diffuse est très faible devant les pollutions ponctuelles, les corrélations porteront sur des effets résiduels et présenteront le risque soit de ne pas être significatives, soit de ne pas être représentatives.

Après s'être assuré que la méthode employée est adéquate, *i.e.* si l'organisation de l'espace agricole est responsable d'un problème de pollution diffuse notable, il est alors nécessaire d'acquérir un double jeu de données spatiales de données de qualité de l'eau adaptées.

La résolution des données spatiales, relatives à l'hydrographie, à la topographie, à la pédologie, à l'occupation du sol, doit être en cohérence avec les objets étudiés. Par exemple, un réseau hydrographique extrait d'un support cartographique au 1/50.000 sera inadapté à la représentation des cours d'eau d'un petit bassin versant agricole de quelques dizaines d'hectares. Nous reviendrons, au paragraphe 6.2.1, sur le type de données spatiales nécessaires suivant le niveau d'organisation envisagé.

Les échantillons d'eau destinés à évaluer la qualité de l'eau doivent être prélevés à l'exutoire de bassins versants représentatifs des différentes associations de variables spatiales. Les dates d'échantillonnage doivent être échelonnées au cours de l'année agronomique afin de disposer d'un maximum d'informations en fonction des stades culturaux. Les études de corrélations exigent de plus que les prélèvements soient comparables entre eux. Cette contrainte impose que les échantillons soient récoltés durant des phases hydrologiques stables, auquel cas les résultats seront relatifs à la pollution chronique, ou de disposer à l'exutoire des bassins suivis d'un dispositif de mesure en continu, auquel cas les résultats pourront se rapporter aux pollutions épisodiques occasionnées par des épisodes de crue mobilisant des processus de ruissellement de surface rapide.

6.1.3. Propriétés des résultats

La méthode développée permet d'atteindre deux types de résultats :

- des indicateurs explicatifs du transfert de produits phytosanitaires dans le bassin versant ;
- les conditions d'applicabilité de ces indicateurs.

L'étude de bassins de taille différente permet d'envisager les résultats suivant plusieurs niveaux d'organisation. En recherchant les limites des différents niveaux d'organisation, la méthode employée contribue à fixer le cadre d'une **généralisation** des résultats, en limitant la généralisation abusive de certains résultats acquis localement. En effet, nous avons cherché à montrer que, suivant le niveau d'organisation les données descriptives, les processus dominants de fonctionnement, et les problèmes de gestion différaient. Le diagnostic du problème de pollution des eaux par les produits phytosanitaires doit donc être porté pour chacun de ces niveaux d'organisation de l'espace.

Au sein de chaque niveau d'organisation, les résultats ont été établis à partir de l'observation de nombreux bassins versants. Les facteurs de transfert identifiés sont par conséquent communs à un ensemble de bassins. Ils peuvent être qualifiés de **facteurs principaux** par rapport à des facteurs de transfert singuliers qui seraient imputables à une particularité d'un bassin versant. De part leur mode d'acquisition, les facteurs principaux présentent donc un bon potentiel de **transposabilité** au sein d'une région agricole. La transposabilité pourrait être testée à partir d'un nouveau jeu de données spatialisées et non utilisé dans la phase de calage correspondant à l'identification des facteurs de transfert.

Cette propriété des résultats s'avère très intéressante dans l'optique d'une action générale pour la réduction des pollutions par les produits phytosanitaires. Combinée avec une stratification en niveau d'organisation, la transposabilité des résultats permet de construire une démarche structurée de diagnostic. Cet aspect sera débattu dans un paragraphe ultérieur à partir de l'organisation des résultats obtenus.

6.1.4. Conclusion

La recherche corrélatrice des facteurs explicatifs du transfert des produits phytosanitaires vers les eaux de surface permet d'approcher l'impact de l'organisation de l'espace sur la pollution à l'exutoire d'un bassin versant. Cette recherche nécessite la récolte d'un jeu de données à forte variabilité spatiale et une bonne connaissance des processus hydrologiques et de dissipation des produits phytosanitaires dans l'environnement. Les facteurs explicatifs principaux et les conditions de leur pertinence sont identifiés par l'observation simultanée de plusieurs bassins versants de caractéristiques différentes, dans plusieurs gammes de taille. Cette démarche permet d'atteindre au sein de différents niveaux d'organisation de l'espace des résultats à fort potentiel de transposabilité.

6.2. Réflexions sur les résultats

L'examen des données sur des bassins versants de taille différente a amené à décomposer le problème de pollution des eaux de surface par les produits phytosanitaires suivant plusieurs niveaux d'organisation spatiaux. Cette séparation permet de mieux décrire les différents enjeux, processus et données nécessaires à prendre en compte suivant l'échelle de travail envisagée. Au sein de quelques niveaux parmi ceux préalablement établis, les facteurs de transfert identifiés ainsi que les indicateurs spatiaux qui s'y rapportent seront présentés.

6.2.1. Les niveaux d'organisation de l'espace

La notion de niveaux d'organisation a été introduite au chapitre 2 pour différencier plusieurs échelles de compréhension de l'environnement associées à des objets spatiaux bien définis. Elle est maintenant reprise pour structurer les résultats obtenus et les situer par rapport aux enjeux de la gestion du problème de pollution des eaux de surface par les produits phytosanitaires, aux processus activés, et aux données spatiales disponibles.

6.2.1.1. Le niveau du bassin ressource

Le niveau du bassin ressource, à l'exutoire duquel est situé une prise d'eau potable, constitue le niveau de contrôle de la qualité de l'eau (Schiavon et al., 1995). On constate au travers de l'étude des prélèvements effectués par la DDASS dans le département du Gers que la pluviométrie est l'élément déclenchant de la pollution et qu'elle est spatialement hétérogène. Le second facteur explicatif des mesures de concentration est la répartition générale de l'occupation du sol. A ce niveau d'organisation, la connaissance de l'implantation des grands systèmes culturels, donnée par la combinaison de recensements agricoles et des limites de communes ou par l'acquisition d'image satellites à basse résolution, fournit une caractérisation des zones susceptibles d'engendrer un problème de pollution. Pour des bassins de très grande taille (que nous estimons supérieure à 1000 km²), il est inadapté de rechercher des facteurs de transfert du type influence de la pente ou proximité des aires de traitement à la rivière. En effet, de tels facteurs font référence aux processus d'écoulements de surface ou de subsurface sur le versant hydrologique et sont caractérisés par des données spatiales inaccessibles sur le bassin versant régional (position de la parcelle par rapport à un réseau hydrographique fin par exemple). Par contre, l'analyse de ce niveau d'organisation permet de juger de l'ampleur du problème de pollution par les produits phytosanitaires vis à vis de la ressource en eau potable ou du milieu aquatique et d'orienter les actions à mettre en œuvre vers des bassins prioritaires.

6.2.1.2. Le niveau du grand bassin agricole

Le bassin versant agricole, d'une taille que nous estimons comprise entre 20 à 200 km², constitue un objet d'intégration de l'espace sur lequel les actions pour la réduction de la pollution diffuse pourront être évaluées.

Les données disponibles pour ce niveau d'organisation permettent d'identifier les grandes associations entre morphologie, pédologie et occupation du sol pour proposer une caractérisation générale de l'espace agricole. Dans le cas de l'étude sur le bassin du Sousson, l'analyse de ces associations a conduit à une typologie des sous-bassins. Les processus de versants sont encore mal caractérisés à ce niveau d'organisation comme l'a montré l'étude des débits spécifiques en fonction de la surface du bassin drainé. Les échanges d'eau et de matière avec un système aquifère de faible profondeur et la dissipation des molécules phytosanitaires durant l'écoulement en rivière peuvent en revanche être approchés.

A ce niveau d'organisation apparaissent les stratégies de ventes et d'utilisation préférentielle des molécules phytosanitaires. La récolte des ventes communales de produits phytosanitaires et l'enquête sur les pratiques de désherbage du maïs sur le bassin du Sousson (100 km²) a permis de conclure

que l'atrazine était utilisée régulièrement à une dose proche de 1 kg/ha alors que l'alachlore par exemple n'était vendu que sur les communes du tiers amont du bassin. Le rapprochement des ventes de produits et de l'occupation du sol, définie suivant des îlots cultureux homogènes par télédétection¹, amène donc à la caractérisation des usages phytosanitaires sur le grand bassin agricole.

6.2.1.3. Le niveau du petit bassin agricole

Le petit bassin agricole, d'une taille de l'ordre de 1km², est un objet hydrologique dont les caractéristiques sont très fortement liées à l'utilisation agronomique des sols. Le tracé même des limites du bassin doit prendre en compte l'existence de drainage enterré et de fossés bordant routes et chemins pouvant induire, dans les zones peu pentues, une circulation des eaux à contre-pente. Ce niveau de convergence entre agronomie et hydrologie est privilégié pour envisager des aménagements agricoles portant sur la disposition des parcelles sur le bassin et sur leur rotation culturale.

En terme de processus, différents modes d'entraînement de polluants dissous par écoulement de surface, de subsurface, par l'intermédiaire du réseau de drainage artificiel sont approchées non pas au sens des mécanismes élémentaires, mais de manière globale.

Le travail sur le petit bassin agricole nécessite de disposer de nombreuses données spatiales fines notamment un parcellaire agronomique² avec une mise à jour annuelle de l'occupation du sol, un tracé du réseau hydrographique proche de la réalité, une carte pédologique et un Modèle Numérique de Terrain d'assez bonne résolution (entre 50 et 100m). Moyennant l'obtention de ces données spatiales, c'est à ce niveau d'organisation que l'on peut juger de l'impact des caractéristiques morpho-pédologiques du bassin versant et de la position relative des parcelles par rapport au réseau hydrographique, notamment sur le transfert de molécules.

6.2.1.4. Conclusion

Les considérations développées sur les niveaux d'organisation sont résumées à la figure 6.1 en présentant les objets spatiaux et les données spatiales adaptées pour leur caractérisation, les enjeux de la gestion du problème de pollution diffuse d'origine agricole par les produits phytosanitaires des eaux de surface et des exemples de processus hydrologiques dominants.

La décomposition de l'espace en niveau d'organisation est souvent admise *a priori* et les études portent alors sur un bassin choisi dans chaque gamme de taille comme étant représentatif. L'originalité de cette étude est d'avoir cherché à argumenter cette structuration générale de l'espace par la récolte et le traitement de données sur un grand nombre de bassins dans chacun des niveaux d'organisation.

¹ Un îlot culturel homogène est un ensemble de parcelles contiguës qui ont même occupation du sol. L'analyse d'une image de télédétection du type SPOT XS4 avec une résolution de 20m ne permet pas d'individualiser les parcelles les parcelles qui ont une taille inférieure à 1 ou 2 ha.

² Le parcellaire agronomique, unité de culture homogène, est distinguée du parcellaire cadastral souvent de dimension plus réduite et qui n'est pas forcément homogène du point de vue agronomique.

Les facteurs spatiaux de transfert ont par la suite été approchés au sein de chaque niveau d'organisation en référence aux processus dominants actifs, au moyen de données adaptées. La recherche des limites de leur pertinence, notamment en fonction de la taille des bassins, permet un retour sur la structuration en niveau d'organisation.

6.2.2. Les facteurs spatiaux de transfert

Parmi les facteurs de transfert des produits phytosanitaires vers les eaux de surface, certains relèvent des caractéristiques des molécules et de leur mode d'application, d'autres, les facteurs spatiaux, se rapportent aux caractéristiques physiques et à l'organisation spatiale du bassin versant. Au sein d'un grand bassin agricole, le bassin du Sousson (100 km²), nous avons recherché les facteurs spatiaux explicatifs des flux en atrazine observés hors épisodes pluvieux à plusieurs dates de l'année agronomique. L'examen des concentrations ayant préalablement servi à évaluer la gravité du problème de contamination des eaux, l'étude des flux permet de traiter de la quantité de matière transférée jusqu'à l'exutoire d'un bassin.

L'étude de l'espace agricole a montré les liaisons entre les variables de caractérisation de la morphologie, de la pédologie et de l'occupation du sol. La conséquence de ces liaisons sur la recherche des facteurs spatiaux de transfert est d'abord discutée avant de résumer les résultats obtenus. Enfin la notion de validité des résultats sera abordée.

6.2.2.1. Des facteurs liés

Dans une démarche de définition du risque de pollution par les produits phytosanitaires, on peut être tenté de prendre une liste de facteurs de transfert établie par des experts, de traduire ces facteurs en critère numérique, de tester chacun des critères. Afin de pouvoir combiner ces facteurs pour obtenir un indice global, on cherchera ensuite une hiérarchie entre eux. Une telle démarche suppose cependant que les différents facteurs soient indépendants. Or le relief induit la répartition des sols : les fonds de vallées présentent des sols différents des versants et des crêtes (Jenny, 1980 cité par Blöschl et Sivapalan, 1995). L'occupation des sols est le résultat de l'adaptation de l'agriculture au milieu : l'agriculteur recherche la meilleure adéquation entre la culture implantée, les types de sols et les conditions morphologiques qui influent sur la facilité de mise en culture. Supposons que la morphologie d'un bassin, traduit par un critère de pente, et que la pédologie, traduit par le pourcentage de surface occupée par différents types de sols, soient pris comme influant sur le transfert des produits phytosanitaires. La répartition des sols étant liée aux conditions topographiques, prendre en compte séparément ces deux facteurs consiste alors à étudier deux facteurs corrélés. Il est donc impossible de déterminer ce qui relève du facteur sol, du facteur morphologie ou de l'association des deux. Conserver tous les facteurs consiste alors à prendre en compte plusieurs fois la même information et la hiérarchisation des facteurs pris indépendamment est alors forcément subjective.

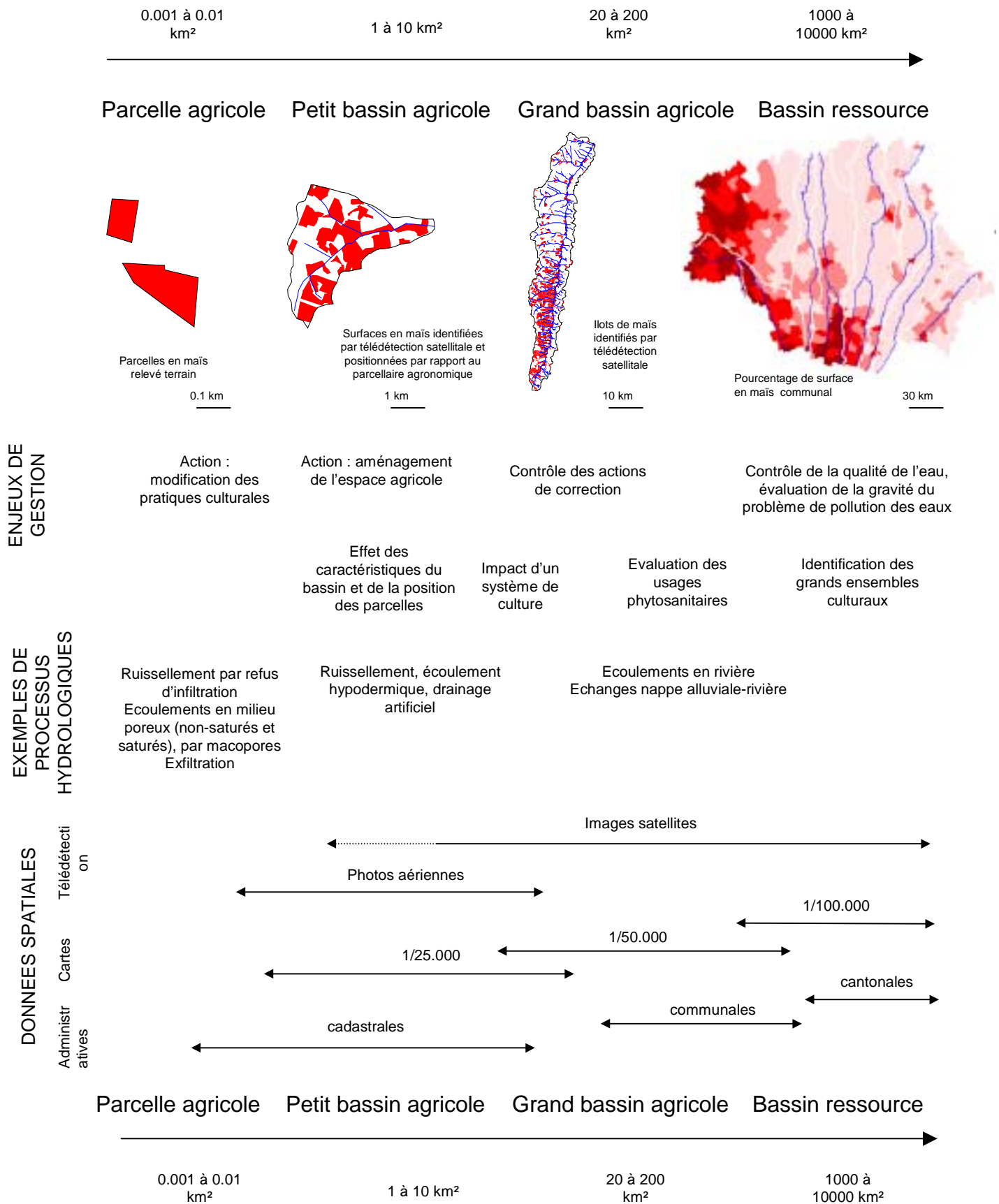


Figure 6.1 : Le problème de pollution diffuse d'origine agricole des eaux de surface par les produits phytosanitaires en fonction des niveaux d'organisation.

La voie suivie pour remédier à ce problème de liaison des facteurs a consisté en une étape préalable d'étude de l'espace agricole. Au chapitre 3, nous avons montré globalement au niveau du petit bassin agricole, mais aussi au niveau parcellaire, les associations privilégiées entre occupation du sol, pédologie et morphologie. Sur la base de ces associations, une typologie peut être mise en place pour définir des groupes de bassins versants. Cette étape de typologie s'accompagne de l'analyse agronomique et hydrologique du regroupement des différentes modalités des variables.

L'analyse des mesures de qualité de l'eau peut ensuite être faite suivant cette typologie. Si, pour une classe de bassins, la réponse en terme de pollution est homogène, l'association des modalités des variables spatiales est représentative du niveau de cette réponse. Si, pour une même classe de bassins, la réponse est hétérogène, de nouveaux facteurs de second ordre, sont alors introduits.

Cette démarche contenant une étape de compréhension de la structure de l'espace agricole, permet donc de gérer le problème de liaison entre différents facteurs de transfert et d'orienter la recherche des facteurs spatiaux explicatifs.

6.2.2.2. Résumé des résultats

La figure 6.2 synthétise les résultats obtenus au cours de cette étude sur les facteurs de transfert des produits phytosanitaires et leur hiérarchisation.

Trois types de facteurs sont identifiés : des facteurs physiques, climatiques et agronomiques.

Le premier facteur physique est **la taille du bassin versant** considéré, traduit par la surface amont drainé au point de mesure. Ce facteur permet de fonder la stratification en niveau d'organisation. La limite de 200 km² proposée pour séparer bassin ressource et grand bassin agricole est arbitraire puisque nous n'avons pas travaillé à son identification. Par contre, la limite de 20 km² entre grand et petit bassin agricole a été définie à partir de l'examen des flux d'atrazine mesurés hors contexte pluvieux. Ces limites, même si elles sont chiffrées, ne doivent pas apparaître comme des seuils rigides mais comme des ordre de grandeur de la valeur de transition, assez floue, entre entités spatiales régies par des processus dominants différents.

Le second facteur physique est basée sur **la morphologie** des petits bassins agricoles et sert à les classer en deux groupes : les bassins plats dont la circulation de l'eau est anthropisée et les bassins pentus pour lesquels les écoulements sont guidés par la topographie. Le facteur morphologie, traduit par un critère de pente global sur le bassin, s'avère intégrateur des associations entre sol, occupation du sol et topographie. La typologie ainsi définie traduit l'opposition entre sous-bassins plats de la partie amont, où est essentiellement implantée la culture de maïs sur sols non calcaires, en particulier les sols de boubènes et sous-bassins au relief bien marqué. Les sols de boubènes sont constitués de deux horizons distincts : un horizon de surface limoneux assez perméable et un horizon de profondeur argileux. Cette différence de perméabilité induit une tendance à l'engorgement du sol qui, ajoutée aux faibles pentes, impose l'installation d'un réseau de drainage artificiel enterré. Ce réseau de drainage est relayé par un réseau de fossé pour assurer l'évacuation plus rapide des eaux. Le second groupe de sous-bassins s'établit dans la partie aval du bassin du Sousson. Les sols sont essentiellement de type calcaire, l'occupation du sol, plus diversifiée, comprend des céréales d'hiver

et des prairies destinées à la fauche ou au pâturage. Le relief plus marqué évite la stagnation des eaux dans des sols plus perméables.

Le facteur climatique abordé est **la pluviométrie**, traduit par un indice de pluie antérieure. Ce facteur est spatialement variable au niveau du bassin ressource ; sur des bassins de plus petite taille la pluviométrie peut être considérée comme homogène. Elément déclenchant des processus de transfert de produits phytosanitaires, le facteur climatique est une contrainte sur laquelle il est difficile d'agir pour réduire les problèmes de pollution : la seule solution consisterait à recourir aux prévisions météorologiques et à suspendre, sur un court terme, les applications en cas de risques avéré d'orage.

Les actions à entreprendre pour la réduction de la contamination des eaux par les produits phytosanitaires portent essentiellement sur les facteurs agronomiques.

Au niveau du bassin ressource, le facteur agronomique identifié est associé à **la répartition générale des cultures**, qui peut être représentée par les surfaces agricoles déclarées à la maille communale.

Au niveau du grand bassin agricole, même si l'étude n'a porté que sur le bassin du Sousson, **la quantité d'intrant** représentée pour l'atrazine par la surface en maïs, est statistiquement explicative des flux de polluant observés.

Au niveau du petit bassin versant, le facteur "Intrant" n'est plus suffisant. Sur les bassins pentus, l'introduction du facteur **"Proximité des aires d'épandage au cours d'eau**, traduite par la distance euclidienne au réseau extrait de la carte IGN 1/25.000, permet d'améliorer l'explication de la variabilité des flux d'atrazine observés. Pour les bassins plats, toutes les parcelles du fait de leur connexion hydraulique au cours d'eau par le réseau de fossés peuvent être considérées comme proche du réseau hydrographique.

Le système de monoculture du maïs sur les bassins plats, en laissant de fortes proportions de surface en sol nu et compacté, favorise l'apparition de forts flux d'atrazine en période hivernale. Cet effet disparaît avec les labours précédant les semis du maïs et ne concerne pas les bassins où la monoculture est faiblement pratiquée. L'effet positif ou négatif de la monoculture sur la biodégradation n'a pas pu être mis en évidence.

Les facteurs agronomiques identifiés sont les facteurs principaux opérant sous certaines conditions sur les facteurs physiques. Le recherche des conditions de pertinence a donc conduit à une hiérarchisation de ces facteurs agronomiques.

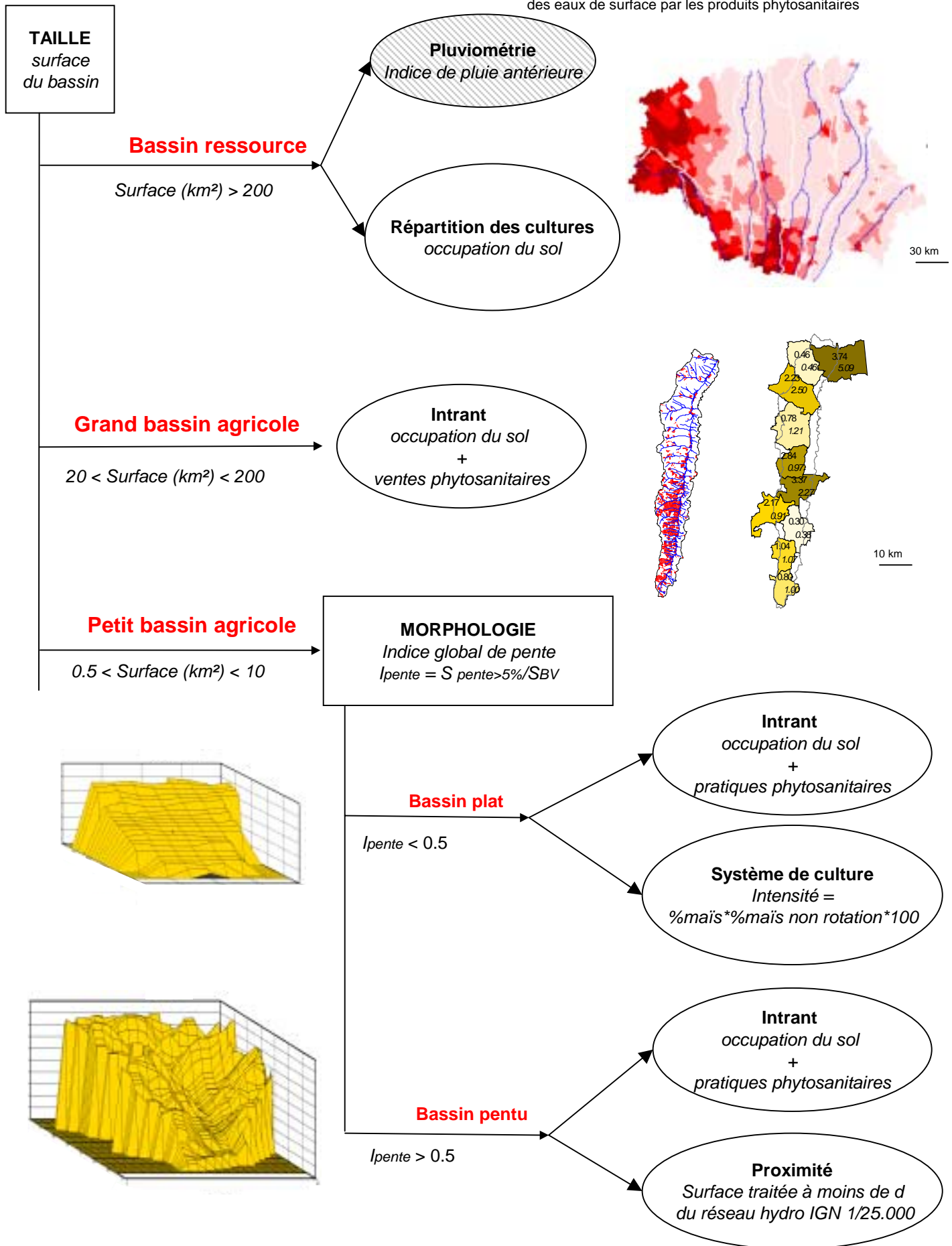


Figure 6.2 : Synthèse des résultats obtenus sur l'identification des facteurs de transfert d'atrazine à l'échelle du bassin versant

6.2.2.3. Validité des résultats

Les résultats précédents ont été mis en évidence par la confrontation de données spatiales et de mesures de qualité de l'eau récoltées hors épisode pluvieux. Ils se rapportent à **la pollution chronique** de l'environnement par les produits phytosanitaires et ne possèdent aucune validité établie vis à vis des transferts en pic de crue. L'intérêt est cependant fort dans un contexte comme celui du département du Gers car les transferts hors épisode pluvieux, même s'ils n'engendrent pas les concentrations les plus fortes dans les eaux de surface, présentent un risque de contamination chronique de l'écosystème aquatique et de dépassement prolongé des normes de potabilité aux prises d'eau potable.

Les facteurs de transfert, identifiés à partir de mesures sur un grand nombre de bassins versant, possèdent un bon potentiel de transposabilité. Dans un contexte spatial voisin de celui du bassin du Sousson, en terme de morphologie, de pédologie et d'occupation du sol, ces facteurs devraient pouvoir être reconduits. Les coefficients statistiques des modèles d'ajustement n'ont par contre qu'une valeur locale. En étendant le suivi de qualité de l'eau à d'autres bassins, il est cependant possible de définir des coefficients régionaux.

6.2.3. Conclusion

L'entrée du problème de pollution des eaux par les produits phytosanitaires est proposée suivant le facteur taille du bassin versant par un critère de surface. Cette première étape entraîne la définition des différents niveaux d'organisation de l'espace. Au sein de chaque niveau d'organisation, la corrélation entre les variables spatiales rend *a priori* inadapté l'examen séparé des facteurs spatiaux listés comme influant sur le transfert des produits phytosanitaires (pente, nature du sol, répartition de l'occupation du sol). L'étude de la structure de l'espace agricole permet de définir des typologies de bassins fondées sur des critères intégrateurs des liaisons entre variables spatiales. Pour chacun des groupes de bassins, les facteurs discriminants entre bassins ont alors été testés par rapport aux flux de polluants observés et les plus pertinents ont été retenus.

La démarche spatiale développée permet donc l'identification et la hiérarchisation des facteurs de transfert prépondérants dans un contexte temporel fixé par le choix de la période d'échantillonnage.

6.3. Contribution pratique et théorique

Ce travail s'inscrit dans une optique de réduction de la pollution des eaux par les produits phytosanitaires. Le problème est aujourd'hui aigu et nécessite de mettre en œuvre des actions le plus rapidement possible. Dans ce contexte d'une action nécessaire, nous essaierons de préciser quelle peut être l'apport, en terme de diagnostic, de la présente étude. Puis de manière plus générale, la contribution de notre approche pour une modélisation prédictive de transferts de polluants sera abordée.

6.3.1. Contribution au diagnostic pour l'action

Les actions pour la réduction des problèmes de pollution des eaux par les produits phytosanitaires nécessitent une étape de concertation entre décideurs politiques, acteurs du monde agricole et experts scientifiques appartenant à plusieurs disciplines, dont la physico-chimie et biologie de l'environnement et la socio-économie. L'information géographique et les supports cartographiques qu'elle propose peuvent fournir un référentiel commun aux différents acteurs en présence.

Pour autant, la cartographie de critères établis comme favorisant le transfert de produits phytosanitaires de manière locale peut s'avérer trompeuse sans une réflexion préalable sur les processus en présence et les données utilisées. Avec le développement des outils de traitement de l'information et des bases de données géographiques, le danger existe de produire des cartes de risque infondées. Prenons l'exemple de la teneur en matière organique dans les sols, reconnue comme facteur d'immobilisation des molécules phytosanitaires (Seybold, et al., 1994). Dans une étude sur la contamination des eaux souterraines, Heydel (1998) a montré, à partir de 9 échantillons récoltés dans 4 unités pédologiques et étudiés en laboratoire, que l'adsorption de l'atrazine était gouvernée par la teneur en matière organique dans le sol. Cependant il est signalé que la variation de la composition des sols limite fortement les possibilités de cartographie des paramètres d'immobilisation de l'atrazine sur un domaine comme le plateau du Haut-Santois (Lorraine, France) d'une surface de 2.2 km². Ces résultats soulignent le danger de l'extrapolation d'un critère local à un domaine spatial étendu sans prise en compte de la stratification en niveaux d'organisation.

La définition de niveaux d'organisation permet d'identifier plusieurs domaines d'action : petit bassin agricole, grand bassin agricole, bassin ressource. A chacun de ces domaines sont associés des enjeux bien particuliers :

- limitation des transferts de produits phytosanitaires vers les eaux, en quantité de matière, et proposition d'aménagements agricoles de l'espace (conditions sur l'implantation et le travail des cultures, de bandes enherbées) pour le petit bassin agricole ;
- bilan sur le transfert de produits en fonction des cultures et des usages phytosanitaires pour le grand bassin versant ;
- préservation de la qualité de l'eau vis à vis de la concentration en produits phytosanitaires et gestion des grands ensembles cultureux pour le bassin ressource.

En respectant la stratification en niveaux d'organisation, le développement d'un protocole de mesures spatialisées de la qualité de l'eau permet d'établir des modèles statistiques de simulation basés sur des indicateurs des caractéristiques spatiales des bassins étudiés. Sur une portée régionale, ces modèles "boîte noire" peuvent constituer un outil de hiérarchisation d'un ensemble de bassins en fonction des caractéristiques spatiales identifiées comme favorisant le transfert de produits phytosanitaires. Les résultats obtenus ont permis d'identifier les facteurs de transfert principaux responsables de la pollution chronique et des indicateurs qui s'y rapportent. Il est donc possible de simuler des scénarios d'aménagement de l'espace minimisant les facteurs proposés :

- conditions d'implantation des cultures polluantes en fonction de la distance à la rivière sur certains petits bassins, modification des rotations culturales sur d'autres ;
- modification de la liste des molécules utilisées sur un grand bassin agricole ;

- modification de la composition et de la répartition des grands ensembles cultureux au niveau régional.

Une telle étape de simulation permettrait de juger de l'acceptabilité de certains scénarios, notamment du point de vue de leur faisabilité agronomique et économique.

Les modèles statistiques sont cependant prisonniers des conditions spatiales et temporelles dans lesquelles ils ont été établis et, s'il est possible d'envisager en terme de représentation spatiale le résultat de tels scénarios d'aménagement de l'espace, la quantification de la réduction de la pollution associée ne serait pas connue. Il faudrait alors disposer de modèles de prévision de réduction de la pollution. De tels modèles renvoient à des considérations théoriques de représentation spatio-temporelle des processus de fonctionnement.

6.3.2. Contribution à la modélisation prédictive des transferts de polluants

Le point de vue adopté au cours de ce travail a été celui de l'hydrologie en milieu agricole, supposant que les flux de polluant dissous étaient supportés par la circulation des eaux. Aussi les considérations théoriques sur le transfert des produits phytosanitaires se rapportent-elles aux écoulements dans le bassin versant.

Comme le signale Marsily (1994), les modèles actuels, déterministes ou conceptuels, globaux ou distribués fonctionnent comme des boîtes noires dont le "moteur" est conditionné par le jeu de données de calage. Ils fournissent des simulations dépendantes des caractéristiques du bassin et de la période de calage. Si on souhaite orienter les résultats vers la prédiction, comme c'est le cas pour la limitation du transfert des produits phytosanitaires, il faut reporter le travail de modélisation en amont de l'observation de la variable de sortie en s'attachant à la bonne représentation de l'environnement, à l'identification des processus activés et à l'analyse des scénarios envisageables.

Sur ces trois plans, la méthode employée dans ce travail offre des éléments pour une modélisation des transferts dans le bassin versant.

La définition des niveaux d'organisation et des objets spatiaux surfaciques (parcelles, îlots cultureux homogènes) et linéaires (fossés, réseau hydrographique) associés participe à une meilleure représentation de la structure de l'environnement et propose un cadre pour mieux gérer les problèmes de changement d'échelle. Cette identification est de plus porteuse d'informations sur les processus spatio-temporels de fonctionnement de l'environnement. La théorie de la hiérarchie (Allen et Starr, 1982, O'Neil et al., 1986, cités par Burel et al., 1992) énonce en ce sens deux prédictions :

- il existe une corrélation entre échelle de temps et d'espace. Les phénomènes se déroulant sur de grands espaces sont beaucoup plus lents que ceux qui interviennent sur de petits espaces
- les niveaux d'organisation sont essentiellement caractérisés par les cinétiques de fonctionnement des processus et les processus ayant des cinétiques de fonctionnement très différentes interagissent peu.

Suivant ces principes, les phénomènes se déroulent sur des pas de temps long et de grands espaces au niveaux d'organisation supérieurs (établissement des grands ensembles cultureux sur un région agricole et pollution associée d'une prise d'eau potable) alors qu'aux niveaux inférieurs, les phénomènes sont rapides et locaux (transfert de la parcelle au cours d'eau d'ordre un).

D'une manière générale, l'examen de la variabilité spatiale du phénomène de pollution des eaux propose un regard alternatif et complémentaire à l'analyse de sa variabilité temporelle.

Enfin, les facteurs spatiaux proposés peuvent servir à définir des guides pour des scénarios d'aménagement de l'espace : modifications souhaitables de la position des cultures dans le bassin, proposition de rotations en fonction de la configuration du bassin.

6.3.3. Conclusion

La prise en compte de la dimension spatiale, en complément de la dimension temporelle, dans le problème de pollution des eaux par les produits phytosanitaires, est pleine d'avenir. Dans l'immédiat, en terme d'action à entreprendre, l'analyse de l'information spatiale permet la concertation des acteurs politiques, scientifiques et du monde agricole. Cet aspect doit cependant être assorti d'une mise en garde sur l'utilisation abusive de certaines informations en inadéquation avec les processus en présence dans les différents niveaux d'organisation traités. Dans l'optique de la compréhension du fonctionnement de l'environnement et de l'élaboration d'une modélisation prédictive, l'analyse spatiale peut contribuer à mieux qualifier l'environnement, notamment dans la gestion du problème de changement d'échelle et apporter un nouveau regard sur les processus.

6.4. Conclusion

L'hypothèse première de ce travail était que l'observation d'un grand nombre de bassins versants apporterait un éclairage nouveau sur le problème de pollution des eaux de surface par les produits phytosanitaires. Informations spatiales et sur la qualité de l'eau relatives à ces bassins versants ont donc été récoltées. La nature des données imposait alors un traitement de type corrélatore. Une telle approche n'est possible que si le problème de pollution est au premier chef lié à la pollution diffuse d'origine agricole. Les données de qualité de l'eau doivent, de plus, être inter-comparables, introduisant de fortes restrictions sur les périodes de mesure d'un phénomène temporellement très variable. Dans le cadre de la présente étude, nous nous sommes restreints à la pollution chronique en n'observant que des périodes en dehors des événements pluvieux. Dans ce contexte, les facteurs dominants influençant le transfert d'atrazine d'ordre anthropique ont pu être identifiés et leur domaine de pertinence défini par des facteurs d'ordre physique (taille et morphologie du bassin). De tels résultats encouragent donc les tentatives de validation des facteurs listés dans la bibliographie avant de constituer des cartes de risque du point de vue de la pollution par les produits phytosanitaires.

L'interprétation des résultats de l'approche corrélatore nécessite la connaissance des processus impliqués. En formulant des hypothèses de fonctionnement sur des bassins de taille différente, cette approche participe donc à une démarche de compréhension du fonctionnement de l'environnement.

CONCLUSION GENERALE

L'ambition de ce travail était de s'engager dans l'exploration de la dimension spatiale du phénomène de pollution des eaux de surface par les produits phytosanitaires. Dans ce but, informations spatiales et mesures de qualité de l'eau suivant un protocole spatialisé ont été récoltées, critiquées, puis analysées statistiquement.

La caractérisation de l'espace agricole a montré de fortes liaisons entre morphologie, pédologie et occupation du sol au niveau de la parcelle comme au niveau du bassin versant. Ces liaisons témoignent de l'adaptation de l'agriculture au milieu dans lequel elle se développe. Implanter une culture sur une parcelle d'un bassin versant est le fruit d'une décision prise sous un certain nombre de contraintes, notamment relatives à ses caractéristiques physiques. Les facteurs de transferts déclinés suivant des critères de morphologie, de pédologie ou d'occupation du sol ne sauraient donc être traités de manière indépendante. L'étape d'étude de l'espace agricole, en fonction des données de description utilisées, apparaît donc indispensable en préalable à la recherche des facteurs de transfert des polluants.

La caractérisation de la qualité de l'eau suivant un protocole spatialisé s'est avérée très restrictive quant à l'aspect temporel du phénomène de pollution diffuse. Dans le cas de ce travail, les observations ont été réalisées hors contexte pluvieux par des prélèvements instantanés. Parmi les variables récoltées, nous retiendrons que la concentration en une substance phytosanitaire constitue une variable de hiérarchisation des situations observées, information qui peut être stabilisée par agrégation de plusieurs valeurs. Le flux constitue une variable de compréhension appropriée à l'identification des facteurs favorisant le transfert de matière. Les niveaux de concentration et de flux enregistrés étant conséquents pour toutes les périodes échantillonnées, nous avons considéré l'exploitation des résultats comme intéressante du point de vue de la pollution chronique.

L'identification des facteurs de transfert constituait le cœur de ce travail. Après avoir listé les principaux facteurs donnés dans la bibliographie, nous avons choisi ceux qui affichaient une variabilité spatiale sur notre jeu de données : la pression d'intrant, la taille du bassin, la pente, la proximité des parcelles de maïs au réseau hydrographique, le système de culture (maïs monoculture ou en rotation). Chacun de ces facteurs a été étudié en terme de corrélation avec les flux d'atrazine observés.

La pression d'intrant sur un bassin versant est approchée par la somme des surfaces en maïs sur le bassin. C'est le facteur premier d'explication des flux d'atrazine observés. Le calage de modèles empiriques par régression pour chaque campagne de mesure permet de juger de la forme de la relation entre quantité d'intrant appliquée et flux en atrazine à l'exutoire du bassin.

L'examen de cette relation révèle que les flux en atrazine sont statistiquement bien représentés sur des bassins de grande taille (supérieure à 20 km²). Par contre la seule connaissance des intrants est insuffisante pour estimer les flux à l'exutoire des bassins de surface comprise entre 0.3 et 8 km². **La taille du bassin** apparaît donc limitante du domaine de pertinence du facteur "Pression d'Intrant".

La notion de **distance au réseau** a été approchée par une schématisation de l'espace en couloirs de largeurs croissantes autour du réseau hydrographique. La zone de contribution principale a été définie comme le couloir de largeur qui optimise la liaison entre surface en maïs à l'intérieur du couloir et le

flux en atrazine observé à l'exutoire du bassin. Les résultats sont différents suivant que le bassin a un relief bien marqué, il régit alors la circulation de l'eau, ou un faible relief, les fossés d'origine anthropique servant à éviter la submersion des parcelles ayant un rôle actif. Pour les bassins pentus, une distance optimale comprise entre 50 et 100 m autour du réseau hydrographique IGN 1/25 000 est identifiée. Pour les bassins plats l'optimum statistique est obtenu en considérant la surface totale du bassin : la densité de fossé est telle qu'il existe une connexion hydraulique entre chaque parcelle et l'exutoire du bassin. Cette typologie entre bassins révèle le choix indispensable d'un réseau hydrographique de référence approprié au bassin étudié. De ce choix dépend la définition de la notion de distance d'une parcelle au réseau. **Le facteur "pente"**, agrégé en un indice caractéristique du bassin, sert à établir une typologie établissant le domaine de pertinence du facteur "Proximité des aires d'épandage au cours d'eau".

Deux **systèmes de culture** ont été distingués : maïs en monoculture qui ne subit pas de rotation durant 4 années successives et maïs en rotation dans le cas contraire. Le critère numérique construit intègre l'intensité de la culture du maïs sur le bassin du point de vue spatial (pourcentage de surface en maïs sur le bassin) et du point de vue temporel (pourcentage de maïs qui ne subit pas de rotation sur le bassin). La pertinence statistique de cet indice est établie sur les bassins plats pour les périodes où le sol est nu et non travaillé. Le facteur de transfert, en partie traduit par le système de culture, serait donc l'état de surface des parcelles ayant reçu un traitement.

L'approche de la pollution des eaux par les produits phytosanitaires suivant plusieurs niveaux d'organisation depuis le bassin ressource jusqu'au petit bassin agricole permet d'identifier les différents enjeux en terme de gestion et les différents processus activés. A l'aide des données adaptées, pour chacun des niveaux d'organisation, les facteurs spatiaux de transfert dominants ont donc été identifiés suivant une méthodologie facilement reproductible. Le passage de ces critères numériques déterminés comme pertinents à des indicateurs diffusables doit être assorti de précautions. Chaque critère a été extrait avec une part de subjectivité. La comparaison avec d'autres indices définis par ailleurs, s'il y a convergence sur les résultats obtenus, peut servir de validation croisée. L'articulation des résultats avec une approche de modélisation temporelle est souhaitable ; elle pourrait permettre l'étude d'épisode de crue et enrichir les modélisations de type réellement distribué.

Le développement de protocole de mesure spatialisé, bien que très contraignant sur le domaine temporel étudié, couplé aux sources de données géographiques ouvre un champ tant sur un plan opérationnel que cognitif. En se plaçant sur le terrain de l'information géographique, les résultats obtenus sont immédiatement intégrables dans une démarche de négociation entre acteurs du monde agricole, gestionnaires de l'eau et experts scientifiques. D'un point de vue plus fondamental, l'interprétation des analyses statistiques ne peut se faire sans une connaissance des processus physiques entrant en jeu dans le transfert des produits phytosanitaires. Le développement de l'approche spatiale utilisée amène donc à un retour sur les processus, envisagés depuis leur variabilité spatiale.

Références bibliographiques

ACTA, 1993 – Index phytosanitaire. Association de Coordination Technique Agricole, 149, rue de Bercy, Paris, 529pp.

Agence de l'Eau Loire-Bretagne, 1998 – Fascicule phytosanitaire. Elaboration et exploitation test d'une base de données sur la contamination de l'eau par les produits phytosanitaires. Orléans, 18pp. + annexes.

Agences de l'Eau, 1997 – Modes d'utilisation des produits phytosanitaires en France. Rapport interagences n°58, Paris, 32pp.

Agences de l'Eau, 1998a – Réglementation des produits phytosanitaires en Europe. Rapport interagences n°59, Paris, 52pp.

Agences de l'Eau, 1998b – Etude de l'efficacité de dispositifs enherbés. Les études des Agences de l'Eau n°63, Paris, 30pp.

Agences de l'Eau, 1998c – Guide pratique de la méthode inondabilité. Etudes inter-agences n°60, Paris, 158pp.

Agences de l'Eau, 1999a – Système d'évaluation de la qualité des cours d'eau, rapport de présentation SEQ-eau (version1). Les études des Agences de l'Eau n°64, Paris, 59pp.

Agences de l'Eau, 1999b – Système d'évaluation de la qualité des cours d'eau, Annexe A Grilles de seuils par altération avec justifications. Les études des Agences de l'Eau n°64, Paris, 282pp.

Allen T.F.H., Starr T.B., 1982 - Hierarchy : perspectives for ecological complexity. The university of Chicago Press, Chicago and London, 310 p.

Aller L., Bennett T., Lehr J.H., Petty R.J., 1985 – DRASTIC : a standardized system for evaluating ground water pollution potential using hydrogeologic settings, EPA/600/2-85/018, R.S. Kerr Environmental Research Laboratory, U.S. Environmental Protection Agency, Ada, Oklahoma.

Ambroise B., 1998 – Genèse des débits dans les petits bassins versants ruraux en milieu tempéré : 1. Processus et facteurs. Rev. Sci. Eau, 4, 471-495.

Ambroise B., 1999 – Genèse des débits dans les petits bassins versants ruraux en milieu tempéré : 2. Modélisation systémique et dynamique. Rev. Sci. Eau, 12 (1), 123-153.

Amorocho J., 1961 - Discussion on "Predicting storm runoff on small experimental watershed" by Minshall N.E. J. Hydraul. Div. Soc. Civ. Eng., 87, 185-191.

Anderson M.G., Burt T.P., 1990 – Subsurface runoff. Processes studies in Hillslope Hydrology, Anderson M.G., Burt T.P. ed., Wiley, Chichester, 365-400.

Andreeva K., 1998 – Mise à jour de l'occupation du sol parcellaire à partir d'imagerie satellitale. Application au bassin du Sousson (Gers). Mémoire de DESS (Télédétection, méthodes, applications et environnement), GDTA, LCT Cemagref-ENGREF, 55pp.

Arbault P., Sanchez E., Laisis H., Sorin H., Toussaint G., 1995 - Enzyme-Linked Immunosorbent Assay (ELISA) for the assessment of triazine herbicides in water. Communication présentée au "Congreso Internacional de Calidad y Tecnologia de los Alimentos", Logroño, Espagne, 4 pp.

Asmussen L.E., White A.W., Hauser E.W., Sheridan J.M., 1977 – Movement of 2,4-D in a vegetative waterway. Journal of Environmental Quality, 6, 159-162.

- Aurousseau P., Gascuel-Oudoux C., Squidant H.**, 1998 – Eléments pour une méthode d'évaluation du risque parcellaire de contamination des eaux superficielles par les pesticides. Application au cas de la contamination par les herbicides utilisés sur culture de maïs sur des bassins versants armoricains. *Etude et Gestion des Sols*, INRA Rennes, 5 (3), 143-156.
- Bailly A.**, 1994 – Enseigner les risques naturels. Enseigner les risques naturels pour une géographie physique revisitée. *Anthropos/GIP reclus ed.*, Paris 173-223.
- Baker J.L., Johnson H.P.**, 1979 – The effect of tillage systems on pesticides in runoff from small watershed. *Transaction of the American Society of the Agricultural Engineering*, 22, 554-559.
- Barnwell T.O., Johanson R.C.**, 1981 – HPSF : a comprehensive package for simulation of water hydrologie and water quality. "Nonpoint pollution control : tools and techniques for the future". Interstate Comm. on the Potomac river basin, Rockville, MD. Environmental Protection Agency.
- Barringer T., Dunn D., Battaglin W., Vowinckel E.**, 1990 - Problems and methods involved in relating land use to ground-water quality. *Water Resources Bulletin*, 26 (1), 1-9.
- Bassou M.**, 1991 - Contamination des rivières par les pesticides : Approche d'une méthode d'observation et d'analyse (Test EILSA) pour deux rivières d'Ille-et-Vilaine. Mémoire de fin d'étude Ecole Nationale de la Santé Publique, Rennes, 51 pp.+ annexes.
- Battaglin W.A., Goolsby D.A.**, 1997 - Statistical modeling of agricultural chemical occurrence in midwestern rivers. *Journal of Hydrology*, 196, 1-25.
- Beasley D.B., Huggins L.F., Monke E.J.**, 1980 – ANSWERS : a model for a watershed planning. *Transaction of the American Society of the Agricultural Engineering*, 23 (4), 938-944.
- Beck M.B.**, 1983 – A procedure for modeling. *Mathematical modeling of water quality : streams, lakes and reservoirs*, Wiley (IIASA), New York, Orlob G.T. ed., 11-41.
- Bélamie R., Collet M., Giroud S.**, 1988 – Les pesticides en agriculture : quantités utilisées et contamination des milieux aquatiques. *Océanis*, 14, 681-690.
- Bélamie R., Gouy V.**, 1992 – Introduction des polluants dans le milieu fluvial. Influence du ruissellement des sols. *Océanis*, vol. 18, 5, 505-521.
- Bélamie R., R. Calvet and P. Chassin**, 1997 – Les transferts sol-eaux des produits phytosanitaires. L'eau dans l'espace rural, Production végétale et qualité de l'eau, INRA Editions, 231-248.
- Bengtson R.L., Southwick L.M., Willis G.H., Carter C.E.**, 1990 – The influence of subsurface drainage practices on herbicide losses. *Transaction of the American Society of the Agricultural Engineering*, 33 (2), 415-418.
- Bernier J.**, 1998 – Risque et décision en gestion de l'eau. Essai d'analyse de la rationalité du dialogue entre hydrologue et gestionnaire. *Rev. Sci. Eau*, 11(1), 3-24.
- Beven K.**, 1989 – Changing ideas in hydrology. The cas of physically-based models. *Journal of Hydrology*, 105, 157-172.
- Beven K.J., Kirky M.J.**, 1979 – A physically based, variable contributing area model of basin hydrology. *Hydrological Sciences Bulletin*, 24 (1), 43-69.
- Blösch G., Sivapalan M.**, 1995 – Scale issues in hydrological modelling : a review. *Hydrological Processes*, 9, 251-290.
- Bois P.**, 1996 - Notice sur l'utilisation des modèles Numériques de Terrain tirés du CD Visual DEM. Notice LTHE Grenoble, 18 pp.

Bollag J.M., Liu S.Y., 1990 – Biological transformation processes of pesticides. Pesticides in the soil environment : processes, impacts and modelling. Soil Science Society of America Book Series, n°2, Cheng H.H., Denver, 169-212.

Bonny S., 1998 – L'emploi d'organismes génétiquement modifiés en agriculture : quel intérêt et quelles limites au niveau économique ? Courrier de l'environnement de l'INRA, 34, 75-86.

Bouchardy J.Y., 1992 - Méthodologie pour la spatialisation des zones sensibles à la pollution par le phosphore à l'aide de la télédétection et des Systèmes d'Information Géographiques. Thèse de l'Université J. Fourier, Grenoble, 276 pp.

Bourla F.-R., 1994 – L'évolution du système Neste. Courants, 26, 34-40.

BRGM (Bureau de Recherche Géologiques et Minières), 1991 – Synthèse hydrogéologique de la région midi-pyrénée. Système n°565, Armagnac.

Brunet R.C., Astin K.B., 1998 - Variation in phosphorus flux during a hydrological season : the river Adour. Water Research, 32 (3), 547-558.

Bulletin d'information de l'U.I.P.P., 2000 - Une directive eau de boisson pour une protection maximale du consommateur. Sésame, 30, 2-3.

Burel F., Baudry J., Clergeau P., Constant P., Eybert M.C., 1992 - Approche spatiale des phénomènes écologiques : échelles et hiérarchie. Bull. Ecol., 23 (1-2), 93-101.

Bushway R.J., Perkins B., Savage S.A., Lekousi S.J., Ferguson B.S., 1988 - Determination of atrazine residues in water and soils by enzyme immunoassay. Bulletin of Environmental Contamination and Toxicology, 40, 647-654.

CACG (Compagnie d'Aménagement des Coteaux de Gascogne), 1965 – Grand ensemble du Gers, étude pédologique de reconnaissance. 99pp.+ annexes.

Calderbank A., 1989 – The occurrence and significance of bound pesticide residues in the soil. Reviews of environmental contamination and toxicology, 108, 71-103.

Calvet R., 1977 – Les herbicides et le sol. Association de Coordination Technique Agricole, 149, rue de Bercy, Paris, 143p.

Calvet R., Tercé M., Arvieu J.C., 1980 – Mise au point bibliographique : adsorption des pesticides par les sols et leurs constituants. III. Caractéristiques générales de l'adsorption des pesticides. Ann. Agrom., 31 (3), 239-257.

Cann C., 1998 – Transfert de polluants vers l'eau. Agriculture intensive et qualité des eaux, INRA éd., Paris, 233-247.

Carluer N., 1998 – Vers une modélisation hydrologique adaptée à l'évaluation des pollutions diffuses : prise en compte du réseau anthropique. Thèse de doctorat de l'Université Pierre et Marie Curie Paris VI, 335p. + annexes.

Carluer N., Gouy V., Gril J.J., 1996 – Contamination des eaux de surface par produits phytosanitaires et modélisation. Ingénierie Eau-Agriculture-Territoire, Cemagref Editions, Anthony, 6, 19-30.

Chambre d'Agriculture du Gers, 1996 – Diagnostic de la vulnérabilité globale du département du Gers. Etude préalable à la rédaction des programmes d'action dans le cadre de la Directive « Nitrates » (Directive n°91/676/CEE). Auch, 86pp.

Chambre d'Agriculture du Gers, 1997 - Etat des lieux des pratiques phytosanitaire dans le département du Gers. Enquête auprès des organismes économiques. Auch, 21pp.

- Cicorella A.**, 1997 – Evaluer l'exposition : un élément clef du processus d'évaluation des risques. Sciences et décision en santé environnementale. Collection Santé et Société. Société française de santé publique, les outils techniques, Paris, 6, 155-172.
- Clark G.M.**, 1997 - Occurrence and flux of selected pesticides in surface water of the upper Snake River Basin, Idaho and western Wyoming. *Journal of Soil and Water Conservation*, 52, 5, 381-385.
- Comité de Liaison "Eau-Produits Antiparasitaires"**, 1995 - Classement des substances actives phytosanitaires en vue de la surveillance de la qualité de l'eau à l'échelle nationale. Ministère de l'Agriculture et de la Pêche, Ministère de l'Environnement, Ministère chargé de la Santé, Paris, 51 pp.
- Compain F.**, 1997 – Etude de la pollution par les nitrates le long d'un cours d'eau du sud-ouest de la France : le Sousson. Rapport de DEA SEEC (Sciences de l'Eau dans l'Environnement Continental), LCT Cemagref-ENGREF, Montpellier, 76pp.+annexes.
- CORPEN**, 1996a – Techniques d'application et de manipulation des produits phytosanitaires utilisés en agriculture. Eléments pour prévenir les risques des pollution des eaux. Paris, 83pp.
- CORPEN**, 1996b – Qualité des eaux et produits phytosanitaires. Propositions pour une démarche de diagnostic. Paris, 120 pp.
- CORPEN**, 1998 – L'écho des nitrates et des phytos, Paris, 15, 8pp.
- CORPEN**, 1999 - Eléments de raisonnement pour une maîtrise des adventices limitant les risques de pollution des eaux par les produits phytosanitaires. Paris, 161 pp.
- Creusot A.**, 1998 – Produits phytosanitaires et pollution de l'eau. Techniques Sciences et Méthodes, Génie urbain, Génie rural, 9, 77-88.
- DDASS**, 1996 – Qualité des eaux distribuées, Gers 1992-1995. Auch, 19 pp.
- De Marsily G.**, 1994 - Quelques réflexions sur l'utilisation des modèles en hydrologie. *Revue des Sciences de l'Eau*, 7, 219-234.
- Des Lignéris L.**, 1992 – Monographie du bassin versant du Gers en vue d'une étude des pollutions d'origines agricoles. Mémoire d'ingénieur agronome INAPG, ISMAP C.G.E., Paris, 64pp.+annexes.
- Diverres R., Gascuel C.**, 1998 – Risque parcellaire de la contamination des eaux superficielles par les produits phytosanitaires et précautions. Méthode applicable aux bassins versants de BEP II, version 1998. Groupe de travail de la Commission Transfert de la CORPEP, Rennes.
- Donigian A.S., Crawford N.H.**, 1977 – Agricultural Runoff Management (ARM) model version II : refinement and testing. USEPA, EPA-600/3-77-098, Athens, GA, 294 p.
- Dooge C.I.**, 1982 - Paramétrisation of hydrologic processes. *Proceedings of the Greenbelt Study Conference*. Eagleson P.S. (ed.), Cambridge University Press, Cambridge, 243-288.
- Dooge C.I.**, 1986 – Looking for hydrologic laws. *Water Resources Research*, 22 (9), 46-58.
- Dubernet J.F.**, 1996 – Dynamique de la simazine, de l'atrazine et de leurs métabolites dans le BVRE du Ruiné (Charente). Séminaire National Hydrosystèmes, Groupe Français des Pesticides « Produits phytosanitaires, processus de transfert et modélisation dans les bassins versants », Nancy, 22-23 mai 1996, Cemagref-DICOVA éd., Anthony, 191-198.
- Dubois de la Sablonnière F., Bolo P., Seguin P.**, 1999 – Apport d'un système d'informations géographiques pour le zonage des risques de pollution par les produits phytosanitaires. *Ingénierie Eau-Agriculture-Territoire*, Cemagref Editions, Anthony, 18, 29-38.
- Dunglas J.**, 1991 – Impact du drainage sur le régime et la qualité des eaux. *Bulletin du Conseil Général du GREF*, Paris, 29, 51-73.

- Dunne T.**, 1978 – Field studies of hillslope flow processes. Hillslope Hydrology, Kirkby M.J. ed., Wiley, Chichester, 227-293.
- Escofier B., Pagès J.**, 1998 – Analyses factorielles simples et multiples. Objectifs, méthodes et interprétation. 3^{ème} édition, DUNOD, Paris, 284 pp.
- Evans R.O., Skaggs R.W., Gilliam J.W.**, 1995 – Controlled versus conventional drainage effects on water quality. Journal of Irrigation and Drainage Engineering, 121 (4), 271-276.
- F.A.O.**, 1994 – Agriculture : horizon 2010. Conférence, 27^{ème} session, Rome 06-25 novembre 1993, 360 pp.
- FAO**, 1996 – Crues et apports. Manuel pour l'estimation des crues décennales et les apports annuels pour les petits bassins versants non jaugés de l'Afrique sahélienne et tropicale sèche. Bulletin FAO d'irrigation et de drainage, Rome, 54, 7pp.
- Ferreira V.A., Smith R.E.**, 1988 – The limited physically based hydrologic models. « Modeling agricultural, forest, and rangeland hydrology », proceedings of the 1988 International Symposium, December 12-13, 1988, Hyatt Regency Chicago, in Illinois Center, Chicago, Illinois. American Society of the Agricultural Engineering publication, 10-18.
- Fisher P., Abrahart R.J., Herbonger W.**, 1997 – The sensitivity of two distributed nonpoint source pollution models to the spatial arrangement of the landscape. Hydrological Processes, 11, 241-252.
- Flury M.**, 1996 – Experimental evidence of transport of pesticides through field soil. A review. Journal of Environmental Quality, 25, 25-45.
- Foster G.R., Lane L.J., Nowlin J.D., Laflen J.M., Young R.A.**, 1980 – A model to estimate sediment yield from field sized areas :developmentof model. CREAMS : a field sized model for chemical, runoff and erosion from agricultural management systems. USDA, Knisel W.G. ed., Washington DC, 1, 36-64.
- Fournier J.**, 1988 – Chimie des pesticides. Editions Culture et Techniques (Nantes), 351 pp.
- Frere M.H., Onstad C.A., Holtan H.N.**, 1975 – ACTMO, an agricultural chemical transport model. ARS-H-3. USDA-ARS. Washington DC, 54 p.
- Gendreau N., Longhini M., Combe P.M.**, 1998 – Gestion du risque et méthode Inondabilité : une perspective socio-économique. Ingénierie Eau-Agriculture-Territoire, Cemagref Editions, Anthony, 14, 3-15.
- Geoman**, 1997 - Visual DEM France. CD-ROM PC. Geoman S.A. La grande ferme du château de Lanniron, 29000 Quimper.
- Gillet H., Clément M., Choisy A.M., Seux R.**, 1995 - Evaluation du niveau de contamination des eaux de surface par les produits phytosanitaires. Journal Européen d'Hydrologie, 26 (1), 57-82.
- Girardin P.**, 1997 – Evaluation de la durabilité d'une exploitation agricole au moyen d'indicateurs agro-écologiques. Actes du colloque Interactions entre agriculture et environnement, 2 avril 1997, Paris, 58-62.
- Goh K.S., Hernandez J., Powell S.J., Garretson C., Troiano J., Ray M.; Greene C.D.**, 1991 - Enzyme immunoassay for the determination of atrazine residues in soil. Bulletin of Environmental Toxicology, 46, 30-36.
- Gouy V.**, 1993 – Contribution de la modélisation à la simulation du transfert des produits phytosanitaires de la parcelle agricole vers les eaux superficielles. Thèse Université Louis Pasteur Strasbourg-ENITRTS-Cemagref. 350p.

Gouy V., Gril J.J., Laillet B., Garon-Boucher C., Dubernet J.F., Cann C., 1996 – Etude du transfert des produits phytosanitaires sur les bassins versants et modélisation. Séminaire National Hydrosystèmes, Groupe Français des Pesticides « Produits phytosanitaires, processus de transfert et modélisation dans les bassins versants », Nancy, 22-23 mai 1996, Cemagref-DICOVA éd., 89-103.

Grémy L., 1994 - Agriculture et environnement : interdépendances. Revue de l'Agence de l'Eau Adour-Garonne, Hors-série Agriculture et Environnement, Toulouse, 3-11.

Guarini P., 1998 - Fidélité du dosage de quelques produits phytosanitaires sur eaux propres. Techniques Sciences et Méthodes, Génie urbain, Génie rural, 9, 36-45.

Guerra L., Mooer I.D., Kalma J.D., Hoftee C., 1993 – Predicting spatially distributed evaporation using terrain, soil and land cover information. Exchange processes at the land surface for a range of space and time scales, Bolle H.J., Feddes R.A., Kalma J.D. ed., IAHS Publ., 212, 611-618.

Gustafson D.I., 1989 - Groundwater ubiquity score : a simple method for assessing pesticide leachability. Environmental Toxicology and Chemistry, 8, 339-357.

Harris G.L., Nicholls P.H., Bailey S.W., Howse K.R., Mason D.J., 1994 – Factors influencing the loss of pesticides in drainage from a cracking clay soil. Journal of Hydrology, 159, 235-253.

Hendry K.M., Richardson C.J., 1988 – Soil biodegradation of carbofuran and furathiocarb following soil pre treatment by these pesticides. Environ. Chem., 7, 763-774.

Heydel L., 1998 - Diagnostic et maîtrise des contaminations des eaux souterraines par les résidus d'atrazine. Thèse de l'Institut National Polytechnique de Lorraine, Nancy, 160 pp.

Hopkins L.D., 1977 – Methods for generating land suitability maps : a comparative evaluation. AIP Journal, October, 386-400.

Horvath R.S., 1972 – Cometabolisme of the herbicides 2,3,6-trichlorobenzoate by natural microbial populations. Bull. Environ. Contam. Toxicol., 7, 273-276.

IFEN (Institut Français de l'Environnement), 1998 – Les pesticides dans les eaux. Collecte et traitement des données. Etude et Travaux n°19, Paris, 188pp.

INSEE, 1990 – Recensement général de la population 1990, Population légale dans le Gers, Imprimerie Nationale, Paris, 11pp.

Insensee A.R., Nash R.G., Helling C.S., 1990 – Effect of conventionnal vs. No-tillage on pesticide leaching to shallow groundwater. Journal of Environmental Quality, 19, 434-430.

Jamet P., 1985 - Etude et modélisation de la cinétique d'adsorption des pesticides dans le sol. Les Colloques de l'INRA, n°31, 135-145.

Jayachandran K., Steinheimer T.R., Somasundaram L., Moorman T.B., Kanvar R.S., Coats J.R., 1994 – Occurrence of atrazine and degradates as contaminants of subsurface drainage and shallow groundwater. Journal of Environmental Quality, 23, 311-319.

Jenny H., 1980 - The soil Resource. Springer, New York, 377 pp.

Joignerez A., 1996 – Approche spatialisée des teneurs en nitrates à l'échelle du bassin versant. Mémoire de DEA SEEC (Sciences de l'Eau dans l'Environnement Continental), LCT Cemagref-ENGREF, Montpellier, 76pp.+ annexes.

Jouany J.M., Vaillant M., Blarez B., Cabridenc R., Ducloux R., Schmitt S., 1982 – Approach to Hazard Assessment by a Qualitative System based on Interaction between Variables. Proc. Symposium Chemicals in the environment "Chemical Testing and Hazard Ranking", 18-20 octobre 1982, Lynby. Copenhagen University and EEC.

Kalinsky R.J., Kelly W.E., Bogardi I., Ehrman R.L., Yamamoto P.D., 1994 – Correlation between DRASTIC vulnerabilities and incidents of VOC contamination of municipal wells in Nebraska. *Ground Water*, 32 (1), 31-34.

Kates R., 1970 – Natural hazard in human ecological perspective : hypotheses and models. *Natural Hazard Research Working Paper*, 14, University of Toronto, Department of Geography.

Kauark Leite L.A., 1990 – Réflexions sur l'utilité des modèles mathématiques dans la gestion de la pollution diffuse d'origine agricole. Thèse de doctorat de l'École Nationale des Ponts et Chaussées, Paris, 342 p. + annexes.

Kendall M.G., 1948 - Rank correlation method. Charles Griffin Company, London, 141 pp.

Kladivko E.J., Van Scoyoc G.E., Monke E.J., Oates K.M., Pask W., 1991 – Pesticides and nutrient movement into subsurface tile drains on a silt loam soil in Indiana. *Journal of Environmental Quality*. *Environ. Qual.*, 20, 264-270.

Klemeš V., 1986 – Dilettantism in hydrology : transition or destiny ? *Water Resources Research*, 22 (9), 177S-188S.

Knisel W.G., 1980 – CREAMS, a field model for chemical, runoff and erosion from agricultural management systems, Knisel W.G. Ed. USDA, Washington DC, Conservation Research Report n°26, 643 p.

Koskinen W.C., Harper S.S., 1990 – The retention process : mechanisms. Pesticides in the soil environment : processes, impacts and modelling. *Soil Science Society of America Book Series*, n°2, Cheng H.H., Denver, 51-78.

Kreuger J., Tornqvist L., 1998 - Multiple regression analysis of pesticide occurrence in streamflow related to pesticide properties and quantities applied. *Chemosphere*, 37, 2, 189-207.

Lafrance P., Gagné P., Banton O., 1997 – Exportation saisonnière d'herbicides vers les cours d'eau mesurée sur six champs agricole sous quelques pratiques culturales du maïs (Basses-Terres du St Laurent). *Rev. Sci. Eau*, 10 (4), 439-459.

Lafrance P., Gagné P., Banton O., 1998 – Impact de pratiques culturales de conservation sur les concentrations en herbicides drainées sous culture de maïs. L'eau et la fertilité des sols, deux ressources à gérer ensemble, IRD, Bulletin Réseau Erosion, 18, 506-516.

Larguier M., Michon P., 1994 – Un aperçu sur l'évolution des produits phytosanitaires. *Bulletin Technique d'Information*, Ministère de l'Agriculture et de la Pêche, Paris, 17, 12-21.

Laroche, A.M., Gallichand, J., 1995 – Analysis of pesticide residues in surface and groundwater of a small watershed. *Transaction of the American Society of the Agricultural Engineering*, 38 (6), 1731-1736.

Leavitt R.A., Kells J.J., Bunkelmann J.R., Hollingworth R.M., 1991 - Assessing atrazine persistence in soil following a severe drought. *Bulletin of Environmental Toxicology*, 46, 22-29.

Lebel T., 1990 - Le transfert d'échelle en hydrologie : concept ou confusion ? Séminfor 4 "Le transfert d'échelle", 4^{ème} séminaire informatique de l'ORSTOM, 11 au 13 septembre 1990, ORSTOM Edition.

Lee Wolfe N., Mingelgrin U., Miller G.C., 1990 – Abiotic transformations in water, sediment, and soil. Pesticides in the soil environment : processes, impacts and modelling. *Soil Science Society of America Book Series*, n°2, Cheng H.H., 103-168.

Leenheer J.A., Ahlrichs J.L., 1971 - A kinetic and equilibrium study of the adsorption of carbaryl and parathion upon soil organic matter surfaces, *Soil Science Society American Proceedings*, 35, 700-705.

Lentza-Rios C., 1996 - Determination of triazine residues in water : comparison between a gas Chromatographic Method and an Enzyme-Linked Immunosorbent Assay (ELISA). Bulletin of Environmental Contamination and Toxicology, 57, 413-420.

Leonard R.A., 1990 - Movement of pesticides into surface waters. Pesticides in the soil environment: processes, impacts and modelling. Soil Science Society of America Book Series, n°2, Cheng H.H., Denver, 303-349.

Longueval C., 1984 - Secteur de référence de Pauilhac ; études préliminaires au drainage des terres agricoles du département du Gers. Office National Interprofessionnel des Céréales, Institut National de la Recherche Agronomique, Cemagref, Tarbes, 56 p.

Maidment D.R., 1993 – GIS and hydrologic modeling. Environmental modeling with GIS. Oxford University Press, Goodchild M.F., Parks B.O., Steyaert L.T. ed., Oxford, 147-167.

Marcheterre L., Choudry G.G., Webster G.R.C., 1988 – Environmental photochemistry of herbicides. Reviews of Environ. Contam. Toxicol., 10, 61-126.

Maucuit I., 1997 – Projet « Bassin versant du Sousson ». Analyse préliminaire à la mise en œuvre d'un Système d'Information Géographique. Mémoire de Mastère SILAT (Système d'Informations Localisées pour l'Aménagement des Territoires) CACG, LCT Cemagref-ENGREF, Montpellier, 50pp.+annexes.

Merchant J.W., 1994 – GIS-based groundwater pollution hazard assessment : a critical review of the DRASTIC model. Photogrammetric Engineering and Remote Sensing, 60 (9), 1117-1127.

Mercier P., 1998 - Contribution méthodologique à l'étude des matières en suspension : Application au transfert particulaire en sol drainé. Thèse de doctorat de l'ENGREF, 198 pp.

Mestres R., 1997 – Protection des plantes et pesticides. Intérêts et limites de leur emploi. Note Direction Générale de l'Alimentation, Ministère de l'Agriculture et de la Pêche, Paris, 8pp.

Meybeck M., Ragu A., Pasco A., 1996 - Evaluation des flux de polluants dans les eaux superficielles. Introduction, Paramètres classiques et méthodologies de calcul des flux. Etude Interagences n°28, Agences de l'Eau Seine-Normandie, Ministère de l'Environnement, Université Paris VI, Orléans, 118 pp.

Ministère de la Coopération, 1997 - Mémento de l'adjoint technique des Travaux Ruraux. Editions du Ministère de la Coopération, Paris, 799pp.

Minshall N.E., 1960 - Predicting storm runoff on small experimental watershed. J. Hydraul. Div. Soc. Civ. Eng., 86, 17-38.

Montiel A., 1991 - La surveillance des résidus de pesticides dans les eaux ; possibilités offertes par les méthodes immunoenzymatiques. Analysis, 19 (2), 134-137.

Moore I.D., Turner A.K., Wilson J.P., Jenson S.K., Band L.E., 1993 – GIS and land-surface-subsurface process modelling. Environmental modelling with GIS. Oxford University Press, Goodchild M.F., Parks B.O., Steyaert L.T., Oxford, 196-230.

Munoz J.F., 1992 – Méthodologie d'étude des produits phytosanitaires. Etude d'un bassin versant viticole : l'Ardière (Beaujolais). Mise au point de méthodes analytiques de pesticides. Thèse de l'Université Claude Bernard Lyon I-Institut de chimie et biologie moléculaire. 175 pp.

Nash J.E., Sutcliffe J.V., 1970 - River flow forecasting through conceptual models, 1, A discussion of principles. Journal of Hydrology, 10, 282-290.

Navulur K.C.S., Engel B.A., 1998 – Groundwater vulnerability assessment to nonpoint source nitrate pollution on a regional scale using GIS. Transaction of the American Society of the Agricultural Engineering, 41 (6), 1671-1678.

Newcomer J.A., Szajgin J., 1984 – Accumulated thematic map errors in digital overlay analysis. *American Cartographer*, 11, 58-62.

Ng H.Y.F., Gaynor J.D., Tan C.S., Drury C.F., 1995 – Dissipation and losses of atrazine and metolachlor in surface and subsurface drain water. A case study. *Wat. Res.*, 29 (10), 2309-2317.

OCDE (Organisation de Coopération et de Développement Economiques), 1993 – Corps central d'indicateurs de l'OCDE pour les examens des performances environnementales. Rapport de synthèse du Groupe sur l'Etat de l'Environnement. OCDE monographies sur l'environnement, Paris, 83, 36 pp.

Oercke E.C., Dehne H.W., 1997 – Global crop protection and the efficacy of crop protection, current situation and future trends. *European Journal of Plant Pathology*, 103, 203-215.

Oléron P., 1977 – Le raisonnement. Presses Universitaires de France. 125 pp.

O'Neil R.V., De Angelis D.L., Walde J.B., Allen T.F.H., 1986 - A hierarchical concept of ecosystems. Princeton, NJ, University Press, 253 p.

Orlanski I., 1975 – A rational subdivision of scales for atmospheric processes. *Bull. Am. Meteorol. Soc.*, 56, 527-530.

Overcash M.R., Davidson J.W., 1980 – Environmental impact of nonpoint source pollution. *Ann. Arbor.Sci.*, 449 p.

Pantone D.J., Young R.A., Bulher D.D., Eberlein C.V., Kokinen W.C., Forcella F., 1992 – Water quality impacts associated with pre-and postemergence application of atrazine in maize. *Journal of Environmental Quality*, 21, 567-573.

Patty L., Gril J.J., Réal B., Masson E., Dabène E., 1994 – Dispositifs enherbés : des possibilités pour préserver la qualité des eaux superficielles. *Perspectives Agricoles*, 96, 90-95.

Patty L., Real B., Gril J.J., 1997 - The use of grassed buffer strips to remove pesticides, nitrate and soluble phosphorus compounds from runoff water. *Pesticide. Science.*, 49, 243-251

Pereira W.E., Rostad C.E., 1990 – Occurrence, distributions, and transport of herbicides and their degradation products in the lower Mississippi River and its tributaries. *Environ. Sci. Technol.*, 24, 1400-1406.

Pimentel D., 1995 – Amounts of pesticides reaching target pest : environmental impacts and ethics. *Journal of Agricultural and Environmental Ethics*, 8, 17-29.

Pinheiro A., 1995 – Un outil d'aide à la gestion de la pollution agricole : le modèle POLA. Thèse de doctorat de l'Institut National Polytechnique de Toulouse, 344 p.

Puech C., 1993 – Détermination des états de surface par télédétection pour caractériser les écoulements des petits bassins versants. Thèse de doctorat Université Joseph Fourier, Grenoble, 215 p.

Puech C., 1995 – Télédétection et modélisation hydrologique : quelle vision, quelle échelle, quels processus ? Télédétection et gestion des ressources en eau, Colloque FAO Cemagref, Montpellier, du 30 novembre au 1^{er} décembre 1995, 353-366.

Puech C., 2000 – Utilisation de la télédétection et des modèles numériques de terrain pour la connaissance du fonctionnement des hydrosystèmes. Habilitation à Diriger des Recherche, Université Joseph Fourier, Grenoble, 83 pp.+ annexes.

Rauzy S., Danjou J., 1992 - Comparaison de deux méthodes de dosage des triazines dans les eaux : chromatographie en phase gazeuse et méthode immunoenzymatique. *Journal Français d'Hydrologie*, 23 (2), 213-231.

Reme, L., 1992 – Incidence des épisodes pluvieux sur la qualité des ressources et l'alimentation en eau. *Water Supply*, 10, 187-196.

Renault D., Vedel S., 1993 – Approche SIG-modèle appliquée à la cartographie de la pollution diffuse d'origine agricole. Journées « SIG et Modèles », Laboratoire Commun de Télédétection Cemagref-ENGREF, 1^{er} décembre 1993, Montpellier.

Richards P.R., Baker D.B., 1993 - Pesticide concentration pattern in agricultural drainage networks in the lake Erie basin. *Environmental Toxicology and Chemistry*, 12, 13-26.

Rizet M., 1998 – Evolution des réglementations en matière de produits phytosanitaires. *Techniques Sciences et Méthodes, Génie urbain, Génie rural*, 9, 17-23.

Roche M., 1963 - Hydrologie de surface. ORSTOM, Gauthier-Villars Editeurs, Paris, 428 pp.

Rombau C., 1997 - Approche globale de la pollution par les nitrates. Etude de l'impact de l'organisation spatiale de l'occupation du sol sur le transfert des nitrates dans le réseau hydrographique d'un bassin versant du sud-ouest de la France : le bassin du Sousson. Rapport de fin d'étude d'ingénieur ENGEES, LCT Cemagref-ENGREF, Rombaud, 111 pp.

Schiavon M., Dousset S., Portal, J.M., Guimont H.P.H., 1996 - Etude du transfert par les eaux de drainage de divers produits phytosanitaires dans trois sols de Lorraine. Campagne 1994-1995. Rapport d'étude Agence de l'Eau Rhin-Meuse, CNRS, Institut Polytechnique de Lorraine, ENSAIA Nancy, Moulin-les Metz, 13 pp.

Schiavon M., Perrin-garnier C., Portal J.M., 1995 - La pollution de l'eau par les produits phytosanitaires : état et origine. *Agronomie*, 15, 157-170.

Schottler S.P., Eisenreich S.J., Capel P.D., 1994 – Atrazine, alachlor, and cyanazine in a large agricultural river system. *Environ. Sci. Technol.*, 28, 1079-1089.

Sébillotte M., 1999 – Agriculture et risques de pollution diffuse par les produits phytosanitaires. Les voies de la prévention et les apports de l'expérience Ferti-Mieux. *La Houille Blanche*, 3 (4), 144-149.

Seux, R., Clement, M., Quinio, J., Sauvaget G., 1984 – Approche des facteurs influençant le transfert du lindane des zones d'épandage vers les eaux superficielles. Actes du Symposium international sur l'écotoxicologie terrestre, Les Arc (Savoie, France), 12-14 décembre 1984, 409-424.

Sexton K., Selegan S.G., Wagener D.K., 1992 – Estimating human exposures to environmental pollutants : availability and utility of existing data bases. *Arch. Environ. Health*, 47, 398-407.

Seybold C.A., Sweeny M.C.K., Lowery B., 1994 - Atrazine adsorption in sandy soils of Wisconsin. *Journal of Environmental Quality*, 23, 1291-1297.

Shannon C.E., Weaver W., 1962 - The mathematical theory of communication. USA, Urbana, University of Illinois Press.

Sharom M.S., Miles J.R.W., Harris C.R., Mc Ewen F.L., 1980 – Behaviour of twelve insecticides in soil and aqueous suspension of soil and sediment. *Water research*, 14, 1095-1100.

Siegel, S., 1956 - Nonparametric statistics for the behavioral sciences. McGraw-Hill Book Company, New York, 312 pp.

Silvy C., 1995 – Quantifions le phytosanitaire II. *Courrier de l'environnement de l'INRA*, 25, 80-91.

Sklash M.G., Farvolden R.N., 1979 – The role of the groundwater in storm runoff. *Journal of Hydrology*, 43, 45-65.

SOGREAH, 1985 - Manuel du technicien du Génie Rural. Travaux sur un périmètre d'irrigation. Editions du Ministère des Relations Extérieures, de la Coopération et Développement, Paris, 391 pp.

Southwick L.M., Willis G.H., Bengtson R.L., Lormand T.J., 1990a – Atrazine and metolachlor in subsurface drain water in Louisiana. *Journal of Irrigation and Drainage Engineering*, 116 (1), 16-23.

Southwick L.M., Willis G.H., Bengtson R.L., Lormand T.J., 1990b – Effect of subsurface drainage on runoff losses of atrazine and metolachlor in southern Louisiana. *Bull. Environ. Contam. Toxicol.*, 45, 113-119.

Spalding R.F., Snow D.D., Cassada D.A., Burbach M.E., 1994 – Study of pesticide occurrence in two closely spaced lakes in northeastern Nebraska. *Journal of Environmental Quality*, 23, 571-578.

Stamer J.K., Swanson R.B., Jordan P.R., 1994 - Atrazine in spring runoff as related to environmental setting in Nebraska, 1992. *Water Ressources Bulletin*, 30 (5), 823-831.

StatSoft, 1997 - STATISTICA pour Windows [Manuel d'aide en ligne]. StatSoft France. 72, quai des Carrières. 94220 Charenton-le-Pont.

Steenhuis T.S., 1979 - Simulation for the action of soil and water conservation practises in controlling pesticides. Sect. 7 dans D.A. Haith et R.C. Loehr Ed., 1979.

Tasli S., Ravanel P., Tissut M., Garino B., 1996 - Atrazine movement and dissipation in a sandy loam soil under irrigation : an immunoenzymatic study. *Bulletin of Environmental Contamination and Toxicology*, 56, 359-366.

Taylor A.W., Spencer W.F., 1990 – Volatilization and vapor transport processes. Pesticides in the soil environment : processes, impacts and modelling. *Soil Science Society of America Book Series*, n°2, Cheng H.H., 213-270.

Thebe B., 1995 - Support de cours. DEA "Sciences de l'Eau dans l'Environnement Continental", Laboratoire d'Hydrologie, ORSTOM, Montpellier, 77 pp

Thurman E.M., Meyer M., Pomes M., Perry C.A., Schwab A.P., 1990 - Enzyme-Linked Immunosorbent Assay compared with gas chromatography/mass spectrometry for the determination of triazine herbicides in water. *Anal. Chem.*, 62, 2043-2048.

Tim U.S., Jolly R., 1994 – Evaluating agricultural nonpoint source pollution using integrated geographic information systems and hydrologic/water quality model. *Journal of Environmental Quality*, 23, 25-35.

Tomassone R., Lesquoy E., Millier C., 1983 - La régression : nouveaux regards sur une ancienne méthode statistique. INRA, actualités scientifiques et agronomiques. Masson, Paris, 180 pp.

Toriel C., 1998 – Approche par télédétection de la circulation de l'eau sur un bassin versant en vue de la construction d'un indicateur de pollution agricole. Application au bassin versant du Sousson (Gers). Mémoire de DEA SEEC (Sciences de l'Eau dans l'Environnement Continental), LCT Cemagref-ENGREF, Montpellier, 94pp.+ annexes.

Tournayre J.C., 1998 – Produits phytosanitaires et qualité de l'eau. *Techniques Sciences et Méthodes, Génie urbain, Génie rural*, 9, 63-68.

Triplett G.B.Jr., Conner B.J., Edwards W.M., 1978 – Transport of atrazine and simazine in runoff from conventionnal and no-tillage corn. *Journal of Environmental Quality*, 7, 77-84.

Tsihrintzis V.A., Hamid R., Fuentes H.R., 1996 – Use of Geographic Information Systems (GIS) in water ressources : a review. *Water Resources Management*, 10, 251-277.

U.I.P.P., 1999 - L'homologation des produits de protection des plantes. 7 pp.

U.I.P.P., 2000 - Rapport annuel 1999. Assemblée générale du 06 juin 2000. 31 pp.

Van der Werf H., 1996 – Assessing the impact of the pesticides on the environnement. Agriculture, Ecosystems and Environment, 60, 81-96.

Viné P., 1997 – Identification de l'hétérogénéité spatio-temporelle des comportements hydrologiques. Apport de la télédétection satellitale. Application aux bassins versants du Réal Collobrier (France) et de la Mare d'Oursi (Burkina-Faso). Thèse de doctorat de l'Institut National Polytechnique de Grenoble. 285p.

Voltz M., Lennartz B., Andrieux P., Louchart X., Roger L., 1996 – Transfert de produits phytosanitaires dans un bassin versant cultivé méditerranéen : analyse expérimentale et implication pour la modélisation. Séminaire National Hydrosystèmes, Groupe Français des Pesticides « Produits phytosanitaires, processus de transfert et modélisation dans les bassins versants », Nancy, 22-23 mai 1996, Cemagref-DICOVA éd., Anthony, 116-126.

Wade H.F., York A.C., Morey A.E., Padmore J.M., Rudo K.M., 1998 – The impact of pesticide use on groundwater in North Carolina. Journal of Environmental Quality, 27 (5), 1018-1026.

Wauchope R.D., 1978 – The pesticide content of surface water drainage from agricultural fields : a review. Journal of Environmental Quality, 7, 459-472.

Wauchope R.D., 1985 - Adsorption-desorption kinetics of atrazine and linuron in freshwater-sediment aquaous slurries. Journal of Environmental Quality, 14, 1, 132-136.

Wauchope R.D., Leonard R.A., 1980 – Maximum pesticide concentrations in agricultural runoff. A semiempirical formula. Journal of Environmental Quality, 9, 665-672.

Weber J.L., Lavoux T., 1994 – Réflexion sur les critères de définition et de choix des indicateurs d'environnement. Notes et méthodes IFEN, 3, 56 pp.

Williams R.J., Brooke D.N., Matthiessen P., Mills M., Turnbull A., Harrison R.M., 1995 - Pesticide transport to surface waters within an agricultural catchment. Water and Environmental Management : Journal of the Institute of Water and Environmental Management, 9 (1), 72-81.

Wonnacott T.H., Wonnacott R.J., 1991 - Statistique, Economica 4^{ème} édition, Paris, 919 pp.

Wood E.F., 1995 - Heterogeneity and scaling land-atmospheric water and energy fluxes in climate systems. Space and time scale variability and interdependancies in hydrological process. International Hydrological Series. Feddes R.A. (ed.), Cambridge University Press, Cambridge, 3-19.

Wood E.F., Sivapalan M., Beven K., Band L., 1988 - Effects of spatial variability and scale with implications to hydrologic modeling. Journal of Hydrology, 102, 29-47.

Woods, R., Sivapalan, M., Duncan M., 1995. Investigating the representative elementary area concept : an approach based on field data. Hydrol. Process., 9, 291-312.

Young R.A., Onstad C.A., Bosch D.D., Anderson W.P., 1987 – AGNPS : Agricultural nonpoint source pollution model. A watershed analysis tool. Conserv. Res. Rep. 35. USDA-ARS, Washington, DC.

Zimmer D., 1995 – Drainage, assainissement agricole et crues : un débat qui reste d'actualité. Géomètre, 7, 36-39.

Liste des figures :

Figure 1.1 : Schéma général de la directive 91/414/CEE (d'après UIPP, 1999)

Figure 1.2 : Dispersion des produits phytosanitaires dans l'environnement.

Figure 1.3 : Etapes de qualification d'eau suivant le SEQ-Eau (Système d'Evaluation de la qualité des Eaux)

Figure 1.4 : Répartition géographique des présomptions de contamination par les produits phytosanitaires des eaux superficielles et taux de détection par molécules d'après les données du RNB 1997 (IFEN, 1998).

Figure 1.5 : Modèle Pression-Etat-Réponse.

Figure 1.6 : Etude de la pollution des eaux d'un bassin versant au moyen d'indicateurs.

Figure 1.7. : Représentation du risque : cas général (a), risque naturel (b), risque en santé environnementale (c).

Figure 1.8 : Classements des risques naturels et technologiques (d'après Kates (1970) cité par Bailly, 1994).

Figure 1.9 : Paradigme de la santé environnementale (Sexton, 1992).

Figure 1.10 : Les apports en produits phytosanitaires à l'environnement (CORPEN, 1998)

Figure 2.1 : Représentation spatiale suivant des niveaux d'organisation.

Figure 2.2 : Définition du système et des variables (Beck, 1983 d'après Kauark Leite, 1990).

Figure 2.3 : Protocole de mesure et structure de la modélisation du transfert de pollution suivant une approche temporelle.

Figure 2.4 : Domaine d'application de quelques modèles de simulation de pollution diffuse d'origine agricole par les produits phytosanitaires.

Figure 2.5 : Protocole de mesure et structure de la modélisation du transfert de pollution suivant une approche spatiale.

Figure 2.6 : Processus hydrologiques suivant plusieurs niveaux caractéristiques d'échelle d'espace et de temps (d'après Blösch et Sivapalan (1995), Orlanski (1975), Dunne (1978), Anderson and Burt (1990)).

Figure 2.7 : Objet d'étude et discipline suivant l'échelle d'espace et de temps (d'après Dooge, 1986).

Figure 2.8 : Intensité de pluie mesurées toutes les minutes et toutes les cinq minutes (Ferreira et Smith, 1988)

Figure 2.9 : Pollution épisodique et pollution chronique, échelle d'observation et exemples de paramètres explicatifs.

Figure 3.1 : Situation géographique : France, bassin Adour-Garonne, bassin du Sousson.

Figure 3.2 : Influences climatiques et isohyètes annuelles, établies sur la période 1961-1981, sur le département du Gers

(d'après Chambre d'Agriculture du Gers, 1996, source Météo-France).

Figure 3.3 : Contexte hydrogéologique du département du Gers : coupe hydrogéologique schématique du bassin aquitain (d'après BRGM, 1991).

Figure 3.4 : Coupe géologique à Masseube (d'après Des Lignéris, 1992).

Figure 3.5 : Géomorphologie du département du Gers

Figure 3.6 : Plan schématique du système Neste (d'après Bourla, 1994).

Figure 3.7 : Réseau hydrographique extrait de la carte IGN 1/25.000 et découpages en bassins versants

Figure 3.8 : Réseaux hydrographiques extraits de la carte IGN 1/25.000, drains d'assainissement agricole et fossés de route reconnus sur photographies aériennes 1/30.000 et vérifiés sur le terrain.

Figure 3.9 : Altitudes et pentes d'après le MNT 75m

Figure 3.10 : Différents réseaux hydrographiques générés à partir du MNT 75 m en fonction du seuil de surface amont choisi

Figure 3.11 : Etapes de la création du plan toposéquence

Figure 3.12 : Plan pédologie d'après la carte pédologique au 1/50.000 (CACG, 1965).

Figure 3.13 : Profil des sols de boulbènes (d'après CACG, 1965)

Figure 3.14 : Méthode de classification à la parcelle pour la mise à jour de l'occupation du sol.

Figure 3.15 : Séparabilité des thèmes à classer : histogrammes bi-dimensionnels entre les trois canaux de l'image SPOT du 03 août 1997.

Figure 3.16 : Schématisation des règles de décision pour affecter le thème Maïs à une parcelle.

Figure 3.17 : Position des parcelles en maïs en 1995, 1996, 1997, 1998 et représentation des rotations sur ces parcelles

Figure 3.18 : Découpage communal sur le bassin versant du Sousson.

Figure 3.19 : Analyse des Correspondances Multiples des données parcellaires : Plan factoriels suivant les deux premières dimensions, regroupement des modalités et typologie de parcelles.

Figure 3.20 : ACP Bassins versants : Position des variables et des individus dans le plan factoriel formé par les deux premiers axes. Typologie des bassins versants.

Figure 3.21 : ACP données communales : Position des variables dans le plan factoriel formé par les deux premiers axes.

Figure 3.22 : ACP données communales dans le département du Gers : Typologie des communes suivant leurs coordonnées sur l'axe 1 et l'axe 2.

Figure 3.23 : Rang SIRIS et quantités vendues des principales matières actives par grands bassins versants en 1995-1996, ventes en herbicide du maïs rapportées aux surfaces en maïs (d'après Chambre d'Agriculture du Gers, 1997).

Figure 3.24 : Ventes de produits phytosanitaires sur le bassin versant du Sousson en 1995-1996 et 1996-1997.

Figure 4.1 : Localisation des points de prélèvement du suivi DDASS et bassins versants correspondants.

Figure 4.2 : Concentrations en alachlore, atrazine, simazine et lindane relevées par la DDASS 32 dans les cours d'eau gersois de 1994 à 1997.

Figure 4.4 : Calcul de la surface en maïs par bassin versant à partir des recensements communaux.

Figure 4.5 : Résultats de l'ACM sur les concentrations mesurées par la DDASS 32 au printemps de 1994 à 1997. Coordonnées des modalités dans le plan formé par les dimensions 1 et 3.

Figure 4.6 : Représentation des concentrations mesurées par la DDASS 32 au printemps de 1994 à 1997 en fonction de l'indice de pluie antérieure de Kohler et de la surface en maïs sur le bassin à l'amont du point de mesure.

Figure 4.7 : Régressions linéaires sur les concentrations en atrazine et simazine mesurées par la DDASS 32 entre 1994 et 1997 en fonction du temps après application.

Figure 4.8 : Contexte général et dates de prises d'échantillons

Figure 4.9 : Répartition spatiale des points de prélèvement pour les campagnes de printemps 1997 et 1998.

Figure 4.10 : Cas des campagnes de printemps : pluie journalière, débit à l'exutoire du Sousson et dates de prélèvements.

Figure 4.11 : Répartition des surfaces et des pourcentage de surface en maïs sur les sous-bassins versants indépendants pour les années 1997 et 1998.

Figure 4.12 : Répartition spatiale des prélèvements pour les campagnes d'automne-hiver 1997 et 1998.

Figure 4.13 : Hydrogrammes à Pavie, exutoire général du Sousson, pour les campagnes de mesures hivernales.

Figure 4.14 : Débits moyens journaliers à la station de Pavie pour les années hydrologiques 1995-1996, 1996-1997, 1997-1998.

Figure 4.15 : Débits moyens journaliers à la station de Pavie classés et débits caractéristiques pour les années hydrologiques 1995-1996, 1996-1997 et 1997-1998.

Figure 4.16 : Débit et débits spécifiques normés en fonction de la surface drainée pour toutes les dates de mesure 330 mesures au cours de 4 campagnes.

Figure 4.17 : Débits spécifiques normés sélectionnés (une seule valeur par bassin) et écarts types pour des groupes de 5, 10 et 20 valeurs de débits spécifiques normés en fonction de la surface drainée.

Figure 4.18 : Indices de Shannon et écarts types relatifs à la topographie (Htopos), la pédologie (Hsol) et à l'occupation du sol identifiée en 1996 (Hos96) pour les différentes unités hydrologiques du bassin du Sousson.

Figure 4.19 : Indices de topographiques moyens et écarts types en fonction de la surface du bassin versants.

Figure 4.21 : Comparaison des mesures de concentration en atrazine par chromatographie en phase gazeuse (CPG) et par kit immunoenzymatique (ELISA).

Figure 4.22 : Fréquences d'apparition cumulées des concentrations en atrazine pour les différentes campagnes de mesures

Figure 4.23 : Cartographie des concentrations en atrazine relevées au cours de la campagne de décembre 1997.

Figure 4.24 : Indices de scores spatiaux pour le printemps 1998 calculés suivant deux découpages en classes.

Figure 4.25 : Fréquences d'apparition cumulées des flux d'atrazine pour les différentes campagnes de mesures.

Figure 5.1: Gestion du risque de transfert de produits phytosanitaires vers les eaux à l'échelon parcellaire

Figure 5.2 : Résultats des régressions log-linéaires entre flux en atrazine et surfaces en maïs pour les différentes campagnes de mesures.

Figure 5.3 : Graphiques des résidus réduits au modèle log-linéaire en fonction du régresseur.

Figure 5.4 : Modèles de flux d'atrazine en fonction de la surface en maïs obtenus par régression pour les différentes campagnes de mesures.

Figure 5.5 : Ecart aux modèles généraux de flux d'atrazine en fonction de la surface du bassin versant.

Figure 5.6 : Débits, concentrations et flux d'atrazine observés et simulés le long du Sousson. Campagnes de printemps 1998.

Figure 5.7 : Débits, concentrations et flux d'atrazine observés et simulés le long du Sousson. Campagnes de décembre 1997, mars 1998 et avril 1999.

Figure 5.8 : Flux d'atrazine observés et simulés à l'exutoire des sous-bassins versants établis en rive-gauche du Sousson. Campagnes du printemps 1998, de décembre 1997, de mars 1998 et d'avril 1999.

Figure 5.9 : Comparaison des réseaux hydrographiques extrait de la carte IGN 1/25.000 et du MNT 75 m (avec un seuil sur la surface amont drainée de 10 ha).

Figure 5.10 : Distance euclidienne d'une unité de surface en maïs au cours d'eau : courbe d'efficacité, partition de l'espace, définition des zones contributives. Cas d'un sous-bassin du Sousson.

Figure 5.11 : Schéma de calcul de l pente et valeurs pour la totalité des sous-bassins en rive gauche du Sousson.

Figure 5.12 (a) : Corrélation entre Smaïs (d) et flux en atrazine. Cas de tous les bassins.

Figure 5.12 (b) : Corrélation entre Smaïs (d) et flux en atrazine. Cas des bassins pentus.

Figure 5.12 (c) : Corrélation entre Smaïs (d) et flux en atrazine. Cas de bassins plats.

Figure 5.13 : Mise en évidence du réseau de fossé. Cas d'un bassin : buffers autour du réseau hydrographique extrait de la carte IGN 1/25.000 et au tour du réseau de fossés.

Figure 5.14 : Analyse en Composantes Principales sur les types de sols et la variable Intensité.

Figure 6.1 : Le problème de pollution diffuse d'origine agricole des eaux de surface par les produits phytosanitaires en fonction des niveaux d'organisation.

Figure 6.2 : Synthèse des résultats obtenus sur l'identification des facteurs de transfert d'atrazine à l'échelle du bassin versant

Liste des tableaux :

Tableau 1.1 : Pertes potentielles et réelles dues aux maladies, ravageurs, et mauvaises herbes en 1991-1993 pour quelques grandes productions dans le monde et par grandes régions (d'après Oerke et Dehne, 1997)

Tableau 1.2. Répartition mondiale des produits phytosanitaires par classe et par culture en pourcentage (d'après F.A.O., 1993).

Tableau 1.3. Législation communautaire ayant trait aux produits phytosanitaires (d'après Agences de l'Eau, 1997).

Tableau 1.4. : Taux de détection et fréquence d'apparition de la concentration maximale (en %) globaux pour 14 sous-bassins du bassin Loire-Bretagne sur la période 1990-1996 (d'après Agence de l'Eau Loire-Bretagne, 1998).

Tableau 1.5 : Propriétés requises pour un indicateur (d'après OCDE, 1993).

Tableau 1.6 : Variables d'exposition considérées et choisies pour la classification des substances actives phytosanitaires par la méthode SIRIS. Cas des eaux superficielles.

Tableau 1.7 : Variables d'effet choisies pour la classification des substances actives phytosanitaires par la méthode SIRIS. Cas des eaux superficielles et souterraines.

Tableau 2.1. : Exemples de protocole de mesure adapté au suivi de bassin versant suivant une approche temporelle.

Tableau 2.2. : Processus intégrés et exemples d'équations utilisées dans les modèles de simulation du transfert des produits phytosanitaires conceptuels à structure modulaire (d'après Gouy, 1993 ; Kaurk Leite, 1990).

Tableau 3.1 : Surfaces contrôlées par les bassins versants indépendants et emboîtés le long de la rivière principale.

Tableau 3.2 : Répartition des différents types de sol sur le bassin versant du Sousson

Tableau 3.3 : Répartition générale de l'occupation du sol en pourcentage de surface sur le bassin versant du Sousson pour 1995 et 1996.

Tableaux 3.4 : Répartition de l'occupation du sol parcellaire entre deux années consécutives en fonction du précédent cultural.

Tableau 3.5 : Modalités retenues pour les parcelles agricoles.

Tableau 3.6 : Modalités parcellaires regroupées suivant une table de Burt.

Tableau 3.7 : ACM sur les données parcellaires : Valeurs Propres et Inertie de toutes les dimensions.

Tableau 3.8 : ACM sur les données parcellaires : Coordonnées des modalités et contribution à l'inertie.

Tableau 3.9 : ACP bassins versants : Tableau des Valeurs Propres.

Tableau 3.10 : Dictionnaire des variables utilisées dans l'analyse des données communales.

Tableau 3.11 : ACP données communales : Tableau des Valeurs Propres.

Tableau 3.12 : Résultats de l'enquête auprès des agriculteurs : principales molécules utilisées en traitement de désherbage de base et doses d'application.

Tableau 4.1 : Bornes du découpage en classes isofréquence pour les mesures de printemps de 1994 à 1997.

Tableau 4.2 : ACM sur les données DDASS : Valeurs Propres et Inertie de toutes les dimensions

Tableau 4.3 : ACM sur les données DDASS 32 : Coordonnées des modalités et contribution à l'inertie.

Tableau 4.4 : Contexte pluviométrique les jours de prélèvement d'échantillons.

Tableau 4.5 : Débits mesurés lors des campagnes de mesures à la station de Pavie rapportés aux débits caractéristiques de l'année hydrologique correspondantes.

Tableau 4.6 : Résultats des régressions linéaires entre débits en rivière et surface amont drainée ($Q = a.S + b$) pour les 23 campagnes de mesure.

Tableau 4.7 : Proportions de faux positifs et de faux négatifs par le dosage immunoenzymatique de triazines en référence à des mesures par chromatographie en phase gazeuse rapportées par Rauzy et Danjou (1992).

Tableau 4.8 : Concentration pour les différentes molécules de triazine ou leurs métabolites pour obtenir 50% d'inhibition (Montiel, 1991 d'après Thurman et al., 1990).

Tableau 4.9 : Risque de se tromper en classant un échantillon par rapport à la norme de potabilité calculer à partir de mesures par kits ELISA interlaboratoires (d'après Guarini, 1998).

Tableau 4.10 : Spécificité du test

Transia Plate (Diffchamb S.A.).

Tableau 4.11 : Caractéristiques générales des concentrations en atrazine mesurées au cours des différentes campagnes.

Tableau 4.12 : Fréquences de dépassement de plusieurs valeurs seuils pour les points de prélèvements systématiquement échantillonnés.

Tableau 4.13 : Indices de Score Spatiaux (ISS) calculés à partir de 4 et 5 classes de concentrations pour les différentes campagnes de mesures.

Tableau 4.14 : Indices de Score Temporels (IST) calculés à partir de 4 classes de concentrations pour différentes dates de mesures sur un groupe stables de bassins.

Tableau 4.15 : Caractéristiques générales des flux d'atrazine mesurés au cours des différentes campagnes.

Tableau 5.1 : Coefficients de corrélation non-paramétriques entre flux en atrazine et surface en maïs. Cas où tous les bassins sont pris en compte.

Tableau 5.2 : Coefficients de corrélation non-paramétriques entre flux en atrazine et Intensité de la culture en maïs. Cas de tous les sous-bassins.

Tableau 5.3 : Coefficients de corrélation non-paramétriques entre flux en atrazine et Intensité de la culture en maïs. Cas des sous-bassins classés pentus.

Tableau 5.4 : Coefficients de corrélation non-paramétriques entre flux en atrazine et Intensité de la culture en maïs. Cas des sous-bassins classés plats.

Tableau 5.5 : Ajustement aux données de flux mesurés sur les bassins plats en décembre 1997 et mars 1998.

Annexe :

Colin F, Puech C., De Marsily G, 2000. Relation between triazine flux, catchment topography and distance between maize field and the drainage network. *Journal of Hydrology*, 236, 139-152.

Relations between triazine flux, catchment topography and distance between maize fields and the drainage network

F. Colin^{a,*}, C. Puech^a, G. de Marsily^{b,1}

^aUMR “Systèmes et Structures Spatiaux”, Cemagref-ENGREF 500, rue J.F. Breton 34093, Montpellier Cedex 05, France

^bUMR “Structure et Fonctionnement des Systèmes Hydrauliques Continentaux”, Université P. et M. Curie 4, Pl. Jussieu 75252, Paris Cedex 05, France

Received 5 October 1999; revised 27 April 2000; accepted 19 June 2000

Abstract

This paper puts forward a methodology permitting the identification of farming plots contributing to the pollution of surface water in order to define the zones most at risk from pesticide pollution. We worked at the scale of the small agricultural catchment (0.2–7.5 km²) as it represents the appropriate level of organisation for agricultural land. The hypothesis tested was: the farther a field undergoing a pesticide treatment is from a channel network, the lower its impact on pollution at the catchment outlet.

The study area, the Sousson catchment (120 km², Gers, France), has a “herring bone” structure: 50 independent tributaries supply the main drain. Pesticide sales show that atrazine is the most frequently used compound although it is only used for treating maize plots and that its application rate is constant. In two winter inter-storm measurement exercises, triazine flux values were collected at about 30 independent sub-basin outlets.

The contributory areas are defined, with the aid of a GIS, as different strips around the channel network. The correlation between plots under maize in contributory zones and triazine flux at related sub-basin outlets is studied by using non-parametric and linear correlation coefficients. Finally, the most pertinent contributory zone is associated with the best correlation level.

A catchment typology, based on a slope criterion, allows us to conclude that in steep slope catchments, the contributory area is best defined as a 50 m wide strip around the channel network. In flat zones, the agricultural drainage network is particularly well developed: artificial drains extend the channel network extracted from the 1/25.000 scale topographic map, and the total surface area of the catchment must be taken to account. © 2000 Elsevier Science B.V. All rights reserved.

Keywords: Pesticide catchment; GIS artificial network

1. Introduction

The use of pesticides in western agriculture dates

back to the middle of the 19th century (Fournier, 1988). Since then, because of their intensive use, yields have increased and the demand for agricultural products has been satisfied. However, the pollution created by their use threatens both drinking water resources and the integrity of ecosystems. Therefore, there is a great demand for the reduction of pollution. The remedies lie in changes in the way that agricultural land is managed. The problem of agricultural

* Corresponding author. Tel.: +33-4-6754-8700.

E-mail addresses: francois.colin@teledetection.fr (F. Colin), christian.puech@teledetection.fr (C. Puech), gdm@ccr.jussieu.fr (G. de Marsily).

¹ Fax: +33-1-44-27-51-25.

non-point source pollution by pesticides must be taken from the field, the level of action, to the catchment, the level of control of the water resource.

Between these two spatial scales, different levels of organisation can be found. Fields, groups of fields, basins and main catchment, can be viewed together as nested systems (Burel et al., 1992). For each scale level, the main processes governing water movement and soluble pollutant transport are different, as are the variables characterising the system (Lebel, 1990): flow in macropores at local scale, preferential flow-paths at the hillslope scale, flows in connection with the repartition of different soils at the catchment scale, geology influence at the regional scale (Blösch and Sivapalan, 1995).

At the field level, an experimental approach can be used and the relative weight of each variable can be experimentally tested (Scheunert, 1996; Bengtson et al., 1990). The major factors that concern agricultural practices have been identified and many agricultural management indicators have been developed (Bockstaller et al., 1997).

Nevertheless, this approach cannot be applied at the catchment scale for several reasons: the need to measure the pollution and the environmental factors simultaneously, multiple measurement difficulties, the complexity of analysis. The variability of observations has temporal and spatial components. Rain induces pesticide leaching and therefore causes temporary high pesticide concentrations in the water; the closer the pesticide spreading date in the field is to the measurement, the greater the concentration levels (Seux et al., 1984; Reme, 1992; Laroche and Gallichand, 1995). The extensive use of Geographical Information System (GIS) has made it possible to analyse the impact on the pollution of the spatial characteristics of agricultural zones (Battaglin and Goolsby, 1996). But so far, the results of these experiments have only led to an approximate estimate of the risks (Tim and Jolly, 1994).

In order to progress in the search for ways to reduce pesticide pollution, it would be worthwhile to improve our assessment of how spatial structure and organisation affects the levels of pollutants measured. This paper presents the results of a study that concerns a particular aspect of the influence of spatial organisation on pesticide transfer: the effects of the distance between the cropland and the channel

network. The longer the distance between a cultivated field and a river, the greater the retention and degradation processes (Leonard, 1990; Belamie et al., 1997). One might therefore imagine that the greater the distance, the lower the pollution level. However, few studies have given a numerical value to the critical distance at which a field does not influence river pollution significantly. Usually, when dealing with risk zone definition, experts establish an arbitrary distance (Bouchardy, 1992). Our main goal is to determine through spatial analysis the critical distance from a hydrographic network. The zones most at risk from pesticides, including the plots, which contribute most of the pollution, can then be determined.

The study area, the Sousson catchment (Gers, France) has certain physical characteristics, which allows sampling of most of the independent sub-basins, defined here as agricultural production zones. Its particular morphology made the comparative study of the production zones possible. The method involves a statistical comparison between pollution measurements and spatial characteristics of the catchments. In order to establish the boundaries of the contributing areas, the pollution flux measured at the production zone outlet is compared to the land-cover, estimated within strips of variable width around the channel network. Results are shown and discussed from a mainly practical viewpoint.

2. The study area and collected data

2.1. Study area description

The study area is the Sousson catchment, in southwestern France (Gers). The Sousson River is a tributary of the river Gers. The catchment area is 120 km². The 32 km long hydrographic network has a 'herringbone' pattern: 53 sub-basins with fairly homogeneous surfaces areas ranging from 0.2 to 7.5 km² serve the central drain (Fig. 1).

The wide, gently sloping and heavily cultivated left bank, differs from the right bank, which is narrow, steep and mainly made up of forest and pastureland.

The Sousson catchment area is exclusively agricultural. There is no industry or settlement of more than 200 inhabitants. The two main crops cultivated are maize and winter wheat (17 and 15% of the catchment

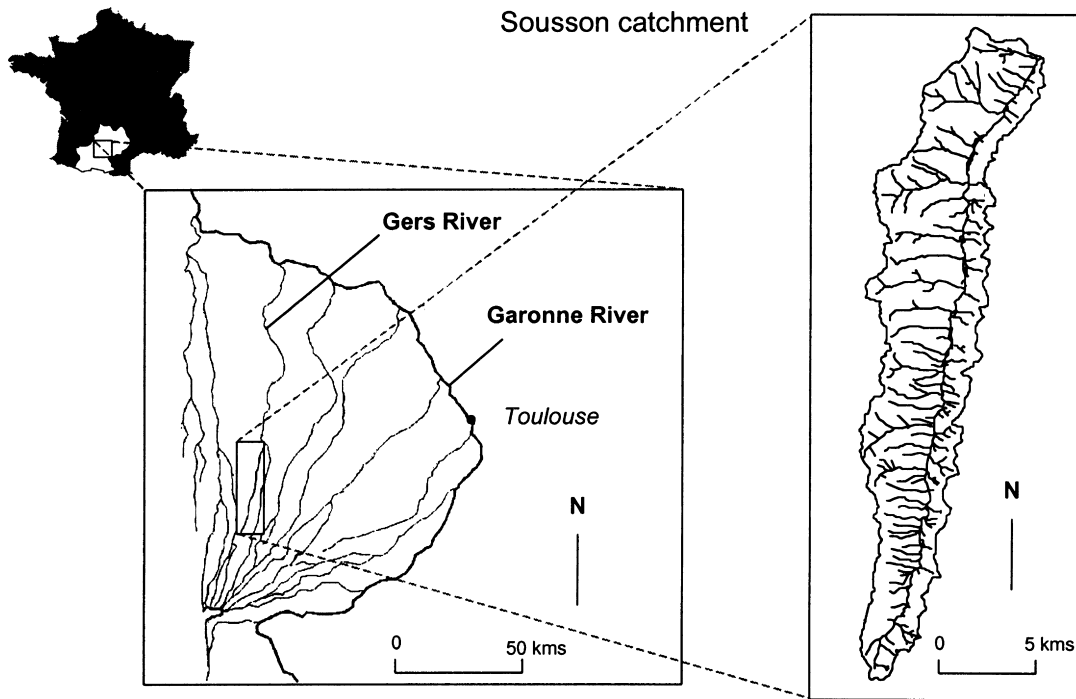


Fig. 1. Sousson catchment location map, Gers region, France.

surface area, respectively). The maize fields are usually situated, on the left bank, in the upstream middle of the catchment area, and along the main river.

There are two types of soil: a calcareous soil, which is quite permeable, and a non-calcareous soil called locally ‘boulbenes’ with an top limoneous layer and a lower silty layer. In order to avoid the stagnation of water in the upper layer caused by the silty impermeable layer, the fields on boulbene soil are artificially drained. Maize is cultivated for preference on this type of soil.

No significant aquifer has been found in the catchment, as the substratum is rather impervious (clays).

2.2. Collected data

2.2.1. Spatial data

A GIS was developed for the area, which contains the following information layers:

- the hydrographic network and the catchment boundaries digitized from 1/25.000 scale topographic map;
- a gridded Digital Elevation Model (DEM) of the zone providing landsurface slopes generated from DEM with a resolution of 75 m;
- the boundaries of cultivated fields digitized from aerial photos at scale of 1/15.000;
- landcover for both 1995 and 1996 was defined in detail in the study area. For 1997, landcover was identified by remote sensing. Knowledge of agricultural antecedents enhanced the classification of a SPOT (Satellite Pour l’Observation de la Terre) image. As a result, the maize areas for the entire Sousson catchment were determined for 1995, 1996 and 1997 (Fig. 2).

GIS functions are capable of determining the landcover of each catchment by intersecting the two information layers “landcover” and “catchment boundaries”, or defining a zone of constant width around the hydrographic network, which is called the buffer zone.

In order to evaluate the pesticide application rate, figures for local pesticide sales were collected. Atrazine, alachlor and glyphosate are the most commonly

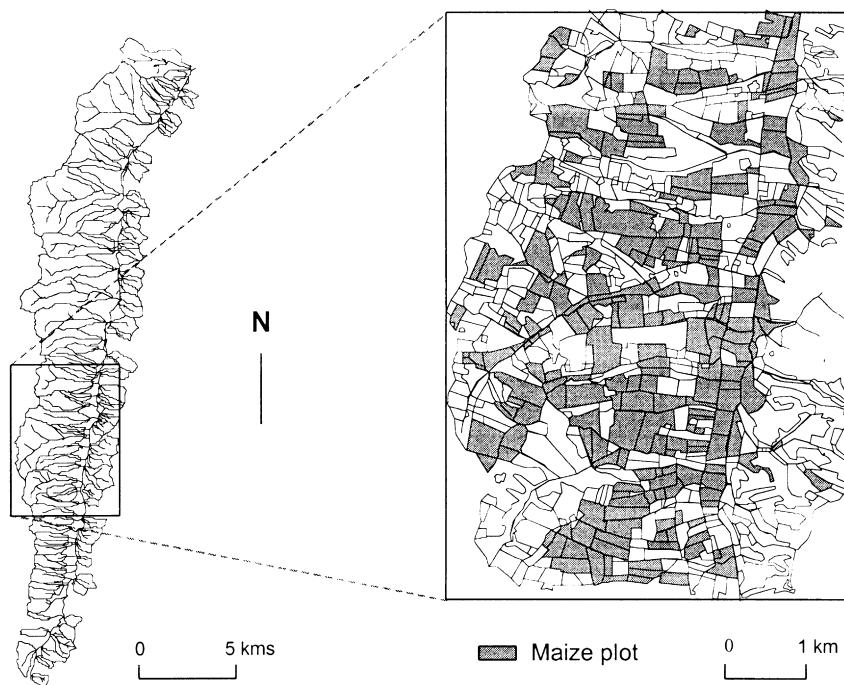


Fig. 2. Hydrographic network (topographic 1/25,000 map) and subcatchments, parcel limits and land-cover (example of maize plots).

used compounds, atrazine far outstrips the others triazines as the most frequently used product (ten times less simazine is sold). In this region, atrazine is only used in maize cultivation. The application rate (mass of atrazine sold/maize surface area) does not vary from one municipality to another.

To simplify the investigations, we chose to study the atrazine spread on maize plots in May. We assume that all the maize plots are treated with atrazine and that the application rate is uniform.

2.2.2. Water pollution data

Two series of measurements were made during the winter period: 23 sub-basins were sampled on December 3rd and 4th 1997, and 26 sub-basins were sampled March 17th to 19th 1998. Hence, the atrazine treatments were carried out 7 or 10 months before and the maize harvest was 1 and 4 months before the measurements were taken.

To obtain stable hydrological conditions, the chosen measurement dates coincided with decreasing flow as shown in Fig. 3. The same operator collected

the quality samples and gauged the river flow in order to limit measurement errors.

The triazine concentration was measured with an ELISA water test (Transia Plate PE 0737). This measurement technique is less accurate than the classical chromatography technique, but it permits a faster analysis of a large number of samples (Rauzy and Danjou, 1992; Lentza-Rios, 1996). As atrazine is the most widely commercialised triazine product in this region, we will consider that observed triazine concentrations are representative of atrazine concentrations.

December 1997 values, and March 1998 values were grouped together in order to assemble a large enough sample for statistical analysis (Fig. 4). The instantaneous triazine flux was obtained by multiplying the triazine concentration with the discharge value. As shown in Table 1, water flow in December 1997 was double that in March 1998, but the corresponding triazine flux are comparable.

2.2.3. Quality assurance

To control the quality of ELISA water-test measurements, each concentration was analysed

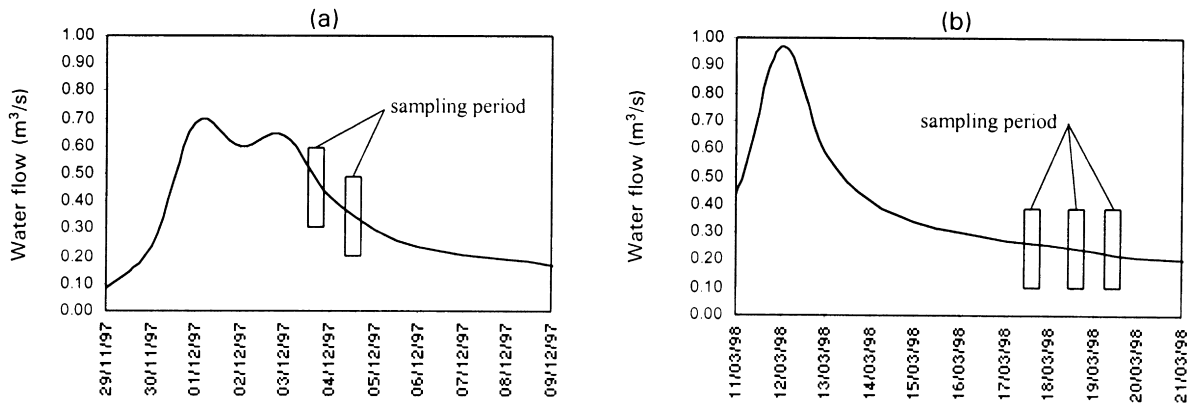


Fig. 3. Water flow at the outlet of the Sousson catchment and sampling period: (a) December 1997; (b) March 1998.

twice. A maximum difference of 20% is tolerated between two duplicate samples, the median error is 10%, and mean values are used. It is possible that ELISA measurement induces a consistent error by comparing with gas chromatography measurements (Tasli et al., 1996), but this bias is compensated by comparative reasoning on all the samples.

A few points were measured two or three times during the exercise in order to evaluate the daily variations during the sampling period. Table 2 shows that the flux variation between different days of a sampling period ranges from 2 to 49%. It is therefore possible to compare the different samples from the period in question. All the measurements from each period are then grouped together.

The uncertainty on the triazine flux is the sum of the uncertainty of discharge and concentration measurements. The uncertainty on the discharge measurements ranges from 15 to 20%. Therefore, the triazine flux value is given with a maximum uncertainty of 40%.

3. Method

To define the zones most at risk we tested how the distance to the river of the areas where pesticides are applied influence pollution levels. Thus, we have to determine the relative position of the hydrographic network and the contaminating plots.

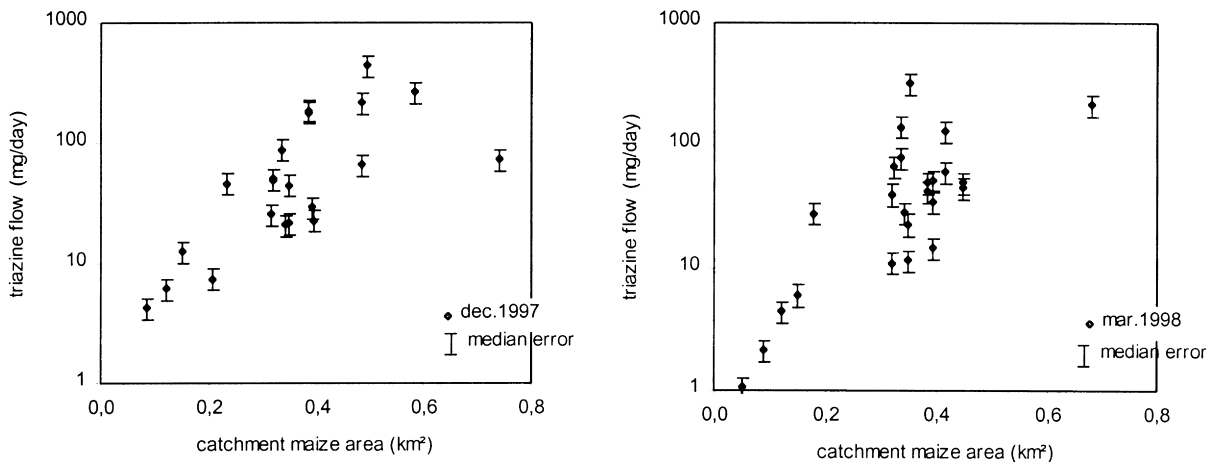


Fig. 4. Triazine flows measured at studied catchment outlet (December 1997 and March 1998).

Table 1
Water flow, triazine concentration and triazine flow measurements

| Surface catchment (km ²) | Water flow (l/s) | Triazine concentration (ng/l) | Triazine flow (mg/day) |
|--------------------------------------|------------------|-------------------------------|------------------------|
| December 1997 | | | |
| 0.28 | 0.9 | 92.2 | 7.5 |
| 0.36 | 1.0 | 146.7 | 12.7 |
| 0.38 | 1.0 | 49.1 | 4.2 |
| 0.50 | 3.7 | 682.6 | 218.2 |
| 0.50 | 4.9 | 69.7 | 29.5 |
| 0.52 | 1.4 | 50.7 | 6.1 |
| 0.53 | 6.4 | 46.0 | 25.4 |
| 0.53 | 10.0 | 512.3 | 442.6 |
| 0.53 | 4.3 | 120.8 | 44.9 |
| 0.53 | 1.8 | 139.4 | 21.7 |
| 0.56 | 0.2 | 0.0 | 0.0 |
| 0.59 | 16.3 | 127.4 | 179.5 |
| 0.59 | 9.4 | 229.4 | 186.3 |
| 0.59 | 3.1 | 85.1 | 22.8 |
| 0.61 | 1.1 | 0.0 | 0.0 |
| 0.68 | 5.5 | 139.4 | 66.3 |
| 0.87 | 36.0 | 85.1 | 264.6 |
| 1.46 | 12.0 | 49.0 | 50.8 |
| 1.46 | 5.7 | 100.5 | 49.5 |
| 1.94 | 11.0 | 22.2 | 21.1 |
| 3.20 | 12.0 | 44.6 | 46.2 |
| 4.00 | 26.0 | 39.3 | 88.3 |
| 7.09 | 74.0 | 11.5 | 73.4 |
| Mean | 10.8 | 123.6 | 80.9 |
| St. dev. | 15.9 | 157.7 | 106.3 |
| Max. | 74.0 | 682.6 | 442.6 |
| Min. | 0.2 | 0.0 | 0.0 |
| March 1998 | | | |
| 0.20 | 0.2 | 144.2 | 2.1 |
| 0.35 | 0.1 | 112.0 | 1.1 |
| 0.36 | 0.3 | 224.9 | 6.0 |
| 0.38 | 1.1 | 0.0 | 0.0 |
| 0.50 | 1.6 | 103.9 | 14.7 |
| 0.52 | 1.3 | 39.4 | 4.4 |
| 0.53 | 1.4 | 95.8 | 11.5 |
| 0.53 | 1.1 | 249.1 | 22.8 |
| 0.59 | 2.7 | 216.8 | 50.0 |
| 0.59 | 2.2 | 224.9 | 42.4 |
| 0.59 | 0.6 | 678.5 | 35.2 |
| 0.59 | 0.5 | 1214.2 | 51.4 |
| 0.78 | 1.0 | 785.6 | 67.9 |
| 0.80 | 1.3 | 249.1 | 28.0 |
| 1.46 | 3.3 | 39.4 | 11.1 |
| 1.46 | 3.2 | 144.2 | 40.1 |
| 1.94 | 4.6 | 71.6 | 28.3 |
| 2.10 | 5.6 | 103.9 | 49.8 |
| 2.10 | 5.1 | 103.9 | 45.5 |
| 2.70 | 10.6 | 233.0 | 214.0 |
| 2.74 | 18.2 | 144.2 | 227.1 |

Table 1 (continued)

| Surface catchment (km ²) | Water flow (l/s) | Triazine concentration (ng/l) | Triazine flow (mg/day) |
|--------------------------------------|------------------|-------------------------------|------------------------|
| 3.07 | 9.9 | 71.6 | 61.1 |
| 3.07 | 9.0 | 168.4 | 130.7 |
| 3.20 | 8.6 | 0.0 | 0.0 |
| 4.00 | 10.8 | 152.3 | 142.5 |
| 4.00 | 12.8 | 71.6 | 79.3 |
| 7.45 | 21.9 | 168.4 | 319.3 |
| Mean | 5.1 | 215.2 | 62.5 |
| St. dev. | 5.7 | 261.2 | 77.7 |
| Max. | 21.9 | 1214.2 | 319.3 |
| Min. | 0.1 | 0.0 | 0.0 |

In our case, the data on pollution is provided by triazine flux measurements taken at basin outlets and the potentially contaminating fields are maize plots.

3.1. Efficiency curve and spatial partition

The basic hypothesis is that the impact of the field as a contributor to pollution decreases the further it is from the channel network. Thus, there is a critical distance at which the field makes little contribution to outlet pollution. In other words, we assume that plot contribution to pollution level can be modelled through a decreasing efficiency curve. This hypothesis will be tested with a very simple curve: a step function. This curve is defined using only one parameter, the threshold limit distance, d , beyond, which a plot stops contributing to river pollution.

In practice, this hypothesis implies a three-step approach:

- determination of the location of the maize fields;
- definition of a buffer of width d , equal to the threshold distance and, which surrounds the channel network;
- determination of the contaminating fields inside these limits.

The fields define the contributing maize areas depending on the buffer width (Fig. 5). At this stage, GIS functionality is required, particularly for the buffer function.

Table 2

Variations between dates in a sampling period (CV: Coefficient of variation = Standard deviation/Arithmetic mean)

| Sampling period | Date | Triazine concentration (ng/l) | CV conc | Triazine flux (mg/day) | CV flux |
|-----------------|-------|-------------------------------|---------|------------------------|---------|
| December 1997 | | | | | |
| 1 | 03/12 | 49.0 | | 50.8 | 2% |
| | 04/12 | 100.5 | 49% | 49.5 | |
| 2 | 03/12 | 127.4 | | 179.5 | 3% |
| | 04/12 | 229.4 | 40% | 186.3 | |
| 3 | 03/12 | 120.8 | | 44.9 | 49% |
| | 04/12 | 139.4 | 10% | 21.7 | |
| March 1998 | | | | | |
| 1 | 17/03 | 152.3 | | 142.5 | 40% |
| | 18/03 | 71.6 | 51% | 79.3 | |
| 2 | 17/03 | 120.0 | | 99.0 | 43% |
| | 18/03 | 200.7 | | 159.7 | |
| 3 | 19/03 | 87.8 | 43% | 67.0 | |
| | 18/03 | 216.8 | | 50.0 | 12% |
| 4 | 19/03 | 224.9 | 3% | 42.4 | |
| | 17/03 | 103.9 | | 49.8 | 6% |
| 5 | 18/03 | 103.9 | 0% | 45.5 | |
| | 17/03 | 678.5 | | 35.2 | 27% |
| 6 | 18/03 | 1214.2 | 40% | 51.4 | |
| | 17/03 | 120.0 | | 6.9 | 11% |
| | 19/03 | 144.2 | 13% | 8.1 | |

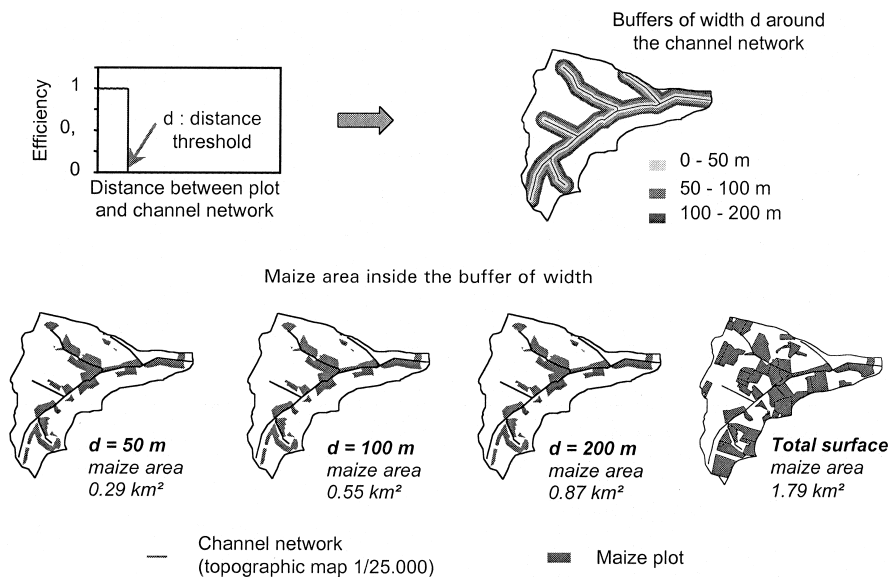


Fig. 5. Space partition around the channel network, contributing maize area.

3.2. Correlation between contributing area and pollution at the catchment outlet

We studied the correlation level between triazine flux measured at the catchment outlet and the different contamination contributing areas defined by strips of variable width. Three parameters are used to determine the correlation level (further information is provided on this point in Appendix A):

- The Kendall rank correlation coefficient (Siegel, 1956) τ gives a measure of the degree of association or correlation between two sets of ranks. It expresses the difference between the probability that the two data sets are ranked according to the same order and the probability that they are ranked according to a different order. If $\tau = 1(-1)$, a positive (negative) relation exists between the two data series, if $\tau = 0$, there is no relation between the two data series.
- The Spearman rank correlation coefficient R (Siegel, 1956) requires that individuals under study be ranked in two ordered series. As the Kendall coefficient τ , R expresses the existence of any one relation between two data series if its value is close to 1.
- The linear correlation coefficient r (Wonnacott and Wonnacott, 1991) expresses the intensity of a linear relation between two data series; r^2 is the part of the variance explained by the linear model.

The two first parameters evaluate if a relation exists between observed triazine flux and the different tested maize areas without hypothesis on the form of the relation. The linear correlation coefficient allows a special relation type to be tested. The squared value of the Spearman coefficient R , as the correlation coefficient r , expresses a part of total variance on the ranks. The Kendall coefficient represents the probability of two series being ranked in the same way against the probability of them being ranked in a different way. The use of non-parametric coefficients confers robustness to the method in relation to distributional skewing (Barringer et al., 1990).

The most significant correlation level corresponds to the most accurate threshold distance d . This distance d defines the zone for which the relation between fields undergoing atrazine treatment and tria-

zine flux is the highest. The buffer of width d will be defined as, “the zone most at risk”, even if plots outside this buffer zone may contribute in a small way to the pollution.

3.3. Catchment typology

The study of the slopes in the whole catchment shows a significant disparity between the upstream and downstream zones. The slopes in the upstream zone are gentle while those in the downstream zone are steep. In order to describe these morphological differences, the index I_{slope} threshold was calculated for each basin:

$$I_{\text{slope}} = S_{\text{slope} > 5\%} / S_{\text{total}} \quad (1)$$

where $S_{\text{slope} > 5\%}$ is the basin surface area where the slope is steeper than 5% and S_{total} the total surface area of the basin.

The 5% threshold slope was chosen because it represents the upper limit at which mechanised agriculture can still be practised.

The higher the I_{slope} , the greater the proportion of steep slope zones in the basin. In order to sequence basins, a limit of $I_{\text{slope}} = 0.5$ was chosen. This value corresponds to an equal part of flat and steep slope zones in a catchment. Furthermore, this typology separates the sampled basins into two groups of a comparable number of elements. This catchment typology shows a classification according to the position upstream and downstream in the Sousson catchment (Fig. 6).

4. Results

During the winter, in December 1997 and March 1998, water quality and discharge measurements were made to determine triazine flux. The network was digitized from the 1/25.000 scale topographic map. The buffers tested are 50 m, 100 m, and 200 m wide. The entire catchment corresponds to the maximum width, which is close to 500 m for the downstream group basins and 250 m for the upstream group, which has a more pointed shape. As it is noted by Barringer et al. (1990), the minimum used buffer width must be superior to that of the mapping unit. Here, maize field were determined using information provided by SPOT satellite imagery,

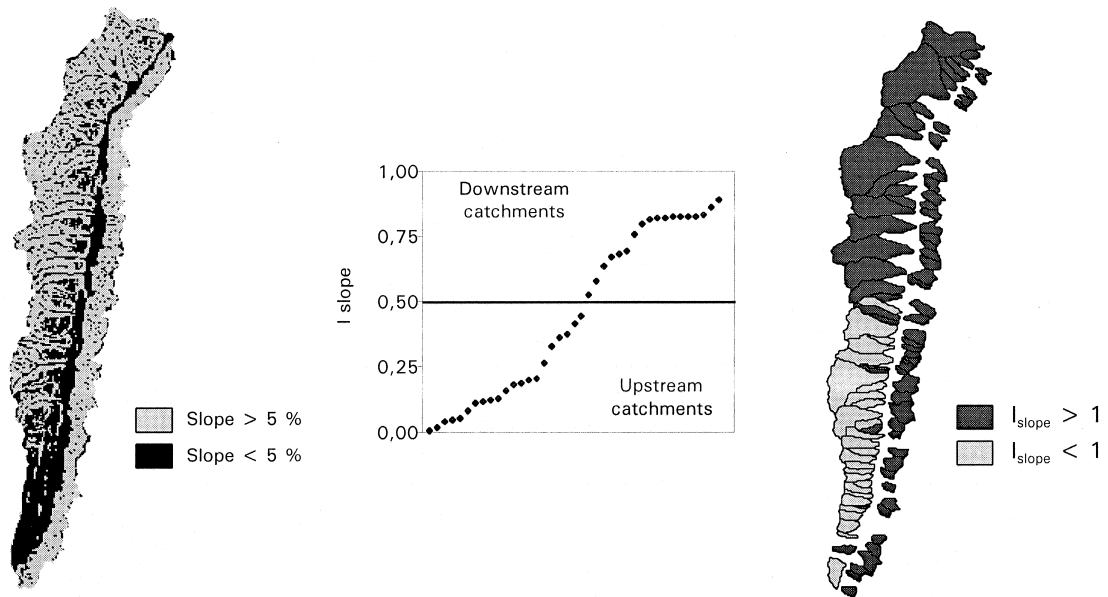


Fig. 6. Basin classification according to the slope criterion I_{slope} .

(resolution 20 m), with field boundary definition based on 1/10.000 aerial photos (1 mm on the map is equal to 10 m on field).

The area was divided into strips around the channel network. Then, the maize fields were put back into this division of space to obtain, for each basin, maize surface area within 50, 100 and 200 m of the hydrographic network, and within the whole catchment.

4.1. Study of the whole set of basins

Results of regressions for 23 catchment areas in December 1997 and 26 in March 1998, which include a Kendall rank correlation, a Spearman rank correlation and linear correlation coefficients are given with their significance level in Table 3. Calculated correlation coefficients do not seem to vary consistently as a function of the selected threshold distances: the

Table 3

Correlation coefficients between triazine flow and maize contributing area defined by an efficiency threshold. Whole set of basins ((0.13): confidence level)

| | December 1997 | | | | March 1998 | | | |
|-------------|----------------------------|--------------------------|--------------------|-------|----------------------------|--------------------------|--------------------|-------|
| | Kendall coefficient τ | Spearman coefficient R | Linear correlation | | Kendall coefficient τ | Spearman coefficient R | Linear correlation | |
| | | | r | r^2 | | | r | r^2 |
| $d = 50$ m | 0.55 (0.00) | 0.74 (0.00) | 0.50 (0.00) | 0.25 | 0.37 (0.01) | 0.49 (0.01) | 0.61 (0.00) | 0.37 |
| $d = 100$ m | 0.56 (0.00) | 0.75 (0.00) | 0.52 (0.00) | 0.27 | 0.37 (0.01) | 0.50 (0.01) | 0.52 (0.01) | 0.27 |
| $d = 200$ m | 0.67 (0.00) | 0.83 (0.00) | 0.61 (0.00) | 0.37 | 0.39 (0.00) | 0.52 (0.01) | 0.47 (0.02) | 0.22 |
| Total basin | 0.65 (0.00) | 0.80 (0.00) | 0.56 (0.00) | 0.31 | 0.45 (0.00) | 0.60 (0.00) | 0.52 (0.01) | 0.27 |

Table 4

Correlation coefficients between triazine flow and maize contributing surfaces defined by an efficiency threshold. Downstream basins ((0.13): confidence level)

| | December 1997 | | | | March 1998 | | | |
|-------------|-------------------------------|-----------------------------|-----------------------|-------|-------------------------------|-----------------------------|-----------------------|-------|
| | Kendall coefficient τ | Spearman coefficient R | Linear correlation | | Kendall coefficient τ | Spearman coefficient R | Linear correlation | |
| | | | r | r^2 | | | r | r^2 |
| $d = 50$ m | 0.86 (0.00) | 0.96 (0.00) | 0.83 (0.01) | 0.69 | 0.52 (0.01) | 0.64 (0.02) | 0.75 (0.00) | 0.56 |
| $d = 100$ m | 0.74 (0.01) | 0.87 (0.00) | 0.85 (0.00) | 0.72 | 0.33 (0.12) | 0.43 (0.14) | 0.53 (0.06) | 0.28 |
| $d = 200$ m | 0.69 (0.01) | 0.79 (0.01) | 0.79 (0.01) | 0.62 | 0.23 (0.28) | 0.25 (0.42) | 0.37 (0.22) | 0.14 |
| Total basin | 0.63 (0.02) | 0.76 (0.02) | 0.64 (0.06) | 0.41 | 0.41 (0.05) | 0.60 (0.03) | 0.44 (0.13) | 0.19 |

number of coefficients increase in all cases when the buffer area is enlarged with the exception of December where they decreased in number for the whole catchment area. Considering these results, one might think that the distance of the field from the river has no effect on the pollution. However, if upstream and downstream basins are separated, according to the slope criterion I_{slope} , the results are very different.

4.2. Study of the downstream basins

Regressions were carried out on nine basins in December 1997 and on 13 in March 1998, mean triazine concentrations are 42.0 and 123.0 ng/l, respectively. Results are shown in Table 4. Calculated correlation coefficients decrease when the strip width around the channel network increases. The best correlation levels are obtained for a distance d of 50 m (100 m for the linear correlation in December 1997). The Kendall and the Spearman correlation coefficients show the existence of a relation between maize area inside a 50 m wide buffer zone around the channel network and the triazine flux at the catchment outlet. The linear relation is quite adequate to model this variable association given that 69% of the total variance is explained in December 1997 and 56% in March 1998 considering that d equals 50 m. Results obtained for the two measurement dates are mutually coherent although differences exist. In December, whatever the value of d , the significance level is above the acceptance limit ($p > 5\%$). The relation

between maize area and triazine flux is optimal for d equal to 50 or 100 m but still exists for d equal to 200 m or considering the whole catchment surface area. The correlation between pollutant flux and maize areas far from the river can be explained by two ways. On the one hand, there is a correlation between the different maize areas (cf. Table 6). Indeed, if maize surface areas within different buffer zones were perfectly proportional, i.e. if linear correlation coefficients between the different maize surfaces areas were equal to one, no variation would be detected in the correlation coefficients between maize surface areas and triazine flux. The sets of basins studied were not exactly the same during the two measurement exercises. For December 1997, the level of correlation between the different maize surface areas is higher than for March 1998 (as it is shown in Table 6). This difference between the two series is partly responsible for the slow decrease in the number of correlation coefficients concerning distance d for December 1997. On the other hand, as it is shown in Fig. 3, December 1997 measurements were made during the falling limb of the hydrograph and thus we can assume that, in these hydrological conditions, the area contributing to pollution is larger and includes zones distant from the hydrographic network for the whole catchment area. However, in March 1998, in lower water level conditions, only correlations where d is equal to 50 m are significant at the 5% threshold.

We can conclude that the limit of 50 m is the most

Table 5

Correlation coefficients between triazine flow and maize contributing area defined by an efficiency threshold, Upstream basins ((0.13%): confidence level)

| | December 1997 | | | | March 1998 | | | |
|-------------|----------------------------|--------------------------|--------------------|-------|----------------------------|--------------------------|--------------------|-------|
| | Kendall coefficient τ | Spearman coefficient R | Linear correlation | | Kendall coefficient τ | Spearman coefficient R | Linear correlation | |
| | | | r | r^2 | | | r | r^2 |
| $d = 50$ m | 0.37 (0.07) | 0.58 (0.03) | 0.36 (0.20) | 0.13 | 0.38 (0.07) | 0.46 (0.11) | 0.50 (0.08) | 0.25 |
| $d = 100$ m | 0.43 (0.03) | 0.63 (0.02) | 0.41 (0.15) | 0.17 | 0.38 (0.07) | 0.46 (0.11) | 0.55 (0.05) | 0.30 |
| $d = 200$ m | 0.66 (0.00) | 0.84 (0.00) | 0.64 (0.01) | 0.41 | 0.51 (0.02) | 0.67 (0.01) | 0.67 (0.01) | 0.45 |
| Total basin | 0.70 (0.00) | 0.84 (0.00) | 0.62 (0.02) | 0.38 | 0.64 (0.00) | 0.77 (0.00) | 0.73 (0.07) | 0.53 |

appropriate to define the zones most at risk for the two monitoring periods — seven and ten months after the triazine applications — even if hydrological conditions are also important when defining the contribution of the other maize plots located on the whole catchment area.

4.3. Study of the upstream basin

Regressions were made on 14 catchments for December 1997 and 13 basins for March 1998, mean triazine concentrations are 177.9 and 314.6 ng/l, respectively. Results are shown in Table 5. The correlation coefficients become more numerous with strip width, while the opposite is true for the downstream basins. In most cases, the best results are obtained by considering the whole catchment area. The linear model is less accurate for the December data set ($r^2 = 38\%$) than the Spearman rank correla-

tion ($R^2 = 70\%$). It suggests an association between variables more complex than the linear relation does.

Field investigations provide the explanation of the difference between the two catchment groups. For upstream catchments, the hydrographic network taken as the reference is irrelevant. In this flat zone, the artificial drain network around each plot extends the channel network; thus, the real active network is denser than that of the topographic 1/25.000 map. Fig. 7 shows, for a particular catchment, the differences between the topographic 1/25.000 map network and the active one observed in the field. Moreover, this ditch network is connected with buried drains located under most of the fields in this upstream zone. The consequence is that each field is artificially connected with the catchment outlet.

This difference in optimal width between the upstream and downstream catchments is the consequence of man's activities on the flat upstream area.

Table 6

Correlation between maize areas depending on d . Case of downstream catchments (correlation is expressed by the linear correlation coefficient r)

| | December 1997 | | | | March 1998 | | | |
|--------------------|---------------|------|------|------|------------|------|------|------|
| | r | r | r | r | r | r | r | r |
| $d = 50$ m | 1.00 | | | | 1.00 | | | |
| $d = 100$ m | 0.98 | 1.00 | | | 0.93 | 1.00 | | |
| $d = 200$ m | 0.97 | 0.99 | 1.00 | | 0.80 | 0.94 | 1.00 | |
| Total surface area | 0.95 | 0.92 | 0.94 | 1.00 | 0.72 | 0.64 | 0.70 | 1.00 |

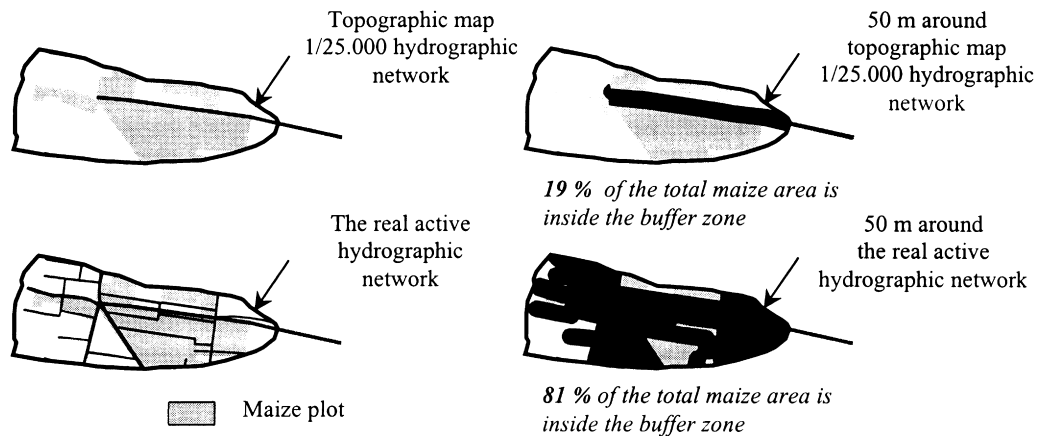


Fig. 7. IGN 1/25.000 and active hydrographic network observed in the field.

In this case, the total catchment surface area must be considered as a contributing area.

5. Discussion

We chose to take the measurements in winter because it is easier to compare triazine flux at the catchment outlets. In spring, which is the atrazine spreading period, the differences in flux could be due to differences in the application dates. We used instantaneous inter-storm triazine flux measurements to maximise the stability of the transfer processes (Woods and Sivapalan, 1995). Thus, our results do not necessarily apply to transfer during peak runoff. As the measurements were made between stormy periods our attention was focussed on the slow components of water movement such as subsurface runoff, drainage flow and water circulation in soil, where leaching favours the transport of soluble compounds such as atrazine. These conditions are not maximal from the point of view of instantaneous pollutant quantity export, but do represent a non-negligible quantity and this over long periods of the year. However, this was a way to acquire comparable data sets at several basin outlets. Moreover, with these data sets it is possible to integrate the spatial diversity and give the results in a form that can be generalised.

A simple model of contribution through buffers of stationary width around the hydrographic network was used, where each buffer defines a zone contributing to

pollution. The degree of correlation between the contributing areas and the pollution at the basin outlet was determined. The results show that a critical contribution distance cannot be defined for all basins studied. However, basin typology based on morphology criteria permitted the identification of two groups of basins. These basins have to be considered separately as their water movement characteristics are very different.

For the downstream basins, which have a marked relief, the channel is well defined by the network that figures on the 1/25.000 scale topographic map. The model identifies a critical contribution distance, which ranges from 50 to 100 m. Atrazine is little adsorbed by soil, very soluble and easily leached. In inter-storm periods, it is not surface runoff, which causes the water transfers but sub-surface runoff and the draining of local aquifers surrounding the hydrographic network. The area of strongest influence ranges from 50 to 100 m and gives a good representation of the zone where atrazine transport processes are active. This optimal distance should be determined for different climatic conditions and different periods of the agricultural year. Then we would know if the contributing area possesses temporal dynamics or if it remains stable.

The upstream basins have higher triazine concentrations. These areas are characterised by the high proportion of flat zones (slopes of less than 5%), and an artificial drainage network connecting each plot to the main drain in order to avoid flooding. Thus, each plot contributes to the pollution measured at the basin

outlet. The topographic 1/25.000 map network does not include this effect of the human intervention on the water circulation, and it is not pertinent in a drained region to evaluate the distance between cropland and the river.

How the hydrographic network is defined is critical to the success of this analysis. The initial choice was based on the network digitized from the 1/25.000 scale topographic map. The main benefit to be derived from using such a network is its availability, which allows us to easily transpose the methodology. It represents the perennial flow network, stable in time. But, from the point of view of water movement, it lacks locations of manmade drains that can accelerate the transport of solute pollution. From a practical point of view, it is preferable to study the farmland and identify zones with intensive artificial drainage before defining the boundaries of contributing areas around the channel network.

6. Conclusions

In order to reduce surface water pollution, the application of pesticides has to be controlled and agricultural practices must be such that they respect the environment. But the proper management of cropland must not be neglected either. The spatial organisation of fields has an impact on river pollution. The effect of the distance between fields contributing to the pollution and the channel network has been proven at least during lower flows several months after pesticide application. For basins with steep slopes, the most influential area are those near the channel network, between 50 and 100 m. However, this critical distance cannot be generalised to all the basins. In the case of intensive agricultural drainage by buried drains and ditches, the perennial flow network must be extended to include the artificial one and the entire catchment has to be considered as a contributing area.

Acknowledgements

We thank the CACG (Compagnie d'Aménagement des Coteaux de Gascogne) for helping to collect spatial data, the Chambre d'Agriculture du Gers for pesticides' sales data.

Appendix A

A.1. The Kendall rank correlation coefficient τ :

To calculate τ , we rank the data sets X and Y independently and we rearrange the order of the Y so that X ranks appear in natural order (i.e. 1, 2, ..., N). Then, we determine how many pairs of ranks in the Y set are in the correct order with respect to each other. If a pair of rank is in the correct order, it earns a score of +1, otherwise we assign to this pair a score of -1. S is the total score calculated for all possible pairs.

$$\tau = \frac{S}{(1/2)N(N-1)} \tag{A1}$$

To determine the significance level p , we test the zero hypothesis H_0 that the two variables under consideration are not associated in the population and that the observed value of τ differs from zero only by chance. If N is larger than 8, τ may be considered to be normally distributed, and we can calculate z :

$$z = \frac{\tau}{\sqrt{\frac{2(2N+5)}{9N(N-1)}}} \tag{A2}$$

By referring to the normal distribution, we obtain the probability of occurrence under H_0 of p .

A.2. The Spearman rank correlation coefficient R :

To calculate R , the N individuals are ranked according to two variables. Thus, we can measure the differences between d_i ranks:

$$d_i = X_i - Y_i \tag{A3}$$

and

$$R = 1 - \frac{6 \sum_{i=1}^N d_i^2}{N^3 - N} \tag{A4}$$

The significance level of R under the zero hypothesis H_0 , if N is larger than 8, may be tested by:

$$t = R \sqrt{\frac{N-2}{1-R^2}} \tag{A5}$$

This value is distributed as the Student variable t

with a degree of freedom of $(N - 2)$. Thus the associated probability under H_0 of any extreme value as an observed value of R may be determined by computing the t associated with that value and determining its significance t by referring to the table of critical values of t .

The linear correlation coefficient r :

$$r = \frac{\sqrt{\sum_{i=1}^N x_i y_i}}{\sqrt{\sum_{i=1}^N x_i^2 \sum_{i=1}^N y_i^2}} \quad (\text{A6})$$

The significance level associated with r is obtained in the same way as the Spearman rank correlation coefficient R .

References

- Barringer, T., Dunn, D., Battaglin, W., Vowinkel, E., 1990. Problems and methods involved in relating land use to ground-water quality. *Water Resources Bulletin* 26 (1), 1–9.
- Battaglin, W.A., Goolsby, D.A., 1996. Using SIG and logistic regression to estimate agricultural chemical concentrations in rivers of the midwestern USA. *Hydrogis 96: application of GIS in hydrology and water resources management*. Proceedings of the Vienna Conference, IAHS Publication no. 235, April 1996, pp. 253–260.
- Belamie, R., Calvet, R., Chassin, P., 1997. Les transferts sol-eau des produits phytosanitaires. In: INRA Editions, L'eau dans l'espace rural, Production végétale et qualité de l'eau, pp. 231–248.
- Bengtson, R.L., Southwick, L.M., Willis, G.H., Carter, C.E., 1990. The influence of drainage practices on herbicide losses. *Trans. ASAE* 33 (2), 415–418.
- Blösch, G., Sivapalan, M., 1995. Scale issues in hydrological modelling: a review. *Hydrological Processes* 9, 251–290.
- Bockstaller, C., Girardin, P., Van Der Werf, H., 1997. Use of agroecological indicators for the evaluation of farming system. *Eur. J. Agronomy* 7, 261–270.
- Bouchardy, J.Y., 1992. *Méthodologie pour la spatialisation des zones sensibles à la pollution par le phosphore à l'aide de la télédétection et des Systèmes d'Information Géographique*, PhD thesis, University of J. Fourier Grenoble, France.
- Burel, F., Baudry, J., Clergeau, P., Constant, P., Ebert, M.C., 1992. Approche spatiale des phénomènes écologiques: échelles et hiérarchie. *Bull. Ecol.* 23, 93–101.
- Fournier, J., 1988. *Chimie des pesticides*. Editions Culture et Techniques, Nantes, France, pp. 351–358.
- Laroche, A.M., Gallichand, J., 1995. Analysis of pesticide residues in surface and groundwater of a small watershed. *Trans. ASAE* 38 (6), 1731–1736.
- Lebel, T., 1990. Le transfert d'échelle en hydrologie: concept ou confusion. Proceedings of the Conference Semifor 4 "Le transfert d'échelle" ORSTOM Centre de Brest, pp. 147–156.
- Lentza-Rios, C., 1996. Determination of Triazine Residues in water: comparaison between a gas chromatographic method and an Enzyme-Linked Immunosorbent Assay (ELISA). *Bull. Environ. Contam. Toxicol.* 57, 413–420.
- Leonard, R.A., 1990. In: Cheng, H.H. (Ed.). *Pesticides in the soil environment: processes impacts and modelling*, Soil Sci. Soc. Am. Book Series 2 Soil Science Society of America, pp. 303–350.
- Rauzy, S., Danjou, J., 1992. Comparaison de deux méthodes de dosage des triazines dans les eaux: chromatographie en phase gazeuse et méthode immuno-enzymatique. *J. Fr. d'Hydrolog.* 23, 213–223.
- Reme, L., 1992. Incidence des épisodes pluvieux sur la qualité des ressources et l'alimentation en eau. *Water Supply* 10, 187–196.
- Scheunert, I., 1996. Methodologies to study the processes at different scales. Cemagref Editions, Proceedings of Séminaire National Hydrosystèmes, Groupe Français des Pesticides: Produits phytosanitaires processus de transfert et modélisation dans les bassins versants, Nancy, France, pp. 75–88.
- Seux, R., Clement, M., Quinio, J., Sauvaget G., 1984. Approche des facteurs influençant le transfert du lindane des zones d'épandage vers les eaux superficielles. Proceedings of Symposium international sur l'écotoxicologie terrestre, Les Arcs, Savoie, France, pp. 409–424.
- Siegel, S., 1956. *Nonparametric statistics for the behavioral sciences*, McGraw-Hill, New York.
- Tasli, S., Ravel, P., Tissut, M., Garino, B., 1996. Atrazine movement and dissipation in a sandy loam soil under irrigation: an immunoenzymatic study. *Bull. Environ. Contaminat. Toxicol.* 56, 359–366.
- Tim, U.S., Jolly, R., 1994. Evaluating agricultural non-point pollution using Geographic Information System and hydrologic/water quality model. *J. Environ. Qual.* 23, 25–35.
- Wonnacott, T.H., Wonnacott, R.J., 1991. *Statistique*, Economica 4ème édition, Paris.
- Woods, R., Sivapalan, M., 1995. Investigating the representative elementary area concept: an approach based on field data. *Hydrolog. Process.* 9, 291–312.