



HAL
open science

Comment préserver les cours d'eau tout en protégeant les cultures ?

P. Balland

► **To cite this version:**

P. Balland. Comment préserver les cours d'eau tout en protégeant les cultures ?. Cemagref Editions, pp.91, 2002, 2-85362-580-X. hal-02580421

HAL Id: hal-02580421

<https://hal.inrae.fr/hal-02580421v1>

Submitted on 6 Jul 2023

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.

PUB00010127

SIMA 2001
22 février 2001

Comment préserver
les cours d'eau
tout en protégeant les cultures ?



Comment préserver les cours d'eau
tout en protégeant les cultures ?

Actes du colloque

Paris – 22 février 2001

Comment préserver les cours d'eau tout en protégeant
les cultures ?

Actes du colloque organisé par le Cemagref. Paris, 22/02/2001.

Coordination de l'édition : Odile Hologne

Impression & façonnage : Ateliers Cemagref.

Vente par correspondance :

Publi-Trans, BP 22, 91167 Longjumeau Cedex 9.

Vente aux libraires :

Tec & Doc Lavoisier, 14 rue de Provigny, 94236 Cachan Cedex.

ISBN 2-85362-580-X. Dépôt légal : 1^{er} trimestre 2002 -

Prix : 18.29 € (120 F)

Sommaire

Introduction	7
Les conséquences biologiques des produits phytosanitaires dans les cours d'eau (Marc Babut, Patrick Flammarion, Jeanne Garric).....	9
Les facteurs clés de transfert des produits phytosanitaires vers les eaux de surface (Marc Voltz, Xavier Louchart)	27
Méthodes de réduction de la pollution des eaux de surface par les produits phytosanitaires aux échelles de la parcelle, De l'exploitation et du petit bassin versant agricoles (Véronique Gouy, Jean-Joël Gril)	49
La maîtrise des technologies de pulvérisation, facteur primordial pour la réduction de la pollution des milieux par les phytosanitaires (Bernard Bonicelli, Philippe Marchal)	65
Prévention de la contamination des eaux par les produits Phytosanitaires (Benoît Real).....	77
Conclusions	89
Table ronde : "Pouvoirs publics, chercheurs, industriels, agriculteurs : quelles solutions pour demain ?"	91

Colloque

Comment préserver les cours d'eau
tout en protégeant les cultures ?

How to preserve rivers while protecting crops ?

Paris – 22 février 2001

Président de séance
Pierre Balland – Président du CORPEN

Résumé :

Les produits phytosanitaires utilisés par l'agriculture posent des problèmes environnementaux et de gestion des eaux de surface destinées à la consommation. Leur devenir dans le sol et leur transfert dans les bassins versants sont liés aux conditions climatiques mais aussi à la nature du sol, des cultures et des pratiques agricoles. Pour mettre au point et développer des actions correctives, il est nécessaire de diagnostiquer et d'évaluer les risques de pollution.

Au cœur de cette problématique, le Cemagref a organisé un colloque dans le cadre du SIMA 2001. Les exposés et interventions des différents acteurs de la filière ont permis de mieux comprendre les effets des micro-polluants phytosanitaires sur la biologie des cours d'eau, et de cerner les facteurs clés du transfert des produits phytosanitaires vers les eaux de surfaces. Des méthodes de réduction des quantités de pesticides transférées dans les eaux de surface sont présentées. Elles concernent tant les techniques culturales et les aménagements de

parcelles que les technologies de pulvérisation. Ces exposés décrivant les phénomènes et facteurs aggravant ou limitant sont complétés par la présentation de la démarche de diagnostic du CORPEN qui vise à réduire les risques de pollutions des eaux par les produits phytosanitaires. La table ronde a permis de faire le point sur les aspects réglementaires et les mesures concrètes prises par les agriculteurs pour préserver l'environnement.

Abstract:

Crop protection products used in agriculture arise environmental problems as well as management problems of surface waters used for consumption purposes. Their evolution in soil and their transfer into water area catchments are not only linked to climatic conditions but also to the kind of soil, crops and agricultural techniques. Pollution risks should be diagnosed and estimated to develop corrective measures. Papers presented at a conference organized by Cemagref, at Sima 2001, allowed to better understand the effects of micro-pollutants on the biology of surface waters as well as to identify the key factors of the transfer of crop protection products into surface waters. Methods for reducing pesticide quantities in surface waters are put forward and both involve soil cultivation techniques and plot laying-out as well as spraying techniques. These papers were completed by the presentation of the diagnosis steps taken by the CORPEN in order to reduce water pollution risks by crop protection products. The round table allowed to focus on all the regulations under way and the real steps taken by farmers as far as environmental protection is concerned.

Introduction

Les hydrosystèmes en général et les cours d'eau en particulier sont sous la dépendance des bassins versants dont ils constituent le réceptacle.

Révélateurs des effets des activités conduites sur ces bassins, ils jouent potentiellement un rôle d'alerte, en particulier vis-à-vis des usages consommateurs de la ressource en eau.

Les produits phytosanitaires ou pesticides utilisés en agriculture ont pour objectif de protéger les organismes animaux et végétaux et les produits de ces organismes destinés à l'alimentation. Les différentes étapes qui vont de leur genèse à leur disparition plus ou moins programmée et plus ou moins rapide selon leur récurrence et leur persistance constituent autant de points d'accès pour la maîtrise des risques dont ils sont intrinsèquement porteurs.

Les techniques alternatives à leur utilisation constituent également des possibilités qu'il convient de raisonner sans parti pris.

Le colloque, accueilli sur une matinée dans l'enceinte du SIMA 2001, est centré sur l'optimisation des conditions de mise en œuvre des produits phytosanitaires en agriculture (substances, doses, organisation des sites, modalités d'application, ... bref, raisonnement général de leur emploi) au regard de leurs effets résiduels sur les écosystèmes d'eau courante, sur la base des connaissances scientifiques actuelles sur les transferts dans les eaux de surface.

Les conséquences biologiques des produits phytosanitaires dans les cours d'eau, présentées par Marc Babut, constituent une approche critique de la relation cause-effet entre un état, dont la caractérisation est multiparamètres, et la présence de produits chimiques nombreux et diversifiés. Elles constituent en quelque sorte le cadre qui motive les présentations suivantes sur les

techniques de réduction des transferts des produits phytosanitaires vers les cours d'eau.

La connaissance des facteurs clés du transfert des produits phytosanitaires, présentés par Marc Voltz, constitue l'assise de solutions correctives adaptées à chaque cas réel ; les aspects qualitatifs sont maintenant assez bien connus, l'analyse quantitative de ces facteurs reste encore largement à explorer au plan scientifique.

Les méthodes de réduction des quantités de produits phytosanitaires transférés vers les eaux de surface, présentées par Véronique Gouy, visent essentiellement à réduire les aléas aux échelles de la parcelle, de l'exploitation et du petit bassin versant agricole. Il en est de même du contrôle optimisé de la pulvérisation, présenté par Philippe Marchal, action porteuse d'amélioration par sa caractéristique d'intervention à la source.

Benoît Real analyse la vulnérabilité des sites d'application au travers d'une démarche diagnostique prenant en compte la culture, le travail du sol et la rotation (CORPEN¹, 1999).

Le croisement de l'aléa et de la vulnérabilité aboutit à la connaissance du risque qui est ici celui d'une contamination des eaux.

Pierre Balland
Président du colloque

¹ CORPEN : Comité d'orientation des pratiques agricoles respectueuses de l'environnement

Les conséquences biologiques des produits phytosanitaires dans les cours d'eau

Biological impacts of pesticides in freshwater courses

Marc Babut, Patrick Flammarion, Jeanne Garric
Unité de recherche Biologie des écosystèmes aquatiques
Cemagref, 3 bis, quai Chauveau, CP 220, 69336 Lyon Cedex 09
marc.babut@cemagref.fr

Résumé :

Les connaissances actuelles sur les conséquences biologiques que peuvent avoir les produits phytosanitaires dans les cours d'eau dépendent en premier lieu des moyens d'investigation disponibles. Les principaux moyens incluent les bioessais mono spécifiques, qui fournissent l'essentiel des données écotoxicologiques nécessaires à l'homologation des produits, et des approches plus complexes tels que micro ou mésocosmes et approches *in situ*. Les résultats des essais mono spécifiques sont entre autres utilisés, dans bon nombre de pays industrialisés, pour élaborer des critères de qualité des milieux. Par comparaison avec des mesures de concentrations dans ces milieux, on pourra ainsi dresser un premier constat sommaire de leur qualité, c'est à dire qu'on pourra faire une estimation grossière du risque pour l'écosystème récepteur. Il est également possible de procéder à une estimation plus quantitative des risques pour l'écosystème à l'échelle d'un territoire éventuellement très vaste, en comparant les distributions des données écotoxicologiques et des concentrations mesurées. Par rapport à ce type d'utilisation, l'évaluation des effets sur les écosystèmes aquatiques à partir de bioessais mono spécifiques soulève un certain nombre de questions d'ordre méthodologique, notamment sur l'adéquation des modalités d'exposition des organismes au cours des essais par rapport aux conditions rencontrées dans les rivières, et sur le fait qu'on étudie séparément des substances alors que la situation couramment rencontrée concerne plutôt des mélanges (mettant en jeu non seulement des phytosanitaires, mais aussi d'autres types de substances). D'autre part, certains types d'effet, potentiellement lourds de conséquences pour la viabilité à moyen terme des écosystèmes, ne sont pas assez bien décrits à l'aide des méthodes actuellement disponibles. Il paraît donc assez

difficile aujourd'hui de dresser un bilan précis, des conséquences biologiques des apports de phytosanitaires aux cours d'eau. Pour y parvenir, il faudra impérativement améliorer les moyens d'investigation, ce qui passe par une amélioration des scénarios d'exposition, et par une connaissance plus fine des mécanismes d'effet, notamment à dose faible, et des interactions.

Abstract:

The current knowledge about the biological impacts of pesticides in water courses is at first linked to assessment tools. They include single species bioassays, which provide most of the ecotoxicological data used in products registration, and more complex approaches, like micro or mesocosms and field studies. Among other uses, single species data are used in many industrialised countries for media quality criteria development. Then, simple comparisons of monitoring results with these criteria will allow to draw a first quality diagnosis, which is in fact similar to a rough risk estimate for the receiving ecosystem. More quantitative assessments are also possible at various geographic scales, by comparing bioassays results and monitored concentrations respective distributions. In this context, effect assessments solely relying on single species bioassays raise many methodological issues, including the relevance of exposure conditions in bioassays, as compared to those in rivers. Furthermore, pesticides are assessed separately, while the current situation in water courses involve mixtures, not only of pesticides. Moreover, available effect assessment methods (i.e. bioassays and other tools) do not allow to describe several types of sublethal effects, which are potentially dangerous for ecosystem reliability. It is thus rather difficult to draw an exhaustive picture of biological impacts of pesticides in water courses. Methodological improvements are desirable in various domains, including exposure conditions (scenarios), toxicity mechanisms (also at low concentrations levels) and interactions between chemicals.

Mots-clés : écosystèmes aquatiques, pesticides, évaluation des risques, bioessai, mésocosme, exposition

Keywords: freshwater ecosystems, pesticides, risk assessment, bioassay, mesocosm, exposure

Introduction

La préoccupation actuelle vis à vis des conséquences des produits phytosanitaires sur l'environnement, en particulier sa composante biologique, est assise sur plusieurs éléments. Citons en premier lieu les impacts bien documentés des insecticides organochlorés de première génération sur des espèces particulières ou des écosystèmes parfois très larges (cf. notamment (1972; 1974b; 1974a ; Berglind, 1984; Evans, 1991; Swartz, 1994; Donohoe, 1996). Ces premiers constats ont, entre autres conséquences, servi à justifier la mise en place de procédures réglementaires d'évaluation *a priori* des risques pour l'environnement, qui n'ont guère cessé de se renforcer depuis.

En second lieu, la preuve a été apportée progressivement d'une présence assez généralisée de produits phytosanitaires dans différents compartiments de l'environnement : sols, eaux tant souterraines que superficielles (IFEN, 2000). Les données disponibles concernent en premier lieu les pays industrialisés, où l'utilisation de ces produits est encadrée. Cette présence n'est pas en soi étonnante, compte tenu du but poursuivi et du mode d'introduction, en particulier pour les usages proprement agricoles. Elle soulève néanmoins des questions légitimes sur les effets induits à l'aval, tant en ce qui concerne les écosystèmes¹ en général et le maintien de leurs potentialités, que les usages de certaines de ses composantes (l'eau en premier lieu). Les conséquences de cette contamination généralisée de l'environnement sont multiples et de plusieurs ordres, notamment économique.

Ces observations sur la présence de résidus de composés phytosanitaires dans différents milieux adviennent dans un contexte réglementaire pourtant assez contraignant, tant à l'amont de leur introduction dans l'environnement [ce sont les

¹ Schématiquement, un écosystème inclut deux composantes, une "physique", le biotope (habitats, environnement physique) et une biologique, la biocénose (ensemble des espèces vivant dans le biotope considéré) in Fischesser B. and Dupuis Tate M.F. 1996. Le guide illustré de l'écologie. Editions de la Martinière Cemagref-Éditions Antony.

procédures d'homologation (par exemple directive européenne 91/414 CE)] qu'à l'aval, où l'objet des réglementations est plutôt de protéger en général des usages, au besoin en restreignant l'emploi de produits particuliers (1989). Dans ce contexte, le constat d'une présence généralisée de produits phytosanitaires dans l'environnement aquatique renvoie à la question de l'adéquation des politiques aux objectifs de protection affichés.

Cette communication a l'ambition de montrer les effets que peut induire la présence de ces composés dans les écosystèmes aquatiques, ce qui peut aider à orienter les réflexions sur les méthodes de maîtrise des transferts à mettre en œuvre, ou de vérifier leur pertinence.

Évaluer les effets passe nécessairement par le déploiement de moyens de mesure, qu'il faut donc au préalable brièvement passer en revue. A partir de là, on pourra examiner les types de conclusions qu'on peut tirer des données produites, et s'interroger sur ces conclusions, en particulier par rapport à l'objectif rappelé ci-dessus, d'orienter les choix de méthodes de réduction ou vérifier leur pertinence.

1. Moyens d'évaluation des effets sur l'écosystème

La première catégorie de moyens d'évaluation est constituée d'essais de toxicité. Il s'agit d'observations faites en laboratoire dans des conditions contrôlées (conditions de température, d'éclairement, de pH, d'oxygénation, de durée, etc.), sur quelques individus d'une seule espèce à la fois. Dans le cas du milieu aquatique, ces essais portent sur des algues unicellulaires, crustacés, poissons. D'autres espèces font également l'objet d'essais de ce type, comme les végétaux aquatiques (macrophytes). Les effets observés sont souvent des effets à court terme (principalement la mortalité), et moins fréquemment des effets à plus long terme (croissance, reproduction notamment). La bonne reproductibilité de ces essais, c'est à dire l'assurance qu'ils peuvent être pratiqués par de nombreux laboratoires, est obtenue par la normalisation des procédures.

Ces différents éléments (conditions contrôlées, normalisation) permettent d'obtenir une bonne comparabilité des résultats, et donc de garantir l'homogénéité de traitement des dossiers d'homologation (directive 91/414) ou plus généralement des dossiers d'évaluation des risques des substances chimiques (OCDE, 1987). En revanche, le réalisme de ces essais par rapport aux situations rencontrées dans l'environnement est évidemment très faible.

L'un des points sur lesquels les essais conventionnels de toxicité pêchent par manque de réalisme concerne les interactions entre espèces. Par exemple, un herbicide pourra ne montrer aucune toxicité directe sur les crustacés testés ; cependant, dans le milieu aquatique, les effets de cet herbicide sur les algues vont diminuer la quantité de nourriture disponible pour le même crustacé, et nuire, peut-être gravement, à son développement. Les microcosmes et mésocosmes, enceintes de dimensions variables où l'on introduit des assemblages d'espèces plus ou moins complexes, ont été proposés pour pouvoir observer ces interactions, et mieux comprendre les effets indirects des composés (Brockway, 1984 ; Pilson, 1990 ; OCDE, 1991 ; Crossland, 1991 ; ASTM, 1994 ; Breneman, 1994 ; Peither, 1996 ; Primary Producers, 1997 ; Lagadic, 1998). Dans ce type de dispositif, les conditions de réalisation des essais sont partiellement contrôlées. Bien évidemment, les études sont plus longues, et il n'est guère possible de standardiser les protocoles.

La troisième catégorie d'approche consiste à aller observer les effets directement sur le terrain. Il s'agit notamment de mesures biochimiques (analyse d'activités enzymatiques), ou biomarqueurs (Vindimian, 1989 ; Cairns, 1993 ; Depledge, 1993 ; Flammarion, 1998 ; Flammarion, 2000), et d'observation de la diversité et de l'abondance d'espèces indicatrices (invertébrés en général, mollusques, vers, larves d'insectes), communément désignées comme bio-indicateurs (Verneaux, 1982 ; Lafont, 1985). Les protocoles de mesure (biomarqueurs) ou d'observation (bio-indicateurs) peuvent être ou sont déjà normalisés (*cf.* entre autres (AFNOR, 1992)), mais les situations observées sont très variables ; les facteurs expliquant ces variations sont de plusieurs ordres et incluent des facteurs chimiques (matière organique, substances polluantes), et des facteurs physiques tels que

température, débit, modifications morphologiques (rectification des berges, enrochements, ...). Ces approches sont donc souvent complexes, et n'ont en outre pas la capacité prédictive des essais conventionnels ou des mésocosmes.

Le tableau 1 présente des résultats d'essais pour quelques substances. Les données sont tirées de la littérature et plus particulièrement d'une banque de données accessible en ligne². Les données présentées sont des "concentrations effectrices" ou "concentrations létales" pour 50 % des individus, pour des durées d'essai de 48 heures (daphnie) à 4 jours pour les poissons, soit des effets à court terme³. Les effets sur la croissance des algues représentent en revanche plusieurs générations, bien qu'il s'agisse d'essais de 3 à 4 jours.

Tout en se gardant de généralisations trop hâtives, on peut souligner plusieurs éléments :

pour une même substance, et une même espèce (par exemple l'atrazine, ou le diquat sur le poisson *Lepomis macrochirus* – crapet arlequin –), des CL50 différant de plusieurs ordres de grandeur selon les auteurs ;

- pour une même substance et deux espèces du même groupe d'organismes, par exemple l'aziphos-méthyl, ou le diquat dans une moindre mesure, et les poissons *Lepomis macrochirus* et *Ictalurus punctatus* (poisson chat), des CL50 également assez variables ;
- pour une même catégorie d'organismes, par exemple la daphnie, ou les poissons, des différences de sensibilité selon les substances qui peuvent s'expliquer par la catégorie d'usage, les herbicides étant dans l'ensemble moins toxiques que les insecticides.

² <http://www.epa.gov/ecotox>

³ par rapport à la durée de vie totale de ces organismes

Substances	Algues	Daphnie D. magna	Poisson I. punctatus	Poisson L. macrochirus
DDT	–	4.7	21.5	8.6
Azinphos-M	–	–	3290	22
Atrazine	21	3600	7600	8000 – 160000
Diquat	19	320	10000	14000 – 35000
Glyphosate	11.9	3000	9400	2000

Tableau 1 : Résultats d'essais de toxicité pour quelques substances phytosanitaires (CE30 ou CL50 en $\mu\text{g.l}^{-1}$)

Ces quelques exemples illustrent bien les difficultés inhérentes au choix des organismes tests dans une démarche équilibrée d'évaluation des risques.

2. Utilisation des données écotoxicologiques

À partir des données biologiques obtenues, plusieurs types d'utilisation peuvent être envisagés. Le premier, qui justifie d'ailleurs une part importante des essais réalisés, concerne l'homologation des substances phytosanitaires, qui conditionne leur mise sur le marché, assortie le cas échéant de contraintes d'usage. La procédure d'homologation en vigueur en Europe (directive 91/414 CE) recourt principalement à des essais de toxicité conventionnels, et plus rarement à des mésocosmes.

Un deuxième type d'utilisation, consiste à établir des critères de qualité de l'eau. A partir de la connaissance des effets toxiques provenant d'essais de toxicité, il s'agit d'établir une échelle d'aptitude du milieu aquatique à héberger des organismes plus ou moins variés et nombreux. Un exemple de ce type d'approche est présenté ci-dessous.

Un dernier type d'approche tente de réaliser une estimation du risque pour l'écosystème, en se basant selon les cas sur un éventail plus étendu de données biologiques.

2.1 Critères de qualité : exemple du SEQ-Eau

Le "Système d'évaluation de la qualité de l'eau" (SEQ-Eau) développé en France ces dernières années par le Ministère de l'Aménagement du territoire et de l'environnement et les Agences de l'eau (Oudin, 1999) distingue plusieurs altérations, qui sont représentées par des groupes de paramètres appartenant à un même type de pollution. Les substances phytosanitaires appartiennent ainsi à une même altération. Le SEQ-Eau est basé sur 5 classes de qualité, qui sont définies en référence à la structure (diversité des espèces) et à l'abondance (effectifs des espèces) des communautés aquatiques. Ces critères de diversité et d'abondance ont été retraduits en critères écotoxicologiques pour les substances phytosanitaires comme pour d'autres micro-polluants (figure 1), (Babut, 1997).

Classes d'aptitude à la vie aquatique

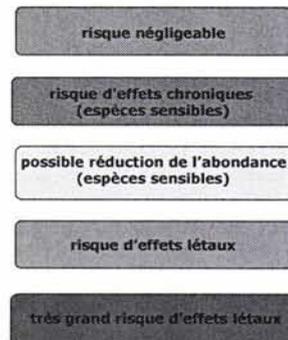


Figure 1 : Expression des classes de qualité en fonction du risque toxique

Pour chaque substance phytosanitaire suivie (ou susceptible de l'être) dans les réseaux de surveillance de la qualité des eaux superficielles, 4 seuils doivent donc être déterminés. Cela a été fait dans un premier temps pour 32 substances phytosanitaires, et un complément sur 28 autres est en cours. Le tableau 2 présente les seuils obtenus pour 3 substances (un herbicide, un insecticide et un fongicide), avec en regard les seuils de qualité pour l'usage "production d'eau potable".

Substances	Aptitude à la vie aquatique	Production eau potable
Atrazine	1 : 0.2 2 : 2 3 : 20 4 : 440	1 : 0.1 2 : - 3 : 0.5 4 : 2
Lindane	1 : 0.01 2 : 0.1 3 : 1.1 4 : 22*	1 : 0.1 2 : - 3 : 0.2 4 : 1
Tebuconazole	1 : 1 2 : 10 3 : 110 4 : 2000	1 : 0.1 2 : - 3 : - 4 : 2

Tableau 2 : Exemples de seuils de qualité dans le cadre du SEQ-Eau [(*) valeur provisoire ; (-) non déterminé] d'après (Oudin, 1999)

A titre d'exemple, la figure 2 présente le diagnostic de qualité de la Saône à Crêches (71) pour l'altération "pesticides"⁴. Ce diagnostic est possible lorsqu'au moins 10 mesures par an sont disponibles, ce qui n'est pas encore le cas de la station considérée pour l'année 2000 au moment de la réalisation de cette communication, puisqu'une partie des données n'est pas encore publiée (validation en cours). La classification est faite mois par mois, la qualité annuelle étant déterminée à partir de règles simples tenant compte du nombre de prélèvements : ici moins de 11, c'est la qualité du mois le plus défavorable qui détermine la qualité annuelle. Un indice est également calculé à partir des concentrations mesurées.

Sur la base de l'ensemble des mesures de composés phytosanitaires dans les cours d'eau (années 1997-98), les substances le plus fréquemment retrouvées (≥ 250 stations, 1047 prélèvements) sont, par ordre décroissant, l'atrazine, le diuron, le lindane, la simazine, l'isoproturon, le métolachlore, le mécoprop et l'alachlor (IFEN, 2000) ; selon cette source, 70 % des points de mesure sont classés "bon" à "très bon", et 30 % "passable".

⁴ <http://rdb.eaurmc.fr/pres/html/bassin.html>

Les diagnostics de qualité obtenus avec ce système donnent une vision pessimiste de la situation : il s'agit de fournir une évaluation dans les conditions critiques (en écartant toutefois les situations exceptionnelles). Ceci permet de faire un premier tri ; en revanche, dans la perspective de mesures concrètes de préservation ou de restauration des milieux, il est nécessaire de disposer d'évaluations plus précises des risques ou des impacts vis-à-vis des espèces aquatiques.

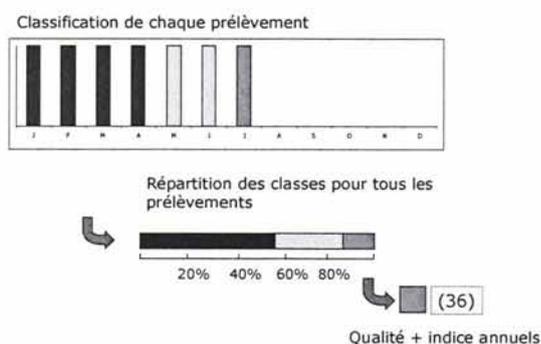


Figure 2 : SEQ-Eau, altération "pesticides" : exemple d'application

2.2 Estimation des risques pour l'écosystème

Le SEQ-Eau se présente comme une forme rudimentaire d'évaluation des risques, c'est à dire la confrontation de données sur les effets biologiques à des données d'exposition des organismes ; ce caractère rustique provient notamment de l'approche retenue pour déterminer les seuils de qualité et de la stratégie de prélèvement dans les stations de mesure.

Une évaluation plus quantitative du risque pour les espèces aquatiques présenté par une substance ou un groupe de substances paraît souhaitable soit pour affiner un premier diagnostic, soit le cas échéant dans un but prédictif, à condition de pouvoir décrire les conséquences de tel ou tel scénario de réduction des transferts sur les concentrations dans le milieu récepteur. Cette évaluation quantitative peut s'envisager à

plusieurs échelles, depuis le bassin versant jusqu'au niveau national, comme dans l'exemple présenté ci-après.

Solomon et coll. (1996) ont étudié les risques pour l'écosystème aquatique aux USA ; dans un premier temps, ils ont compilé l'ensemble des données de toxicité disponibles. Parallèlement, ces auteurs ont étudié les résultats d'analyses dans les eaux superficielles de zones de culture intensive du maïs. La caractérisation du risque consiste à comparer la distribution statistique des concentrations observées (terme exposition) à la distribution des effets. Le 90^{ème} percentile des concentrations mesurées (exposition) est inférieur de plus d'un facteur 10 au 10^{ème} percentile des effets à court terme ; la probabilité qu'une espèce aquatique soit soumise à une concentration toxique à court terme est donc très faible, ce qui signifie que le risque à court terme peut dans ce cas être considéré comme négligeable.

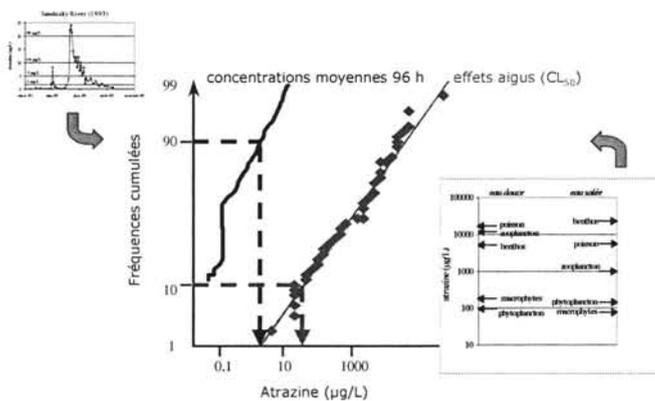


Figure 3 : Caractérisation du risque à court terme (atrazine/espèces aquatiques), d'après Solomon, 1996

Le risque à long terme (à l'échelle de temps des effets biologiques examinés) apparaît également négligeable, à l'exception d'un ou deux sites particuliers.

Plusieurs autres composés phytosanitaires ont été étudiés dans le même esprit, notamment Chlorpyrifos (Giesy, 1999), Diquat (Campbell, 2000), Glyphosate (Giesy, 2000).

3. Discussion

Cette approche d'évaluation des risques paraît être la plus intéressante parmi les utilisations possibles des connaissances sur les effets biologiques des composés phytosanitaires. Par conséquent, comme dans toute démarche scientifique, il faut s'interroger sur l'adéquation des données utilisées au but poursuivi. Plusieurs difficultés peuvent alors être identifiées, notamment en ce qui concerne la conception des bio-essais.

Ceux-ci sont réalisés en cherchant à maintenir une concentration constante de substance dans le milieu, pendant toute la durée de l'essai. C'est le moyen le plus simple de déterminer des concentrations d'effet fiables et précises, mais cela ne correspond pas au comportement des substances dans les rivières. On observe en effet des concentrations variables, parfois sur des pas de temps très courts. La variabilité dépend de plusieurs facteurs, certains relevant des caractéristiques de la substance (solubilité, dégradation), d'autres des caractéristiques d'utilisation (mode et période d'application). Ainsi, les substances plus solubles étant entraînées dans le ruissellement, leurs concentrations dans la rivière vont augmenter avec le débit ; on aura donc affaire à des pics aigus, éventuellement répétés, dont l'effet pourrait être différent d'une concentration plus basse mais continue (Hosmer, 1998).

De plus, comme cela a été évoqué à propos des mésocosmes, il y a de nombreuses interactions entre espèces au sein des écosystèmes qui ne sont pas prises en compte dans les essais conventionnels : il peut s'agir de transferts trophiques (une espèce se nourrit d'une autre ; l'accumulation de la substance dans la première n'est pas toxique pour elle, mais peut l'être pour

son prédateur) ou d'autres effets indirects (par exemple, diminution de la quantité d'algue, donc de nourriture disponible pour le zooplancton ; la substance n'est pas directement toxique, mais il est affecté).

Actuellement, les substances phytosanitaires sont étudiées séparément, que ce soit à l'étape d'homologation ou ultérieurement. Dans la réalité, elles sont souvent utilisées en association et les mesures faites dans les rivières montrent plutôt des situations dominées par des mélanges (pas seulement de produits phytosanitaires d'ailleurs). La toxicité des métabolites de produits phytosanitaires n'est pas très étudiée non plus. Sachant que des effets additifs ou synergiques sont possibles, on peut donc craindre une certaine sous-estimation du risque pour les écosystèmes.

Par ailleurs, la gamme d'effets étudiés reste assez limitée : mortalité, moins souvent croissance ou reproduction. Ces effets sont importants pour la maintenance des écosystèmes, en particulier les effets à long terme (croissance et reproduction). Cependant, d'autres effets devraient aussi être envisagés, notamment ceux qui touchent au fonctionnement hormonal des organismes. Ces hormones régulent de nombreux aspects du fonctionnement des organismes, tels que la différenciation sexuelle, la production de gamètes ou encore le métabolisme énergétique. Les perturbations induites sont plus complexes à étudier, et nécessiteront probablement des temps d'observation plus longs et des "outils" plus performants que ceux évoqués ici.

L'état actuel des connaissances sur les effets biologiques des substances phytosanitaires paraît donc perfectible ; il ne faudrait cependant pas considérer, sur la base des critiques énoncées ci-dessus, que ces connaissances, et les moyens d'investigation qui permettent de les acquérir, sont inadéquates. Quoique perfectibles, il s'agit de compromis entre des besoins, exprimés en termes de *gestion des risques*, une panoplie de moyens d'investigation, et des coûts. Le risque a priori (avant mise sur le marché), dont l'évaluation débouche sur l'homologation du produit avec des règles d'usage, devra nécessairement être évalué par des approches en laboratoire, ou en milieu confiné comme les mésocosmes. Cette évaluation a priori ne permet pas

d'anticiper sur toutes les situations ; il faut nécessairement procéder à des approches rétrospectives, à des diagnostics de plus en plus précis, où l'on va à la fois utiliser les résultats de bio-essais et des observations de terrain. Dans les deux cas, l'enjeu majeur aujourd'hui semble bien être d'améliorer la compréhension des modes d'exposition des organismes aquatiques aux substances phytosanitaires.

Conclusions

Le titre de cette communication laissait espérer un bilan d'ensemble des effets biologiques des substances phytosanitaires sur les cours d'eau ; l'espace imparti ne permet évidemment pas d'entrer dans les détails. De plus, l'état actuel des connaissances fait plutôt penser à un puzzle, dont on ne connaîtrait pas encore toutes les pièces. Le degré de finesse des connaissances varie beaucoup d'une substance à une autre, et l'on ne dispose pas toujours de celles qui seraient nécessaires.

Il reste en particulier du travail à fournir sur les types d'effets étudiés, ce qui passe d'ailleurs par des études dans des gammes de concentrations plus basses que celles couramment utilisées, sur les interactions et sur les scénarios d'exposition.

Références bibliographiques

1972. Précis général des nuisances : tome IV : les nuisances dans les activités rurales. Éd. Guy le Prat Paris.

1974a. Évaluation écologique des conséquences de l'utilisation des pesticides et des engrais sur les écosystèmes terrestres et aquatiques. Rapport n° 24, série des rapports du MAB.

1974b. La pollution par les composés organochlorés. La Documentation française Paris.

1989. La protection des captages d'eau. Cahiers techniques de la prévention des pollutions et des risques n° 24.

AFNOR. 1992. Détermination de l'indice biologique global normalisé. NF T 90-350.

ASTM. 1994. Standard guide for chemical fate in site specific sediment water microcosms. E1624-94. Technical report. American Society for Testing and Materials, Philadelphia, PA, USA.

Babut M. 1997. Seuils de qualité pour les micropolluants organiques et minéraux dans les eaux superficielles. 53. Agences de l'Eau,

Berglind R. and Dave G. 1984. Acute Toxicity of Chromate, DDT, PCP, TPBS and Zinc to *Daphnia magna* Cultured in Hard and Soft Water. Bulletin of Environmental Contamination and Toxicology 33:63-68.

Breneman D.-H. and Pontasch K.-W. 1994. Stream microcosm toxicity tests: predicting the effects of fenvalerate on riffle insect communities. Environmental Toxicology and Chemistry 13:381-387.

Brockway D.-L., Smith P.-D. and Stancil F.-E. 1984. Fate and effects of atrazine in small aquatic microcosms. Bulletin of Environmental Contamination and Toxicology 32:345-353.

Cairns J., Mc CORMICK P.-V. and Niederlehner B.-R. 1993. A proposed framework for developing indicators of ecosystem health. Hydrobiologia 263:1-44.

Campbell K.-R., Bartell S.-M. and Shaw J.-L. 2000. Characterizing aquatic ecological risks from pesticides using a

diquat dibromide case study. II. Approaches using quotients and distributions. *Environmental Toxicology and Chemistry* 19:760-774.

Crossland N.-O., Mitchell G.-C., Bennett D. and Maxted J. 1991. An outdoor artificial stream system designed for ecotoxicological studies. *Ecotoxicology and Environmental Safety* 22:175-183.

Depledge M.-H., Amaral-Mendes J.-J., Daniel B., Halbrook R.-S., Kloepper-Sams P., Moore M.-N. and Peakall D.-B. 1993. The conceptual basis of the biomarker approach.

Donohoe R.-M. and Curtis L.-R. 1996. Estrogenic activity of chlordecone, o,p'-DDT and o,p'-DDE in juvenile rainbow trout : induction of vitellogenesis and interaction with hepatic estrogen binding sites. *Aquatic Toxicology* 36:31-52.

Evans M.-S., Noguchi G.-E. and Rice C.-P. 1991. The biomagnification of polychlorinated biphenyls, toxaphene, and DDT compounds in a Lake Michigan offshore food web. *Archives of Environmental Contamination and Toxicology* 20:87-93.

Fischesser B. and Dupuis Tate M.-F. 1996. *Le guide illustré de l'écologie*. Éditions de la Martinière Cemagref-Éditions Antony,.

Flammarion P., Camus J.-C., Devaux A., Garric J., Lafont M., Migeon B. and Mouthon J. 1998. Validation d'indicateurs biologiques de la contamination des écosystèmes hydriques dulçaquicoles et de ses effets toxiques. Biomarqueurs et bioindicateurs, mesures dans la Moselle amont. Campagne 1998. Convention PNETOX. Cemagref/ENTPE,

Flammarion P., Garric J. and Monod G. 2000. Use of EROD enzymatic activity in freshwater fish. In L. Lagadic, T. Caquet, J.-C. Amiard and F. Ramade, eds, *Use of biomarkers for environmental quality assessment*, Science Publishers, Inc., Plymouth, UK, pp 59-77.

Giesy J.-P., Dobson S. and Solomon K.-R. 2000. Ecotoxicological Risk assessment for Roundup(R) herbicide. *Review of Environmental Contamination and Toxicology* 167:35-120.

Giesy J.-P., Solomon K.-R., Coats J.-R., Dixon K.-R., Giddings J.-M. and Kenaga E.-E. 1999. Chlorpyrifos: ecological risk assessment in North American aquatic environments. *Review of Environmental Contamination and Toxicology* 160:1-129.

Hosmer A.-J., Warren L.-W. and Ward T.-J. 1998. Chronic toxicity of pulse-dosed fenoxycarb to daphnia magna exposed to environmentally realistic concentrations. *Environmental Toxicology and Chemistry* 17:1860-1866.

IFEN 2000. Les pesticides dans les eaux - bilan 1997 - 98. *Études & travaux* n° 29, IFEN, Orléans

Lafont M. 1985. Utilisation des communautés d'oligochètes pour apprécier la qualité biologique des sédiments aquatiques. In : *Mise au point des méthodes hydrobiologiques d'appréciation de la qualité des milieux aquatiques* 24.

Lagadic L. and Caquet T. 1998. Invertebrates in testing of environmental chemicals: are they alternatives? *Environmental Health Perspectives* 106:593-611.

OCDE. 1987. Utilisation des tests biologiques pour l'évaluation et le contrôle de la pollution de l'eau. monographie sur l'environnement n° 11. OCDE,

OCDE. 1991. Guidance document on testing procedures for pesticides in freshwater mesocosms. A meeting of experts on guidelines for static field mesocosm tests 46.

Oudin L.-C. and Maupas D. 1999. Système d'évaluation de la qualité de l'eau des cours d'eau. Rapport de présentation SEQ-Eau (version1). *Étude Inter Agences*, n° 52 / 2 volumes d'annexes. Agence de l'eau Orléans,

Peither A., Juttner I., Kettrup A. and Lay J.-P. 1996. A pond mesocosm study to determine direct and indirect effects of lindane on a natural zooplankton community. *Environmental Pollution* 93:49-56.

Pilson M.-E.-Q. 1990. 9. Application of mesocosms for solving problems in pollution research. In eds, LALLI C.-M. (Eds) In : *Coastal and estuarine studies*, 37. *Enclosed experimental marine ecosystems*. pp 155-168.

Primary Producers I. 1997. Sensitivity of macrophyte-dominated freshwater microcosms to chronic levels of the herbicide linuron. *Ecotoxicology and Environmental Safety* 38:13-24.

Solomon K.-R., Baker D.-B., Richards R.-P., Dixon K.-R., Klaine S.-J., La Point T.-W., Kendall R.-J., Weisskopf C.-P., Giddings J.-

M. and Giesy J.-P. 1996. Ecological risk assessment of atrazine in north american surface waters. *Environmental Toxicology and Chemistry* 15:31-76.

Swartz R.-C., Cole F.-A., Lamberson J.-O., Ferraro S.-P., Schults D.-W., Deben W.-A., Il H.-L. and Ozretich R.-J. 1994. Sediment toxicity, contamination and amphipod abundance at a DDT and Dieldrin-contaminated site in San Francisco Bay. *Environmental Toxicology and Chemistry* 13:949-962.

Verneaux J. 1982. Une nouvelle méthode pratique d'évaluation de la qualité des eaux courantes : Un indice biologique de qualité générale (I.B.G.). *Annales Scientifiques de l'Université de Franche-Comté Besançon, biologie animale, 4^oser., fasc. 3:3.*

Vindimian E. and Garric J. 1989. Freshwater fish cytochrome P450 dependant enzymatic activities : a chemical pollution indicator. *Ecotoxicology and Environmental Safety* 18:277-285.

Les facteurs clés de transfert des produits phytosanitaires vers les eaux de surface

Main factors of pesticide transport towards surface waters

Marc Voltz, Xavier Louchart
Unité mixte de recherche *Sol et Environnement*
INRA/ENSA Montpellier
place Viala, 34060 Montpellier Cedex 1
voltz@ensam.inra.fr

Résumé :

Depuis plusieurs décades, de nombreuses informations ont été acquises sur les processus de contamination des eaux par les produits phytosanitaires. Elles ont permis de mettre en évidence les principales voies de contamination ainsi que leurs intensités relatives aux échelles spatiales de la parcelle agricole, lieu principal d'application des produits en milieu agricole, et du bassin versant, lieu d'intégration de la ressource en eau. Les facteurs du transfert des produits phytosanitaires semblent bien connus d'un point de vue qualitatif. Cet article en effectue une présentation synthétique. Mais l'analyse quantitative des effets des facteurs de transfert et de leurs interactions dans des situations naturelles reste encore très partielle et nécessite donc d'être poursuivie. Elle est indispensable pour évaluer les risques de contamination liés à différents modes de gestion agricole et proposer des solutions correctives en fonction des conditions spécifiques d'un environnement agricole donné.

Abstract:

Since several decades, numerous studies have analyzed the processes of water contamination by pesticides. They have led to the understanding of the main contamination pathways both at the field scale, at which the pesticide application, and at the catchment scale, at which the water resource forms. The factors of pesticide transfer to surface and ground waters are well known from a qualitative point of view. This paper reviews the main factors. But the quantification of the effects of these transfer factors and of their interactions remains partial and requires to be

carried on. This is essential both for evaluating the contamination risks linked with various forms of agricultural land management and for seeking new management practices that will control water contamination in given agricultural and hydrological environments.

Mots-clefs : pollution, pratiques culturales, bassin versant, hydrologie

Keywords: *pollution, agricultural practices, catchment, hydrology*

Introduction

L'intensification des réseaux de surveillance de la qualité des eaux de surface montre qu'en de nombreuses régions du monde à agriculture intensive les masses d'eau présentent des contaminations significatives par les produits phytosanitaires. Ainsi, l'Institut français de l'environnement indique, dans sa synthèse de l'état de pollution des eaux de 1997, que plus de 95 % des eaux de surface ayant fait l'objet d'une surveillance ont présenté une contamination significative par les pesticides à un moment de l'année.

Pour améliorer cette situation, plusieurs moyens sont envisageables. Le premier est très certainement la réduction des apports par le développement de méthodes d'agriculture raisonnée et par la mise au point de nouvelles matières actives plus efficaces, mais également moins toxiques et moins persistantes. Le second est la recherche de stratégies de maîtrise de la contamination des eaux à partir des espaces agricoles. Il suppose au préalable une bonne connaissance des facteurs conduisant à la mobilisation des produits épandus par les eaux d'écoulement et à leur transport vers les eaux de surface ou souterraines.

De nombreuses informations ont été acquises à ce sujet depuis plusieurs décennies. Elles ont permis de mettre en évidence les principales voies de contamination ainsi que leurs intensités relatives.

Cet article aborde ainsi successivement les principaux facteurs contrôlant la contamination des eaux par les pesticides aux échelles spatiales de la parcelle agricole, lieu principal d'application des produits en milieu agricole, et du bassin versant, lieu d'intégration de la ressource en eau. Mais, au-delà d'une présentation synthétique des facteurs de contamination des eaux, déjà effectuée sous d'autres formes par d'autres auteurs (e.g. Schiavon et al., 1995 ; Barriuso et al., 1996 ; Gril et al., 1999), cet article essaie aussi d'illustrer la grande diversité des dynamiques de contamination causée par la complexité et la variabilité des interactions entre facteurs ainsi que la spécificité des conditions climatiques, pédologiques et culturelles locales.

1. Facteurs de mobilisation et de transport des pesticides par l'eau à l'échelle parcellaire

Si l'on excepte les cas de pollutions ponctuelles liés à des déversements intempestifs, la contamination initiale des eaux par les pesticides se produit à l'échelle des parcelles agricoles suite à l'épandage des substances phytosanitaires. Aussi, pour comprendre et limiter la contamination des milieux aquatiques avals, il est nécessaire d'identifier les processus de diffusion des substances à l'échelle parcellaire.

A cet effet, nous présentons successivement les principales voies de transport des produits à l'échelle parcellaire, les formes et les dynamiques temporelles de transport, puis discutons de l'influence des pratiques culturales sur la contamination des eaux.

1.1 Les principales voies d'écoulement à l'échelle parcellaire

Hormis les phénomènes de dérive intervenant lors des pulvérisations, l'ensemble des voies de transport des substances phytosanitaires partent ou transitent par le sol, comme l'illustre la figure 1. C'est bien sûr le cas des produits appliqués directement sur le sol, mais c'est aussi le cas des produits d'application foliaire dont une partie traverse le feuillage et

atteint le sol lors de la pulvérisation et dont une autre partie rejoint le sol ultérieurement par lessivage foliaire lors des pluies.

Quatre mécanismes principaux de transfert des pesticides hors de la parcelle peuvent être distingués. Tout d'abord le phénomène de volatilisation, dont l'intensité est très variable en fonction des caractéristiques chimiques des molécules et des conditions climatiques et de sol. Il peut dans certains cas atteindre 90 % des quantités épandues (Taylor et Spencer, 1990). Les trois autres voies d'exportation ont l'eau pour vecteur. Il s'agit :

- du ruissellement de surface, provoqué soit par une intensité de pluie supérieure à la capacité d'infiltration du sol, soit par saturation du sol au-dessus de niveaux peu perméables,
- du drainage artificiel des sols par drains enterrés, alimenté soit par les nappes superficielles se formant lors des épisodes pluvieux, soit par de l'eau de ruissellement captée par les tranchées de drainage,
- des flux de percolation à travers le sol.

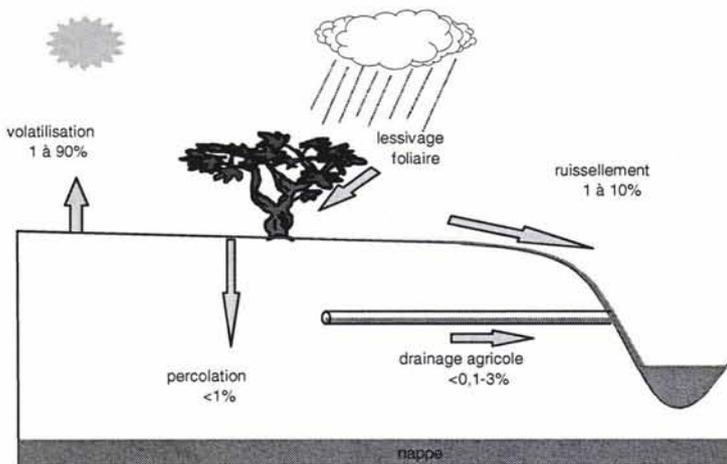


Figure 1 : Principales voies de transfert des produits phytosanitaires à l'échelle parcellaire. (Les chiffres indiqués correspondent aux pourcentages moyens de substances appliquées exportées par chaque voie de transfert)

Ces trois voies d'écoulement n'ont pas les mêmes capacités d'entraînement des molécules en raison de chemins et de vitesses d'écoulement différents. Les ordres de grandeur sont donnés sur la figure 1.

Dans tous les cas les quantités exportées sont mineures par rapport aux quantités appliquées, bien qu'elles conduisent à des contaminations significatives de l'eau au regard des seuils maximaux autorisés pour les eaux potables. Il est important de noter que, suivant les conditions hydrodynamiques locales, c'est l'une ou l'autre de ces trois voies d'écoulement qui prédomine. Les plus forts taux d'exportation de pesticides par l'eau sont observés dans les situations de ruissellement intense, où les concentrations dans l'eau peuvent atteindre à certaines périodes de l'année plus d'un mg/l (e.g. Leonard, 1990 ; Lennartz, 1997).

En comparaison, les concentrations dans les eaux issues des réseaux de drainage sont souvent d'un ou de deux ordres de grandeur inférieurs (e.g. Schiavon et al., 1995; Dorobisz, 2000), et celles dans les flux de percolation au bas de la zone racinaire le sont de deux ou trois ordres de grandeur (Schiavon et al., 1995). Ces différences sont notamment liées aux possibilités de rétention des substances par la matrice du sol, qui sont maximisées dans le cas des écoulements ayant un cheminement long et lent au travers du sol.

1.2 Formes du transport des produits phytosanitaires

Le transport par l'eau des substances peut s'effectuer soit sous forme dissoute, soit sous forme adsorbée sur les matières en suspension (MES)

Les proportions relatives de ces deux formes de transport dépendent de deux facteurs principaux.

Le premier est lié aux propriétés d'adsorption des substances sur la phase solide, qui sont définies par le coefficient de partage sol-eau K_d égal au ratio entre la teneur en substances adsorbées sur les particules et leur concentration dans l'eau, supposée en équilibre avec la phase adsorbée. Ce coefficient varie en fonction

de la nature chimique des molécules, mais aussi en fonction des caractéristiques de la phase solide et en particulier de sa teneur en matière organique (Barriuso et al., 1996). Ainsi, suivant la valeur du K_d , la répartition entre les deux formes de transport peut varier fortement.

Le second facteur est la charge en MES de l'eau d'écoulement.

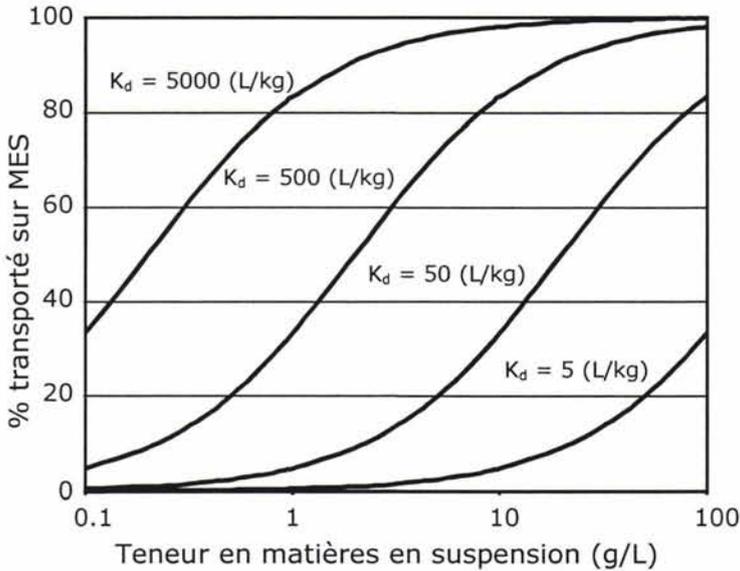


Figure 2 : Courbes théoriques de variation du pourcentage de substances transportées sur les MES pour différentes valeurs de K_d .

L'influence de ces deux facteurs est illustré sur la figure 2 qui montre le pourcentage théorique de substances transportées par les MES pour quatre valeurs de K_d correspondant à des capacités d'adsorption faible, moyenne élevée et très élevée, et pour une gamme de teneurs en MES. On note qu'un K_d élevé n'implique pas nécessairement un transport majoritaire de la substance sous forme adsorbée si la charge en MES est faible. Or, de nombreux écoulements présentent des teneurs en MES réduites, notamment les écoulements de subsurface. En conséquence, dans une majorité de situations, on observe que le transport s'effectue essentiellement en phase soluble (Leonard, 1990). Réciproquement, on constate que les molécules à fortes

propriétés d'adsorption sont peu mobiles et présentent des risques plus restreints de contamination des eaux.

1.3 Dynamiques et facteurs de variation temporelle des concentrations

La contamination des eaux présente des variations importantes dans le temps. Si l'intervalle de temps entre deux épandages est suffisamment long, on observe le plus souvent une décroissance quasi-exponentielle de la contamination. La figure 3 en donne un exemple dans le cas de l'évolution annuelle des teneurs en diuron des eaux de ruissellement à l'exutoire d'une parcelle viticole. Des exemples similaires sont également constatés pour les eaux de percolation dans le sol ou les eaux collectées à la sortie d'un réseau de drains enterrés (Heydel et al., 1999 ; Ng et al., 1995).

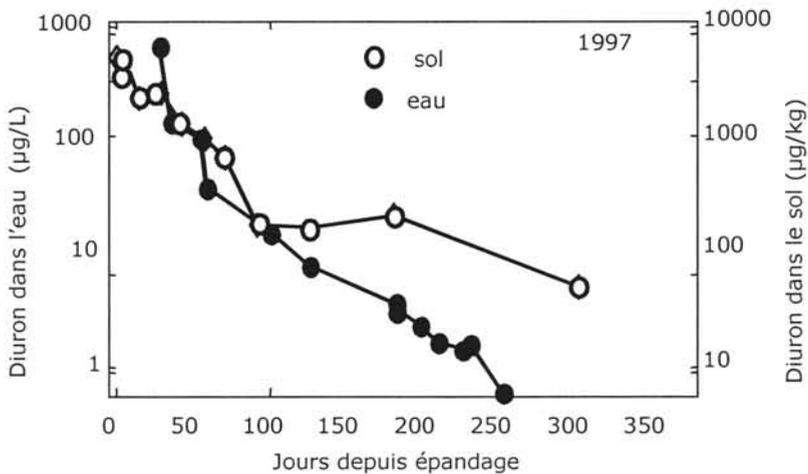


Figure 3 : Exemple d'évolution comparée des concentrations d'un herbicide dans le sol et dans l'eau de ruissellement. Cas du diuron à l'exutoire d'une vigne (d'après Louchart, 1999).

L'évolution de la contamination de l'eau se produit principalement sous l'effet d'une diminution de la disponibilité au transfert des substances phytosanitaires dans le sol. On notera que la disponibilité au transfert d'une substance n'est pas seulement fonction du stock en substances dans le sol. Elle est certes

contrôlée par les processus de transformation biologique (dégradation par les micro-organismes) et abiotiques (photolyse, catalyse) qui modifient le stock total de substances au cours du temps, mais aussi par les processus de rétention sur les éléments constitutifs du sol (en particulier la matière organique), qui peuvent immobiliser sur le moyen ou le long terme une fraction importante du stock présent.

La figure 3 illustre ce propos puisque la diminution des concentrations en diuron de l'eau de ruissellement y apparaît nettement plus rapide que l'évolution du stock en diuron du sol : Louchart et al. (2000) l'interprètent comme une conséquence d'une adsorption croissante du stock résiduel de la substance sur la matrice du sol. Un exposé synthétique des processus impliqués dans ces phénomènes de transformation et de rétention est proposé par Barriuso et al. (1996).

L'intensité de ces processus est fortement fonction des caractéristiques intrinsèques des substances. Ainsi, d'une molécule à une autre, les vitesses de disparition¹ dans le sol sont très variables. Elles sont toutefois aussi fonction des conditions environnementales locales (e.g. température, humidité) et de la nature physico-chimique du sol, ce qui rend particulièrement difficile la prévision de l'évolution de la disponibilité d'une substance donnée dans un contexte particulier.

Le niveau de contamination des écoulements est par ailleurs également influencé par l'intensité des écoulements. Lennartz et al. (1997) observent, par exemple, une remontée nette des concentrations de l'eau de ruissellement lors d'une crue au mois d'août par rapport à la crue précédente en mai du fait d'une intensité de pluie très supérieure. Toutefois, à l'échelle annuelle, ce facteur n'intervient en général qu'au second ordre sur l'évolution de la concentration des substances dans l'eau par rapport à la disponibilité des résidus dans le sol.

¹ Les vitesses de disparition sont généralement représentées par la durée de demi-vie des molécules, c'est-à-dire la durée nécessaire à la disparition de 50 % de la quantité initiale.

Au total, quelle que soit la substance concernée, le risque maximal de contamination correspond au cas d'une forte averse qui se produirait peu de temps après application ou arrivée du produit au sol, c'est-à-dire quand la disponibilité de la substance est maximale dans le sol. Dans le cas de molécules peu ou moyennement persistantes dans le sol, on observe alors qu'un seul événement de pluie peut provoquer la majeure partie des pertes annuelles (Flury, 1996 ; Lennartz et al., 1997). Par contre, le risque moyen de contamination sur une période donnée est également fonction de la disponibilité moyenne de la substance dans le sol.

A cet égard, Barriuso et al. (1996) font remarquer que si la rétention des substances sur la phase solide du sol est un processus favorable à court terme car elle diminue la disponibilité au transfert des molécules, la rétention et la formation de résidus liés n'éliminent pas les molécules et pose donc le problème de leur éventuelle libération à long terme si les conditions physico-chimiques du sol se modifient.

Ainsi, Novak et al. (1998) observent dans des percolats de colonnes de sol une diminution progressive des concentrations en atrazine et isoproturon durant la première année après traitement, puis, lors des périodes estivales des deux années suivantes, des remontées qu'ils attribuent à des réorganisations des matières organiques. Les mêmes auteurs font également état d'observations *in situ* de contaminations chroniques d'eaux de drainage par l'atrazine plus de sept ans après arrêt des traitements.

1.4 Influence des pratiques culturales

La nature et la succession des pratiques culturales sur une parcelle ont une influence souvent significative sur le transfert des substances phytosanitaires. Le tableau 1 donne un exemple de cela dans le cas de deux techniques d'entretien du sol en vignoble méditerranéen.

Les différences observées entre techniques sont importantes ; les pertes varient d'un facteur 3 ou 10 suivant qu'elles sont

exprimées en pourcentage de produits appliqués, ou en masse de produit par hectare. On voit donc l'intérêt environnemental de rechercher, pour une culture donnée, les pratiques culturales et les itinéraires techniques permettant de limiter le plus la diffusion des substances hors du lieu d'application.

De nombreuses études ont été et sont consacrées à cet objectif. Toutefois, il peut être difficile d'en tirer des conclusions généralisables du fait de deux difficultés majeures que nous explicitons ci-dessous.

Année	Désherbage chimique total sans labour du sol	Désherbage chimique du rang
1995	19 g/ha (1,4 %)	3,5 g/ha (0,4 %)
1997	66 g/ha (3,3 %)	6 g/ha (0,9 %)
1998	86 g/ha (6,0 %)	26 g/ha (3,8 %)

Tableau 1 : Comparaison des quantités de diuron exportées par ruissellement à l'échelle parcellaire dans le cas de deux pratiques d'entretien du sol en vignoble méditerranéen (d'après Louchart, 1999). (Les chiffres entre parenthèses correspondent aux pertes exprimées en pourcentage des quantités de diuron appliquées)

La première difficulté tient au fait qu'un itinéraire technique influe souvent de manière simultanée sur plusieurs facteurs importants en matière de contamination des eaux. De manière schématique, on peut estimer que les facteurs principaux concernés sont les quantités de produits phytosanitaires épandus, la couverture du sol, la structure du sol et la matière organique du sol.

Si l'influence de la quantité de produits épandus sur les risques de transfert est évidente, celle des autres facteurs est plus complexe. Ainsi, la présence d'une couverture du sol par des résidus de récolte limite les phénomènes de battance, de ruissellement et d'érosion des sols. Elle réduit donc les risques de transport des substances par écoulement de surface dont on a rappelé ci-dessus la forte capacité polluante. Mais, a contrario, elle augmente les risques de transfert par percolation et peut induire une utilisation plus élevée d'herbicides, car les résidus de récolte interceptent une partie des quantités pulvérisées. Par ailleurs, la conservation d'une bonne macroporosité du sol

favorise également les flux de percolation au détriment du ruissellement de surface. Et enfin, le maintien ou l'augmentation du stock organique du sol favorise la dégradation biologique et la rétention des substances, et diminue ainsi leur disponibilité au transfert. On notera qu'un itinéraire technique peut provoquer simultanément des évolutions défavorables et favorables parmi les facteurs cités. Ceci rend l'évaluation environnementale des pratiques culturales complexe.

Le cas du labour du sol en grandes cultures en est un exemple. Le labour créé, lors de sa mise en œuvre, une macroporosité favorable à l'infiltration dans la couche de surface du sol. Mais, par ailleurs il supprime toute couverture du sol et favorise ainsi à moyen terme des phénomènes de battance et de ruissellement. De surcroît il peut créer une rupture hydraulique entre la couche de surface du sol et les couches sous-jacentes, ce qui réduit l'infiltrabilité globale du profil de sol. L'équilibre entre les effets positifs et négatifs du labour varie en fonction des conditions locales. C'est ainsi que les comparaisons expérimentales d'itinéraires techniques avec labour et d'itinéraires avec semis direct sans labour et avec couverture du sol ont produit des résultats très variables en termes de flux de pesticides exportés par ruissellement (*cf.* synthèses de Fawcett et al., 1994 ; Flury, 1996).

	Labour conventionnel	Semis direct et non-labour
Pertes par ruissellement	0,5 %	0,2 %
Pertes par percolation à 1,2 m de profondeur	0,5 %	4,3 %
Pertes totales	1,0 %	4,5 %

Tableau 2 : Comparaison de l'influence du labour conventionnel et du semis direct sur les pertes en simazine par ruissellement et percolation en parcelles de maïs (d'après Hall et al., 1991). (Les pertes sont exprimées en pourcentage des quantités appliquées)

La seconde difficulté est liée à l'existence de plusieurs voies potentielles de contamination des eaux. La réduction des fuites

par une voie de transport risque souvent de provoquer une augmentation des fuites par les autres voies de transport. Il est donc important d'évaluer les pratiques culturales vis-à-vis de l'ensemble des voies de transfert. Malheureusement, ce n'est que rarement le cas du fait des difficultés expérimentales associées. Ainsi, l'étude expérimentale de Hall et al. (1991) est une des seules qui compare l'influence du labour et du semis direct sur les exportations conjointes de pesticides par ruissellement et percolation.

Le tableau 2 en résume les résultats. On y observe, comme dans de nombreuses autres études, que le labour produit plus de fuites par ruissellement que le semis direct. Mais si l'on examine les fuites par percolation et les fuites cumulées on note une situation inverse. Cela illustre le fait que la recherche de stratégies de contrôle de la contamination des eaux doit tenir compte des risques liés à l'ensemble des voies de transfert existantes (Flury, 1996).

2. Facteurs de propagation de la contamination des eaux entre la parcelle et le bassin versant

A l'exutoire du bassin versant, on observe fréquemment une modification de la dynamique et de l'intensité de contamination des eaux issues des parcelles agricoles. Ainsi, les flux de résidus mesurés à l'exutoire d'un bassin peuvent être de plus d'un ordre de grandeur inférieurs à ceux de parcelles (voir exemples ci-après). Plusieurs facteurs expliquent ces différences. L'hétérogénéité spatiale et temporelle d'emploi des matières actives au sein d'un bassin versant produit une dilution de la contamination des eaux pour chaque matière active.

Par ailleurs, les voies d'écoulement ainsi que les milieux traversés par les eaux contaminées entre les parcelles d'un bassin versant et son exutoire sont souvent multiples. Cela peut entraîner, d'une part, une inertie dans la transmission des contaminations et un amortissement des pics de pollution et, d'autre part, l'occurrence de transformations biotiques et abiotiques des résidus au cours de leur transport. Ces phénomènes varient fortement en fonction de la nature des bassins versants et des situations climatiques.

Dans la suite nous rappelons la diversité des voies d'écoulement existantes entre l'échelle de la parcelle et l'exutoire du bassin versant, puis illustrons sur quelques exemples de la littérature la diversité de nature de la propagation de contamination entre les parcelles et le bassin versant.

2.1 Principales voies d'écoulement à l'échelle du bassin versant

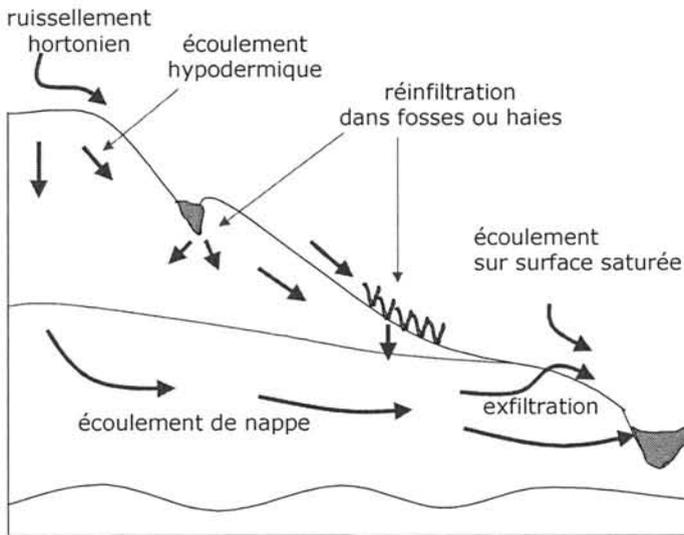


Figure 4 : Principaux processus d'écoulements superficiels et souterrains au sein d'un bassin versant.

Les hydrologues reconnaissent un grand nombre de voies d'écoulement au sein d'un bassin versant (cf. synthèse d'Ambroise, 1999), dont les principales sont indiquées en figure 4. Il s'agit :

- du ruissellement Hortonien, qui est lié à la trop faible perméabilité de la surface du sol en regard de l'intensité de pluie,
- du ruissellement sur surface saturée, qui intervient dans les zones hydromorphes où la saturation du sol empêche toute

infiltration supplémentaire indépendamment de l'infiltrabilité du sol,

- des réinfiltrations des écoulements de surface dans des zones à plus fortes perméabilité (ex: fossés, haies, bandes enherbées),
- des flux de percolation vers les nappes,
- des écoulements hypodermiques, saturés ou non saturés, qui se produisent latéralement dans les versants au niveau de contrastes de perméabilité entre les différentes couches de sol,
- des flux de drainage et d'exfiltration des nappes, qui se créent aux endroits où la topographie recoupe la surface piézométrique.

L'importance relative des différentes voies d'écoulement varie d'un bassin versant à l'autre en fonction du régime climatique, des caractéristiques géologiques, pédologiques, des aménagements hydrauliques et de l'occupation du sol. Elle varie également d'une période à l'autre dans un même bassin versant en fonction de la distribution et de l'intensité des précipitations. Ceci conduit à une diversité des régimes d'écoulement, et se traduit par une variabilité spatio-temporelle des contributions relatives des écoulements de surface et souterrains au flux à l'exutoire d'un bassin versant.

On notera enfin que, dans de nombreuses situations, il n'est pas justifié d'attribuer l'origine de la contamination des eaux de surface uniquement aux processus de ruissellement, et celle de la contamination des eaux souterraines aux seuls processus de percolation. En effet, comme le montre la figure 4, les eaux de ruissellement peuvent recharger les nappes si des zones de réinfiltration existent, et inversement les eaux de percolation peuvent aboutir in fine dans les eaux de surface par drainage des nappes.

2.2 Variabilité des dynamiques de propagation des contaminations entre parcelles et bassin versant

Les dynamiques de contamination des eaux à l'exutoire du bassin versant subissent des variations temporelles importantes. Un exemple est fourni en milieu méditerranéen viticole sur la figure 5. Comme à l'échelle parcellaire, il apparaît une diminution nette de la contamination des eaux au cours des mois suivant la période d'application. Mais il apparaît également des différences fortes de contamination entre les phases de crues et les phases de débit de base du bassin. Cela est communément observé sur de nombreux bassins versants avec toutefois des contrastes de concentrations d'importance variable entre les deux phases (Frank et Sirons, 1979 ; Wang et Squillace, 1994). Une raison majeure tient au changement de nature des écoulements entre les phases de crues et de débit de base.

Dans le premier cas, les écoulements sont le plus souvent dominés par des transferts rapides de surface ou souterrains dont la charge polluante est relativement élevée pour les raisons explicitées précédemment.

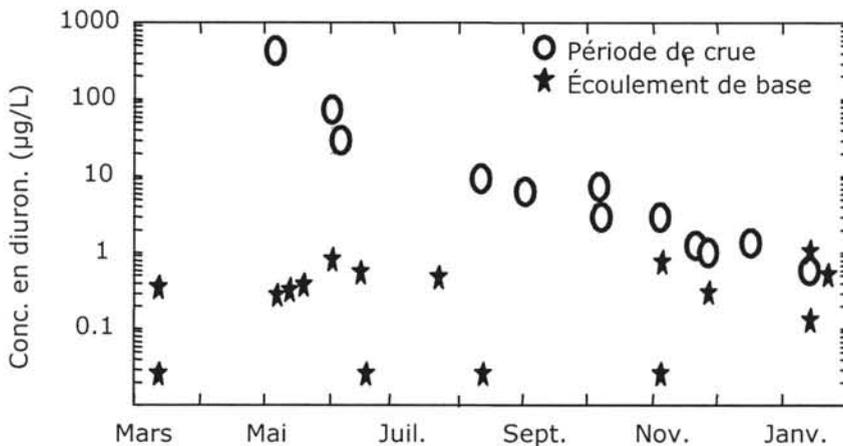


Figure 5 : Dynamique de contamination de l'eau par le diuron à l'exutoire d'un bassin versant viticole méditerranéen (d'après Louchart et al., 2001)

Dans le second cas, l'écoulement est constitué des flux de drainage des nappes, dont la contamination plus modérée est le résultat d'un mélange des eaux infiltrées à la suite de crues antérieures et de processus éventuels de rétention et de transformation des résidus (Attaway et al., 1982 ; Larsen et al., 2001 ; Louchart et al., 2001).

A la diversité des voies dominantes d'écoulement entre bassins versants correspondent également des effets d'échelle variables entre la contamination de l'eau à l'exutoire de parcelles et à l'exutoire du bassin versant. Une illustration en est donnée dans le tableau 3 qui compare les résultats d'études dans trois situations hydrologiques très différentes.

Le premier cas, issu de l'étude de Ng et al. (1995), correspond à un bassin en Ontario dont la plupart des sols sont drainés. Les concentrations mesurées sont caractéristiques de flux de drainage et sont propagées au travers des réseaux de drainage sans grande modification de la parcelle au bassin versant. La diminution modérée observée est due à un effet de dilution lié à la présence de surfaces non traitées avec l'atrazine et le metolachlor. Par contre, on constate une diminution nette des pertes, qui n'est pas expliquée par Ng et al. (1995). Les deux autres cas sont issus des travaux de Lecomte (1999) sur un plateau karstique à couverture limoneuse en pays de Caux, et des travaux de Louchart et al. (2001) sur un bassin viticole méditerranéen avec des sols peu perméables et un réseau dense de fossés.

Dans les deux situations la voie de diffusion majeure des substances hors des parcelles s'opère par ruissellement Hortonien du fait de sols battants et croûtés. C'est ainsi que les concentrations maximales des eaux mesurées à l'échelle parcellaire s'avèrent importantes. Toutefois, la propagation de la contamination diffère nettement entre les deux milieux. Sur les bassins du Pays de Caux, l'existence de surfaces enherbées sur les axes de drainage a provoqué une réinfiltration quasi-totale des eaux de ruissellement durant les deux saisons de suivi. En conséquence les pertes mesurées aux exutoires des bassins ont été négligeables. Mais, a contrario, les flux de percolation sont importants, ce qui accroît les risques potentiels de contamination

des eaux profondes dont la vulnérabilité est grande en substrat karstique. Sur le bassin méditerranéen, les concentrations maximales en pesticides sont du même ordre de grandeur aux exutoires des parcelles et du bassin versant lorsque la substance est appliquée sur l'ensemble du bassin (cas du diuron).

En effet, les réseaux de fossés captent les eaux de ruissellement et les conduisent directement à l'exutoire du bassin. On observe toutefois également une diminution des pertes, liée à des réinfiltrations partielles des eaux de ruissellement dans les fossés vers une nappe peu profonde au sein du substrat sédimentaire.

Sites d'étude	Voies de transport dominantes	Matières actives	Concentrations maximales et pertes observées	
			à l'échelle parcellaire	à l'échelle du bassin versant
Bassin à sols limoneux drainés 3470 ha (Ng et al., 1995)	Écoulement de subsurface par réseau de drains	atrazine metolachlor	36 µg/L 1,8% 53 µg/L 1,2%	14 µg/L 0,3% 7 µg/L 0,2 %
Bassins sur substrat karstique 90, 270 et 1070 ha (Lecomte, 1999)	Ruis. Hortonien et réinfiltration	isoproturon diflufenicanil	160 µg/L 0,1-0,4% 241 µg/L 1,1-4,8%	12 µg/L <0,01% 1,8 µg/L <0,01%
Bassin sur substrat sédimentaire 91 ha (Louchart et al., 2001)	Ruis. Hortonien	diuron simazine	800 µg/L 0,9-3,3% 580 µg/L 0,5-3%	530 µg/L 0,5% 30 µg/L 0,2%

Tableau 3 : Exemples comparatifs des contaminations et pertes en pesticides observées aux échelles de la parcelle et du bassin versant. (Les pourcentages indiqués sont relatifs aux quantités de pesticides appliquées)

Les exemples présentés montrent la complexité et la variabilité spatiale des processus de propagation des contaminations à l'échelle du bassin versant. A cela se rajoute une grande variabilité interannuelle des contaminations du fait des instabilités

climatiques et des croisements aléatoires entre périodes de risques de contamination et occurrence des pluies. Ainsi, sur le bassin viticole, déjà cité ci-dessus, les pertes annuelles peuvent varier d'un ordre de grandeur d'une année à l'autre (Louchart, 1999).

Conclusion

Les facteurs du transfert des produits phytosanitaires semblent bien connus d'un point de vue qualitatif. Les approches expérimentales en conditions contrôlées en laboratoire ont largement contribué à cette connaissance. Mais, tant à l'échelle parcellaire qu'à l'échelle du bassin versant, la prévision quantitative des dynamiques de propagation des contaminations vers les eaux de surface et souterraines reste incertaine. Cela est lié notamment à une insuffisante analyse du comportement des substances en conditions d'écoulement et d'environnement variables, mais aussi à la complexité des interactions entre processus qui prévalent en situations naturelles. La mise au point de modèles conceptuels permettant de reproduire de manière fiable le comportement d'un produit phytosanitaire dans des conditions climatiques, pédologiques, hydrologiques et culturales particulières constitue donc un objectif à long terme. Aussi, pour répondre à court terme aux besoins relatifs à l'évaluation des risques de contamination liés à différents modes de gestion agricole, à la recherche de solutions correctives ou à l'optimisation des protocoles de suivi des pollutions, il est nécessaire de s'appuyer sur des approches expérimentales et d'observation.

A cet égard, les données actuellement disponibles ne permettent que des réponses fragmentaires, soit parce qu'elles ne concernent qu'un nombre très limité de systèmes de cultures et de situations hydrologiques, soit parce que l'analyse des processus de contamination a été très partielle. La mise en place d'un programme structuré d'études détaillées et systémiques tant à l'échelle parcellaire pour l'analyse de l'impact polluant de systèmes de cultures typiques qu'à l'échelle de systèmes hydrologiques typiques pour l'analyse des dynamiques de propagation des contaminations vers les eaux de surface et

souterraines serait donc opportun. Il permettrait non seulement d'évaluer les risques et les modes de contamination dans des situations agronomiques et hydrologiques variées, mais fournirait également des données importantes pour l'analyse des interactions entre facteurs de diffusion des produits phytosanitaires et pour le développement d'outils de simulation et d'aide à la décision. Un exemple d'une telle démarche est décrit par Ward et al. (1994) dans le contexte du Midwest américain.

Références bibliographiques

Ambroise B., 1999, La dynamique du cycle de l'eau dans un bassin versant : processus, facteurs, modèles, Ed. a2a-Bucuresti : Editura *H*G*A, Bucarest, 200 p.

Attaway H.-H., Camper N.-D., Paynter M.-J.-B., 1982, Anaerobic microbial degradation of diuron by pond sediment, *Pesticide Biochemistry and Physiology*, 17, p. 96-101.

Barriuso E., Calvet R., Schiavon M., Soulas G., 1996, Les pesticides et les polluants organiques des sols, *Étude et Gestion des Sols*, 3, 4, p. 279-296.

Dorobisz N., 2000, Transferts des produits phytosanitaires par ruissellement et réseau de drainage : La Jaillièrre 1993-1999, mémoire de DESS Ressources Naturelles et Environnement, Universités de Nancy et Metz, 37 p.

Fawcett R.-S., Christensen B.-R., Tierney D.-P., 1994, The impact of conservation tillage on pesticide runoff into surface water: a review and analysis, *Journal of Soil and Water Conservation*, 49, p. 126-135.

Flury M., 1996, Experimental evidence of transport of pesticides through field soils - a review, *Journal of Environmental Quality*, 25, p. 25-45.

Frank R., Sirons G.-J., 1979, Atrazine: its use in corn production and its loss to stream waters in southern Ontario, 1975-1977, *The Science of the Total Environment*, 12, p. 223-239.

Gril J.-J., Gouy V., Carluer N., 1999, Processus de transfert superficiel des produits phytosanitaires de la parcelle au bassin versant, *La Houille Blanche*, 5, p. 76-80.

Hall J.-K., Mumma R.-O., Watts D.-W., 1991, Leaching and runoff losses of herbicides in a tilled and untilled field, *Agriculture Ecosystems and Environment*, 37, p. 303-314.

Heydel L., Benoit M., Schiavon M., 1999, Reducing atrazine leaching by integrating reduced herbicide use with mechanical weeding in corn (*Zea mays*), *European Journal of Agronomy*, 11, p. 217-225.

Larsen L., Jørgensen C., Aamand J., 2001, Potential mineralization of four herbicides in a ground water-fed wetland area, *Journal of Environmental Quality*, 30, p. 24–30.

Lecomte V., 1999, Transfert de produits phytosanitaires par le ruissellement et l'érosion de la parcelle au bassin versant, Thèse de doctorat, École nationale du génie rural, des eaux et forêts, Paris, 212 p.

Lennartz B., Louchart X., Voltz M., Andrieux P., 1997, Diuron and simazine losses to runoff water in mediterranean vineyards, *Journal of Environmental Quality*, 26, p.1493–1502.

Leonard R.-A., 1990, Movement of pesticides into surface waters, in *Pesticides in the Soil Environment*, Cheng H.-H. (ed.), Madison, p. 303–349.

Louchart X., 1999, Transfert de pesticides dans les eaux de surface aux échelles de la parcelle et d'un bassin versant viticole. Étude expérimentale et éléments de modélisation, Thèse de doctorat, École nationale supérieure agronomique de Montpellier, Montpellier, 270 p..

Louchart X., Voltz M., Andrieux P., 2000, Dynamique de la mobilisation et du transfert du diuron par ruissellement, *Comptes Rendus de l'Académie des Sciences*, 331, p. 475–481.

Louchart X., Voltz M., Andrieux P., Moussa R., 2001, Herbicides runoff at field and watershed scales in a Mediterranean vineyard area, *Journal of Environmental Quality*, may–june issue (in press).

Ng H.-Y.-F., Gaynor J.-D., Tan C.-S., Drury C.-F., 1995, Dissipation and loss of atrazine and metolachlor in surface and subsurface drain water : a case study, *Water Research*, 10, p. 2309–2317.

Novak S., Portal J.-M., Morel J.-L., Schiavon M., 1998, Mouvement de produits phytosanitaires dans le sol et dynamique de transfert par l'eau, *Comptes-rendus à l'Académie d'Agriculture*, p. 119–132.

Schiavon M., Perrin-Ganier C., Portal J.-M., 1995, La pollution de l'eau par les produits phytosanitaires : état et origine, *Agronomie*, 15, p. 157–170.

Taylor A.W., Spencer W.-F., 1990, Volatilization and vapor transport processes, in *Pesticides in the Soil Environment*, Chen H.-H. (ed.), Madison, p. 213-269.

Wang W., Squillace P., 1994, Herbicide interchange between a stream and the adjacent alluvial aquifer, *Environmental Science and Technology*, 28, p. 2336-2344.

Ward A.-D., Hatfield J.-L., Lamb J.-A., Alberts E.-E., Logan T.-J., Anderson J.-L., 1994, The management systems evaluation areas program : tillage and water quality research, *Soil and Tillage Research*, 30, p. 49-74.

Méthodes de réduction de la pollution des eaux de surface par les produits phytosanitaires aux échelles de la parcelle, de l'exploitation et du petit bassin versant agricoles

Surface water pesticide contamination reduction at the field, farm and catchment scales

Véronique Gouy, Jean-Joël Gril

Unité de recherche Qualité des eaux et prévention des pollutions
Cemagref, 3 bis, quai Chauveau, CP 220, 69336 Lyon Cedex 09
veronique.gouy@cemagref.fr

Résumé :

En complément de la réglementation relative à la mise sur le marché des produits phytosanitaires, il est nécessaire de mener des actions aux niveaux de l'exploitation agricole et du bassin versant dans son ensemble afin de réduire les risques de contamination des eaux de surface par ces composés. Cette note expose les solutions possibles aux niveaux du siège d'exploitation, des pratiques agricoles, des aménagements inter-parcellaires. Elle montre en particulier l'intérêt des bandes enherbées pour réduire le transfert des produits vers les cours d'eau et le rôle potentiel des fossés agricoles dans la rétention des produits issus du drainage.

Abstract:

It seems necessary to lead actions at the farm, field and catchment scales in addition to the legislation controlling pesticide delivery on the market so as to reduce surface water contamination by these compounds. This article proposes solutions considering on-farm actions, best agricultural practices, catchment management. It especially shows the interest of buffer strips to limit pesticide transfer as well as the potential interest of agricultural ditches to retain pesticide from drainage.

Mots clés : produits phytosanitaires, contamination, eaux de surface, solutions correctives, pollutions ponctuelles, pollutions diffuses, pratiques agricoles, aménagement, bandes enherbées, fossés

Keywords: *pesticide, surface water contamination, non point pollution, point pollution, agricultural practices, catchment management, buffer strips, ditches*

Introduction

Malgré la réglementation "amont" au niveau de leur homologation, les produits phytosanitaires sont susceptibles d'être retrouvés dans les milieux aquatiques, mettant bien en évidence la difficulté de cerner les risques de transfert de ces molécules et la nécessité de mener conjointement une action "aval" au niveau de la limitation de la contamination dans les bassins versants. Dans cet exposé on aborde essentiellement les méthodes de réduction de l'exposition liée aux usages agricoles.

Tout d'abord, il est important de distinguer deux types de pollution possible :

- la pollution d'origine dite "ponctuelle" qui résulte le plus souvent d'erreurs de manipulation ou de négligences (comme le débordement des cuves lors de la préparation de bouillies ou le rinçage du matériel sur des surfaces plus ou moins imperméables comme la cours de ferme ou à proximité d'un puisard),
- la pollution d'origine diffuse qui résulte principalement de l'entraînement vers les milieux aquatiques des produits phytosanitaires appliqués au champ. Celle-ci semble plus difficile à maîtriser du fait de ses caractéristiques, dont on rappelle les principaux traits :
 - cette contamination peut se manifester même à la suite d'usages conformes à la réglementation,
 - elle est fortement dépendante des caractéristiques du milieu naturel et en particulier des conditions hydrologiques ce qui se traduit par l'alternance de périodes présentant un risque de transfert variable,

- les taux de transfert annuels à la parcelle sont voisins de 2 % de l'application ; les produits sont le plus souvent transférés sous forme dissoute,
- en général, les taux de transfert diminuent lorsque l'on passe de la parcelle au bassin versant, mettant en évidence l'intervention de nouveaux processus liés par exemple à la présence des zones non traitées pouvant faire "écran" (prairies, haies, talus).

On souligne donc la difficulté réelle de maîtriser ce type de pollution qui concerne une part marginale de l'application, se manifeste dans les cours d'eau par des valeurs traces et dépend de l'interférence de facteurs naturels (sol, sous-sol, relief, couverture végétale, climat, ...) et anthropiques (pratiques agricoles, aménagements, ...). En particulier, les actions doivent aller au-delà du seul respect des usages et des doses autorisées.

Les solutions proposées, que l'on retrouvera à travers les différents manuels du CORPEN (1994, 1995, 1996, 1997, 1999), concernent les trois niveaux du siège d'exploitation, des parcelles agricoles et de l'ensemble du bassin versant.

1. Les actions au niveau du siège de l'exploitation agricole

Pour mémoire, nous évoquons brièvement les actions sur le siège d'exploitation qui doivent concourir à éliminer la majeure partie des pollutions dites "ponctuelles". Ces actions consistent à mieux gérer des postes clés comme l'entreposage des produits, la préparation de la bouillie, le remplissage du pulvérisateur, l'élimination des fonds de cuve et des emballages vides, le rincage du matériel.

Les principales actions possibles sont bien cernées et passent par :

- une meilleure prise de conscience par les agriculteurs des problèmes environnementaux à travers de meilleures formation et information,

- la mise en œuvre de matériels ou de dispositifs adaptés,
- la possibilité de mise en place de solutions collectives [postes de remplissage et de rinçage, contrôle des pulvérisateurs, récupération des déchets (emballages, produits non utilisés)].

2. Les actions à la parcelle

Pour ce qui est des actions possibles à la parcelle, elles visent principalement à limiter les pollutions diffuses. Deux grands axes sont proposés :

- la mise en œuvre de pratiques qui réduisent, voire évitent l'usage des produits phytosanitaires,
- lorsque le recours à la lutte chimique s'avère nécessaire, la mise en œuvre d'une démarche raisonnée ; dans ce cas, on détaille trois niveaux d'action :
 - le raisonnement des apports,
 - la mise en œuvre de techniques d'application et de manipulation adaptées,
 - la réduction des transferts par ruissellement et par écoulement sub-superficiel.

2.1 Méthodes complémentaires ou alternatives à la lutte chimique

Un premier objectif consiste donc à limiter voire supprimer l'usage des produits par la mise en œuvre de pratiques limitant l'apparition ou le développement des nuisibles et réduisant la surface potentiellement concernée par des traitements chimiques.

D'une façon générale, il faut veiller à ce que les rotations soient suffisamment longues et variées afin d'éviter l'apparition de

nuisibles "opportunistes" (au cycle de développement bien adaptés à celui de la culture).

Un autre point essentiel consiste à bien choisir la culture (et de façon plus large la rotation) en fonction des caractéristiques locales de chaque parcelle (sol, pente, microclimat, orientation, ...), afin de favoriser la mise en place de cultures adaptées et compétitives dont on augmentera la vigueur des pratiques culturales soignées (au moment de l'implantation notamment).

Au semis et à la récolte, on veillera aussi à minimiser les possibilités d'infestation par les graines d'adventices.

Parallèlement, une fois que le nuisible est installé, il existe diverses méthodes de lutte non chimiques. Pour ce qui est des herbicides, par exemple, on peut avoir recours aux techniques de :

- désherbage mécanique,
- de couverture du sol,
- de faux semis,
- d'enherbement,
- de désherbage thermique,
- de lutte biologique.

Ces techniques sont décrites plus en détail dans le manuel "désherbage" du CORPEN (1999). L'extension de leur usage est limitée du fait de prix de revient et de besoin de main d'œuvre parfois élevés. Ainsi, elles sont le plus souvent envisagées de façon complémentaire à la lutte chimique.

2.2 Raisonement du traitement chimique

Lorsqu'il s'avère nécessaire d'avoir recours aux traitements chimiques, il convient de raisonner au mieux leur utilisation pour limiter les transferts vers les eaux.

Le traitement doit répondre à un double objectif :

- maintenir les nuisibles à un niveau acceptable pour la culture (seuil de nuisibilité économique),
- réduire les risques d'infestations dans la culture suivante.

En particulier, les traitements systématiques doivent être supprimés au profit d'une stratégie de traitement prenant le plus en compte possible les spécificités pédo-climatiques de la parcelle, la culture et le nuisible dans le choix des produits, dates, doses et modes de traitement.

Les produits doivent être autorisés pour la culture et l'usage envisagé aux niveaux national et local. Ils doivent être adaptés au type de nuisible, à son niveau de présence et à son stade de développement pour une meilleure efficacité du traitement. Les doses doivent aussi être adaptées au type de sol, sa nature et sa texture pouvant modifier l'efficacité du traitement.

Un autre point essentiel est l'adaptation des traitements en fonction du niveau de risque de transfert identifié sur chaque parcelle. Pour cela, il est indispensable de réaliser un diagnostic préalable des voies de circulation de l'eau. Sur les parcelles à risque, on peut être amené à modifier de façon notable les stratégies de traitement (voire les rotations) afin de permettre des traitements en dehors des périodes critiques (par exemple sur une parcelle à risque d'infiltration ou de drainage, à l'automne, préférer un traitement herbicide de printemps ou appliquer avant la reprise du drainage à l'automne si le sol est souvent gorgé d'eau au printemps). Si cela s'avérait impossible il faudrait, en dernier recours, envisager l'usage des molécules les moins mobiles ou nécessitant une plus faible dose à efficacité et coût comparables.

On évitera aussi les traitements identiques répétés afin d'éliminer les risques d'apparition de résistances.

Enfin, il est indispensable de prendre en compte autant que faire se peut les conditions météorologiques au moment du traitement afin :

- de limiter les risques de transfert (par dérive, par écoulements des excès d'eau),
- de favoriser l'action des produits (humidité du sol suffisante pour traitement du sol, hygrométrie et température favorables pour traitement du feuillage).

Parallèlement, il est essentiel de soigner les techniques de manipulation et d'application des produits aussi bien pour la santé de l'environnement que pour celle du manipulateur. En premier lieu, il faut supprimer les contaminations directes (par dérive voire pulvérisation lors des manœuvres).

C'est de la qualité de l'application que dépendent les volumes et les doses atteignant réellement la cible. Cela impose l'usage d'un matériel adapté et contrôlé régulièrement.

Le dernier niveau d'action à la parcelle est celui de la limitation des transferts en son sein. En règle générale, il faut essayer de maintenir le sol couvert pendant les inter-cultures ou tout au moins gérer l'assolement de telle sorte que la densité et la répartition des parcelles momentanément à nu ne soient pas préjudiciable, ce qui implique un minimum de diversification dans les cultures.

On peut aussi agir par des techniques de travail du sol appropriées afin de diminuer les transferts en modifiant la capacité de stockage du sol et en augmentant le temps de séjour des molécules dans les couches superficielles du sol biologiquement plus actives.

Dans le cas où le ruissellement est une cause principale de la contamination, on essaiera d'augmenter la rugosité par un travail de surface adapté (labour, binage, paillage pour les cultures

pérennes...) et on limitera les possibilités de tassement du sol en choisissant un matériel approprié (pneus basse pression).

La limitation des écoulements de sub-surface nécessite de limiter les tassements en fond de labour par un matériel et des conditions de labour favorables (sol pas trop humide).

3. Actions au niveau du bassin versant

Les techniques exposées ci-dessus ont pour objectif de minimiser les taux de transfert de produits hors de la parcelle. Cependant, les conditions de la contamination diffuse font que l'on ne peut pas assurer un risque de transfert nul, même en agriculture raisonnée. Il s'avère donc important de recourir en complément à des solutions limitant les transferts entre les parcelles et les cours d'eau. On aborde ainsi les actions possibles au niveau de l'aménagement du territoire, en mettant un accent particulier sur les principales zones d'interface que sont les bandes enherbées et les fossés. On pourrait étendre la réflexion aux talus et aux haies encore peu étudiés.

3.1 *Cas des bandes enherbées et des bandes boisées*

Les zones enherbées ont plusieurs fonctions (figure 1) :

- ralentir le ruissellement plus ou moins chargé de particules de terre érodée,
- favoriser la sédimentation de ces particules,
- favoriser l'infiltration dans le sol,
- permettre la rétention de surface des produits peu solubles.

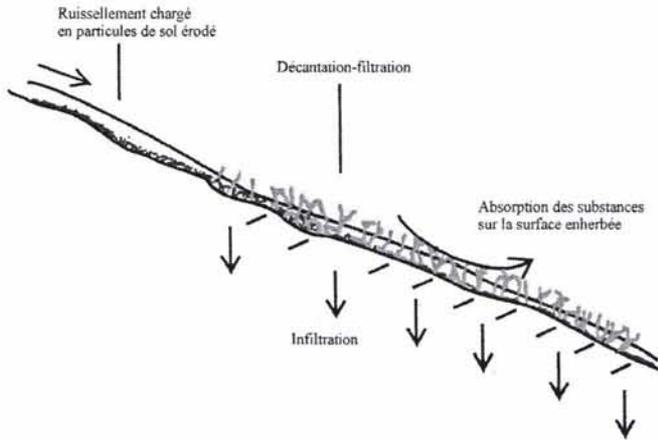


Figure 1 : hypothèse de fonctionnement d'un dispositif enherbé

Des travaux menés par le Cemagref sur un site expérimental de l'ITCF à l'aide d'un simulateur de ruissellement ont permis de mieux quantifier l'efficacité de ces systèmes pour réduire les flux et les concentrations de polluants (figure 2).

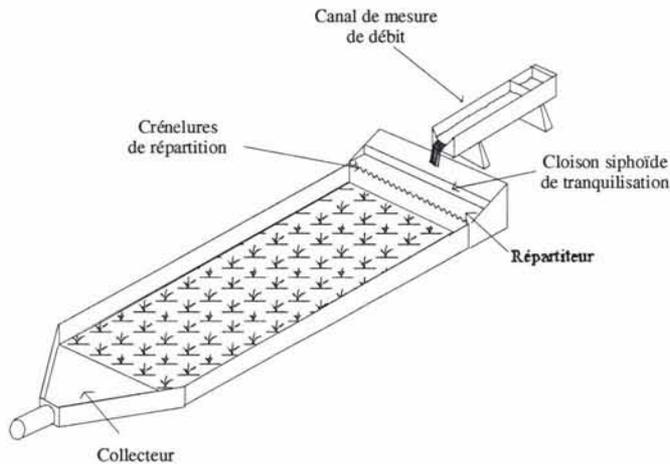


Figure 2 : Schéma du simulateur de ruissellement utilisé pour évaluer l'efficacité des bandes enherbées.

On dispose d'un dispositif permettant "d'isoler" une parcelle (3 m de long sur 1 m de large). Le principe consiste en l'injection à l'amont d'une solution contenant des produits phytosanitaires et un traceur à débit constant jusqu'à stabilisation de l'écoulement et analyse des flux aval.

Ces travaux mettent en évidence le rôle prépondérant de l'infiltration favorisée par la traversée d'un sol enherbé, grâce notamment à un système racinaire développé et une vie microbienne augmentant la microporosité du sol. Par ailleurs, l'*adsorption* des produits phytosanitaires sur la végétation verte et la litière en décomposition, lors de leur transit dans le ruissellement à la surface du dispositif, peut, elle-aussi, jouer un rôle non négligeable.

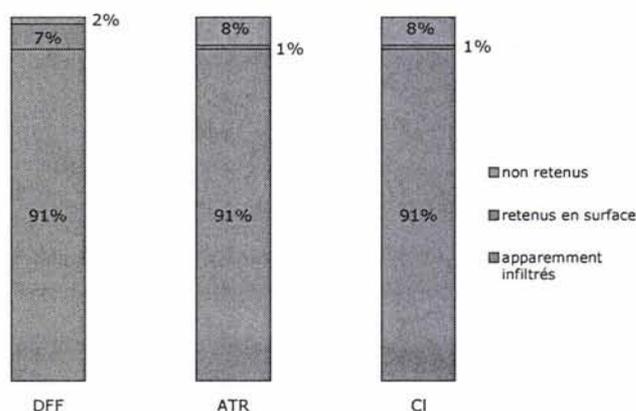


Figure 3 : Répartition des quantités de produits phytosanitaires au sein d'une bande enherbée lors de l'injection en continu d'un flux amont constant

Néanmoins, ce processus semble très dépendant des propriétés physico-chimiques des substances utilisées (rétention significative uniquement pour les produits dont le coefficient d'adsorption, K_{oc} , est relativement important) et de l'état initial de la bande enherbée (humidité, état de la végétation) (figure 3).

Il apparaît donc indispensable de mieux cerner le devenir des produits dans la tranche de sol. Des analyses diverses menées par l'INRA et le Cemagref ainsi que des chercheurs à l'étranger

montrent qu'en général le sol d'une bande enherbée, de par sa microporosité et sa teneur en matières organiques est propice à la rétention et à la dégradation des produits dans les couches superficielles (Souiller à paraître, Watanabe et Grismer, 2001). L'analyse du sol sous la bande issue d'une simulation de ruissellement montre des teneurs très faibles en dessous de 20 cm et une étude réalisée par Vidon, 1997, montre que les sols de bandes enherbées peuvent présenter un pouvoir biodégradable plus important que celui d'une parcelle cultivée.

En résumé, les bandes enherbées présentent un intérêt certain pour la protection des eaux de surface de par leur action sur la réduction des flux de produits transitant dans le ruissellement. Pour ce qui est de la limitation des concentrations, elle semble démontrée pour les produits de faible solubilité. Pour les autres, la réduction n'est pas aussi systématique (elle dépend fortement des dynamiques de ruissellement (allure du pollutogramme) et d'infiltration : par exemple si le pic de concentration du ruissellement arrivant sur la bande correspond à une période d'infiltration prononcée, les concentrations maximales sont écrêtées).

Dans tous les cas, les bandes enherbées sont à préconiser en bordure de cours d'eau pour éviter la contamination par dérive de pulvérisation et ménager une zone d'interface pour les écoulements diffus de surface.

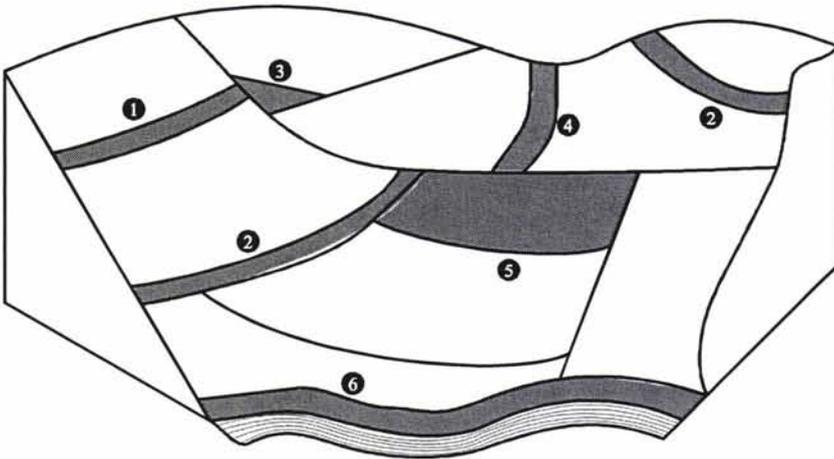
Les possibilités d'accumulation de produits dans la bande puis de relargage lors de crues successives ainsi que le devenir des produits dans le sol sont des points clés qui restent à approfondir.

Des études sont en cours pour évaluer dans le même esprit le rôle des zones boisées potentiellement intéressantes du fait de la litière de matières organiques qu'elles peuvent entretenir.

Après avoir mis en évidence l'intérêt d'une bande enherbée, il convient de la positionner de façon judicieuse dans un bassin versant afin d'assurer son efficacité.

Outre son rôle sur la dérive, ce type de dispositif a pour fonction d'intercepter les écoulements diffus de surface : il n'est donc pas

toujours suffisant de le localiser en bordure des cours d'eau principaux où il intercepterait une portion limitée des écoulements surfaciques. Il peut être nécessaire de l'implanter bien à l'amont du bassin hydrographique en des points stratégiques [dans ou en bordure de parcelle, dans une zone de réception (coin, fond de vallon ...)] (figure 4). Les principales limites de ce type de système étant les écoulements concentrés (fossés) et les transferts de sub-surface, qui les rendent inefficaces en les court-circuitant.



- ❶ dans la parcelle
- ❷ bordure aval de parcelle
- ❸ coin aval d'une parcelle
- ❹ fonds de vallon (chenal)
- ❺ prairie
- ❻ bordure de cours d'eau / plan d'eau

Figure 4 : Différentes localisations possibles pour les bandes enherbées au sein d'un bassin versant.

On préconise donc les dispositifs tampons dans les situations où la contamination des cours d'eau se fait de façon majoritaire par ruissellement diffus et où on est confronté à une problématique "eaux de surface" et non "eaux souterraines". Si des nappes sont à protéger, il faudra éviter les risques de transferts verticaux préférentiels, notamment dans les cas de nappes proches.

On en conclut que ces outils sont en général peu applicables en secteur drainé où la plupart de la contamination arrive au cours d'eau via les fossés de drainage ou la nappe.

3.2 Cas des fossés agricoles

Afin de déterminer en quelle mesure les fossés de drainage peuvent jouer un rôle de ralentissement, voire de dissipation de la contamination avant son arrivée au cours d'eau, des études ont été récemment entreprises par le Cemagref (2000).

Plusieurs fossés agricoles ont été étudiés dans l'Ouest de la France, avec des caractéristiques variées du point de vue de l'encombrement du fond et des débits. Le principe de l'expérience consiste à injecter des produits phytosanitaires et un traceur à l'amont et analyser les flux en différents points à l'aval.

Les trois herbicides étudiés (diflufénicanil, diuron et isoproturon) ne sont pas toujours récupérés à 100 % et les pertes de bilan par rapport au traceur sont dits "retenus" dans le fossé sans préjuger des processus mis en jeu. Cette "rétention" varie dans le même sens que le coefficient d'adsorption des produits et peut atteindre des taux non négligeables pour le diflufénicanil (70 % après 300 m).

La nature et la densité du substrat semblent jouer un rôle prépondérant dans la rétention conditionnant la nature et la superficie de la surface de contact. De même, les conditions hydrodynamiques semblent avoir une influence notable conditionnant les temps de contact –Garon–Boucher, 2001).

Ces études proposent des pistes qui nécessitent d'être approfondies pour évaluer en quelle mesure un aménagement approprié des fossés pourrait en faire des outils de limitation des écoulements concentrés.

Conclusion

Pour conclure, la réduction de la contamination des cours d'eau par les produits phytosanitaires d'origine agricole passe par :

l'élimination progressive des pollutions ponctuelles à travers une formation appropriée et des dispositifs individuels ou collectifs adaptés,

la réduction de la pollution diffuse qui, plus délicate à maîtriser, implique une meilleure prise en compte des conditions de milieu pour chaque parcelle afin de mieux cerner ses potentialités agronomiques, l'évolution des nuisibles et les risques de transfert. De même, la mise en œuvre de solutions au niveau du bassin versant implique une connaissance suffisante des chemins de circulation de l'eau et des zones potentiellement tampons. Il en résulte la nécessité de mise en œuvre de diagnostics préalables pertinents aux deux échelles de la parcelle et du bassin.

Ainsi, il apparaît que la réduction de la contamination des cours d'eau ne doit pas se limiter à un raisonnement au niveau de chaque exploitation agricole prise individuellement mais doit aussi passer par des concertations et des mises en œuvre collectives. Ces aspects devraient notamment trouver leur place dans les futures actions incitatives relevant des contrats territoriaux d'exploitation. De même, il semble inévitable de faire intervenir à terme dans la négociation de l'aménagement du territoire l'ensemble des acteurs et des usagers concernés afin de répondre au mieux aux exigences liées à la multi-fonctionnalité de l'espace rural.

Références bibliographiques

Cemagref, (2000) : Lutte contre les pollutions diffuses en milieu rural : Définition et intégration à l'échelle d'un territoire de scénarios d'action. Rapport de restitution dans le cadre du thème mobilisateur "Concilier l'Agriculture et l'Environnement". Dépôt Cemagref de Lyon, 3 bis Quai Chauveau, 69336, Lyon. 56 p.

CORPEN (1994) : Programme d'action contre la pollution des eaux par les produits phytosanitaires provenant des activités agricoles. Groupe Phytopratt, Secrétariat du CORPEN, mission Eau-nitrates, ministère de l'Aménagement du territoire et de l'environnement, Direction de l'eau.

CORPEN (1995) : Protection des cultures et prévention des risques de pollution des eaux par les produits phytosanitaires utilisés en agriculture, recommandations générales. Groupe Phytopratt, Secrétariat du CORPEN, mission Eau-nitrates, ministère de l'Aménagement du territoire et de l'environnement, Direction de l'eau. 90 p.

CORPEN (1996) : Qualité des eaux et produits phytosanitaires. Propositions pour une démarche de diagnostic. 106 p.

CORPEN (1997) : Produits phytosanitaires et dispositifs enherbés. État des connaissances et propositions de mise en oeuvre. Groupe "Dispositifs enherbés". Secrétariat du CORPEN, mission Eau-nitrates, ministère de l'Aménagement du territoire et de l'environnement, Direction de l'eau. 35 p.

CORPEN (1999) : Désherbage, éléments de raisonnement pour une maîtrise des adventices limitant les risques de pollution des eaux par les produits phytosanitaires. Groupe Phytopratt, Secrétariat du CORPEN, mission Eau-nitrates, ministère de l'Aménagement du territoire et de l'environnement, Direction de l'eau. 90 p.

Garon-Boucher C., Gouy V., Laillet B., Dramais G. (2001). Rétention des produits phytosanitaires dans les fossés de connexion parcelle-cours d'eau. Dans la Revue des Sciences de l'Eau, numéro spécial Colloque franco-québécois "La pluridisciplinarité dans les problèmes de l'environnement : les

interactions Air-Sol-Eau", Québec, 14-15-16 mars 2001. A paraître.

Souiller C., Coquet Y., Benoit P., Real B., Garon-Boucher C., Laillet B., Dutertre A., Michalak B., Assier J.-M.. Capacités de stockage et d'épuration des sols de différents dispositifs enherbés vis-à-vis des produits phytosanitaires. Première partie : dissipation des produits phytosanitaires à travers un dispositif enherbé : mise en évidence des processus mis en jeu par la simulation de ruissellement couplée avec l'infiltrométrie. *Étude et Gestion des Sols*. A paraître.

Vidon Ph., (1997). Rôle des matières organiques des sols des bandes enherbées dans la rétention et la dégradation des pesticides : cas de l'isoproturon. DEA, INRA-Université P. et M. Curie-École normale supérieure.

Watanabe H., Grismer M.-E. (2001). Diazinon transport through inter-row vegetative filter strips: micro-ecosystem modeling. *Journal of Hydrology* 247 (2001) 183-199.

La maîtrise des technologies de pulvérisation, facteur primordial pour la réduction de la pollution des milieux par les phytosanitaires

Control of sprayers technologies, main factor to reduce the pollution of environment by pesticides

Bernard Bonicelli

Unité de recherche Génie des équipements agricoles et forestiers

Cemagref, BP 5095, 34033 Montpellier Cedex 1

bernard.bonicelli@cemagref.fr

Philippe Marchal

Département Génie des équipements agricoles et des procédés alimentaires

Cemagref, Parc de Tourvoie, 92163 Antony Cedex

philippe.marchal@cemagref.fr

Résumé :

Des études récentes ont permis de démontrer la présence de quantité importante de produits phytosanitaires dans l'air et les eaux de pluie. Des recherches sont entreprises pour comprendre les mécanismes responsables de l'émission par les pulvérisateurs de ces produits, puis leur transports dans l'environnement. Des modèles en mécanique des fluides et des méthodes de caractérisation de ces phénomènes permettent l'optimisation ou la conception de nouvelles technologies. A terme, la maîtrise et l'efficacité de la pulvérisation conduiront à une diminution des risques de pollutions des milieux terrestre et aquatiques par voie aérienne.

Abstracts:

New studies indicate a high level of pesticide in air and rain water. The development of research to improve the knowledge of sprayers is a the key factor of progress. Fluids mechanism models and new measurements methods allow the optimisation and the conception of a new generation of sprayers to reduce the pollution of surface waters by aerial way.

Mots clés : technologie, pulvérisateur, phytosanitaire, pollution de l'air

Keywords: *technology, sprayer, pesticides, air, pollution*

Introduction

La protection des cultures est un élément clé de l'agriculture européenne, sa généralisation a induit une pollution de l'environnement par les produits phytosanitaires. Ce constat conduit simultanément à une évolution des pratiques actuelles et à la définition des moyens alternatifs de protection des cultures. Les objectifs de nos travaux de recherche sont la détermination et la validation de technologies permettant de réduire les apports de phytosanitaires tout en préservant les végétaux.

1. Principales voies de pollution des milieux aquatiques et terrestres par les phytosanitaires

La pollution des milieux aquatiques et terrestre est bien étudiée par les scientifiques et ces recherches ont permis de quantifier les niveaux de concentration en phytosanitaires inquiétants atteints (95 % des eaux de surface prélevés sont concernés (4)) et de proposer des modèles de migration dans les milieux terrestres jusqu'au milieu aquatiques.

Des résultants récents (12), ont montré des concentrations de pesticides dans l'air et dans les eaux de pluie, largement supérieures aux doses admises dans l'eau. Ainsi, des études de l'INRA de Rennes ont révélé que 78 % des échantillons d'eau de pluie contenaient des molécules actives dont 60 % dépassaient 0,1 $\mu\text{g/l}$. De même, l'École Pratique des Hautes Études, cite des concentrations de 0,35 à 0,81 $\mu\text{g/l}$ à Paris. Ces derniers résultats soulignent le rôle important du transport par voie aérienne.

En effet, à l'inverse de l'étude de la migration des pesticides, dans ou sur le sol, il existe peu d'équipes de recherche centrées sur les mécanismes de transport de ces produits dans l'air et leur devenir. Plusieurs explications sont avancées ; 25 à 75 % des pesticides n'atteignent pas leur cible (le végétal), le taux de

volatilisation peut atteindre 90 % sur des sols humides ! Bien que le CORPEN (mai 2001 (3)) ait identifié le besoin en recherche dans ce domaine, il le limite à l'étude de pollution ponctuelle, alors qu'il est plus exact de le répertorier "pollution ponctuo-diffuse".

Les effets sur la santé de l'homme de la présence de phytosanitaires dans l'air sont maintenant établis et donne aux travaux de recherche sur la "voie aérienne", une place prioritaire, sans sous-estimer le rôle de cette voie dans les pollutions diffuses des milieux terrestre et aquatique.

2. Facteurs de maîtrise des procédés de pulvérisation

Tout un ensemble de phénomènes techniques, opératoires ou décisionnels permettent de décrire les techniques d'application des pesticides. Il est ainsi possible de représenter les différents impacts d'une pulvérisation sur l'environnement proche ou lointain tout en les reliant aux conditions locales de végétation, de sol, de vent, de température ou d'hygrométrie : évaporation, dérive au vent, dépôt et dégradation sur les cibles, lessivage par la pluie, ruissellement sur le sol, infiltration rétention et dégradation dans le sol. Pour compléter cette approche il faut aussi prendre compte de l'évolution temporelle des cultures et des conditions météorologiques (2).

Face à ces phénomènes, on constate que les solutions technologiques utilisées sont généralement très sensibles à leurs paramètres de réglages (géométrie, pressions, vitesses) mais aussi aux modes opératoires (qualité des mélanges, état de la machine, précision des manœuvres, respect des consignes (5)).

Pour apporter des connaissances nouvelles sur ce système complexe (pulvérisation-sol-végétal-air), il est nécessaire de mettre en évidence et de hiérarchiser les facteurs de maîtrise de ces procédés de pulvérisation. Ainsi, trois axes de recherche ont été initiés et correspondent à ces principaux facteurs explicatifs.

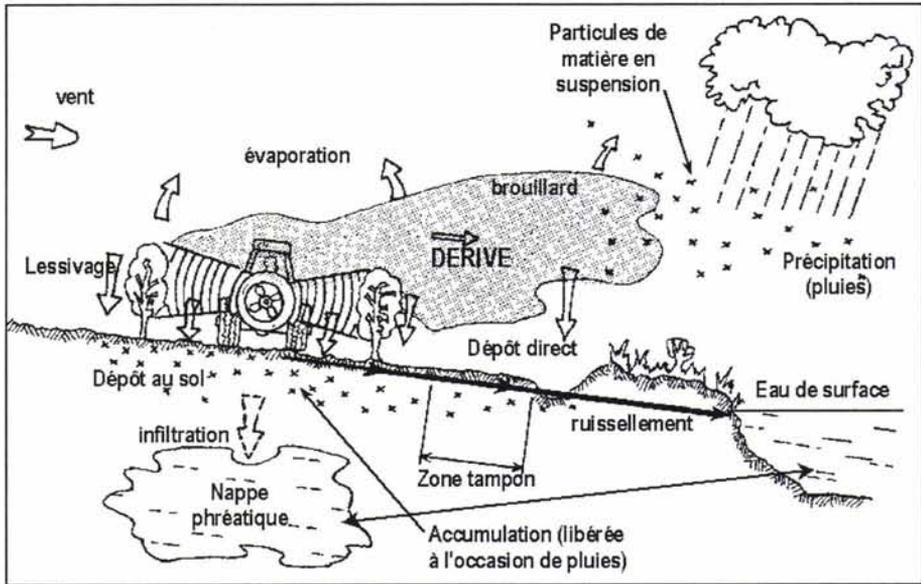


Figure 1 : Principales voies d'émission et de transport des phytosanitaires

2.1 Modélisation des phénomènes de pulvérisation

L'étude sur la pulvérisation agricole est un problème complexe car elle suggère la compréhension des phénomènes d'émission (eaux, matière active et adjuvant, ...) dans une géométrie variable et hétérogène.

La simulation de ces écoulements nécessite d'avoir recours à plusieurs modèles existant dans le domaine de la mécanique des fluides.

Le choix de ou des échelles d'analyse de ce problème complexe conduit à prioriser une famille de modèle et de méthodes de simulation. En effet, on peut décomposer le problème en travaillant sur :

- l'émission des gouttes,
- le transport des gouttes dans un environnement simple (sans obstacle) ou réel (végétaux), (6) (9) (11) (13) (14)

- la diffusion des gouttes hors de la parcelle traitée.

Ces objectifs correspondent à des échelles de travail différentes, proximité de la buse, micro-environnement (buse + végétaux), environnement proche (parcelle). Le transport hors de la parcelle correspond à des modèles "régionaux" (10). Les modèles "en mécanique des fluides" validés pour les jets, le transport des aérosols ou mixte (jets + aérosols) sont utilisés dans des conditions limitées et des géométries précises. Les résultats disponibles ont permis de définir les facteurs essentiels pour le premier problème ; l'émission des gouttes, par contre, pour le transport des gouttes, les travaux actuels se limitent à une quantification globale des écoulements avec une précision insuffisante pour valider des modifications de réglage du pulvérisateur (7).

Des équipes américaines, ont couplé des modèles de transport à des "modèles de dépôt" (modèle AgDRIFT/FS (15) et ont validé ses outils pour des pulvérisations aériennes de zone difficile d'accès.

Les technologies actuelles de pulvérisation permettent une répartition homogène par unité de surface, même à de bas volume, mais conduisent à des hétérogénéités sur les végétaux (faces supérieure et inférieure, haut ou bas de la végétation, ...) trop importantes. Le choix des échelles d'étude et des modèles associés et la mise en cohérence de ces différents modèles restent un axe de recherche, pour obtenir une compréhension de l'hétérogénéité au niveau du végétal, dans une culture donnée.

2.2 Caractérisation de l'efficacité des pulvérisateurs

La maîtrise de la caractérisation de l'efficacité des pulvérisateurs est un élément prépondérant pour les travaux entrepris, soit pour valider les résultats de simulation (1), soit pour quantifier les paramètres essentiels utilisés dans les modèles d'écoulement. De plus, elle permet l'optimisation des paramètres de réglage d'un pulvérisateur. Ces caractérisations sont, soit physiques (vitesse d'air, diamètre des gouttes, ...), soit qualitatives (efficacité de

dépôt sur les cibles). On distingue la caractérisation in situ et la caractérisation laboratoire.

Les caractérisations in situ sont toujours délicates à mener et nécessitent d'importants moyens techniques et humains. Concrètement les analyses sont menées par échantillonnages directs lors du passage d'un pulvérisateur sur des parcelles prévues à cet effet. Plusieurs campagnes sont alors nécessaires pour bien établir les tendances (16).

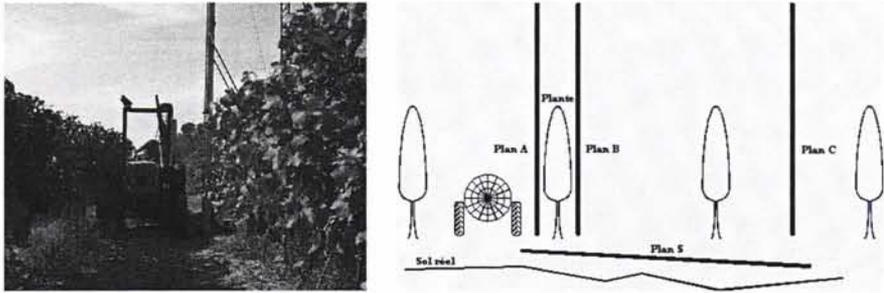


Figure 2 : Évaluation de la dérive aux champs

Si les caractérisations en conditions contrôlées comprennent moins d'incertitudes, elles nécessitent par contre des moyens expérimentaux beaucoup plus lourds. La mise au point d'outils de recherche performants constitue alors le facteur clé de validation des référentiels puis des modèles utilisés par la suite. Les caractérisations sont ensuite menées suivant des protocoles expérimentaux validés.

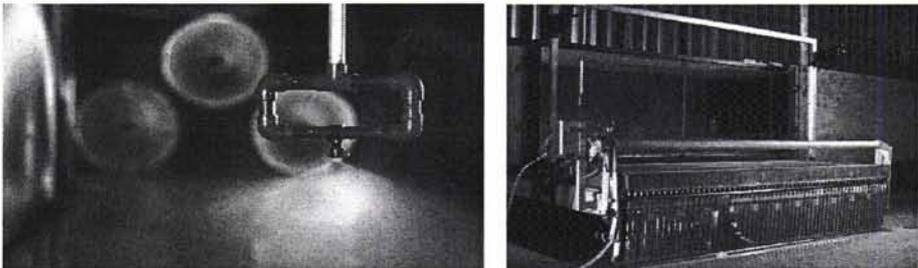


Figure 3 : Étude théorique de la dérive



Figure 4 : Mesure de diamètre des gouttes dans un jet par granulométrie vélocimétrie laser

2.3 Conception de nouvelles technologies

L'amélioration des performances des pulvérisateurs peut provenir de la conception de nouvelles technologies de pulvérisation (buses, asservissement, ...) ou des avancées en mécanique (stabilité, contrôle des vibrations, ...) (8).

Notre démarche passe par un couplage des outils très performants de CAO, des développements spécifiques et des moyens expérimentaux de validation. L'étude du comportement de "maquettes virtuelles" permet alors un gain considérable de temps et de moyens. Dans ce cadre, au-delà du savoir-faire des acteurs industriels, le Cemagref s'attache à apporter les références, les méthodes et les outils spécifiques à l'optimisation mécanique, hydraulique, aéraulique ou électronique des équipements. C'est grâce à ces travaux, que les améliorations techniques des pulvérisateurs sont le plus rapidement industrialisées.

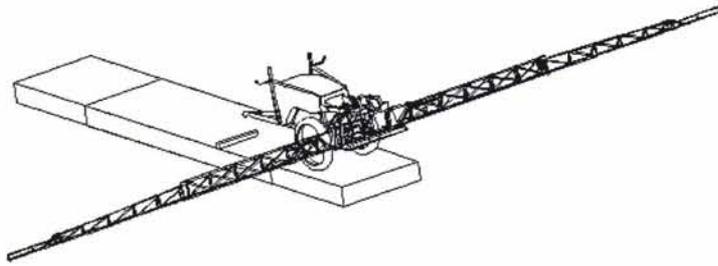


Figure 5 : Optimisation mécanique d'un équipement via une "maquette virtuelle"

D'autres travaux sont initiés à partir de la conception d'outils d'aide à la décision. En effet, à partir d'une expertise agronomique, des modèles conceptuels de décision et des informations acquises en temps réel sur les équipements, des propositions d'actions sont faites à l'opérateur.

La supervision de ces décisions à l'aide d'outils informatiques constitue désormais une voie d'amélioration considérable en terme de qualité et de suivi. Cela permet aussi d'aborder aussi bien les problèmes d'efficacité d'une application (adéquation du traitement par rapport à l'attaque) que les problèmes de préservation durable de l'environnement (respect des consignes et des limites acceptables). Ainsi, à chaque niveau décisionnel (de l'alerte à la mise en œuvre jusqu'au constat) l'appréciation objective des événements devient alors un facteur d'amélioration.

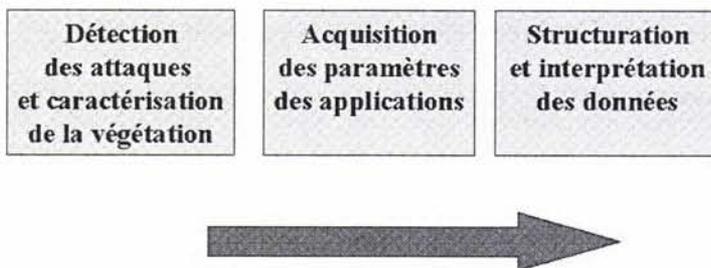


Figure 6 : Une supervision pour le contrôle de la qualité globale de la technique de protection

Conclusion

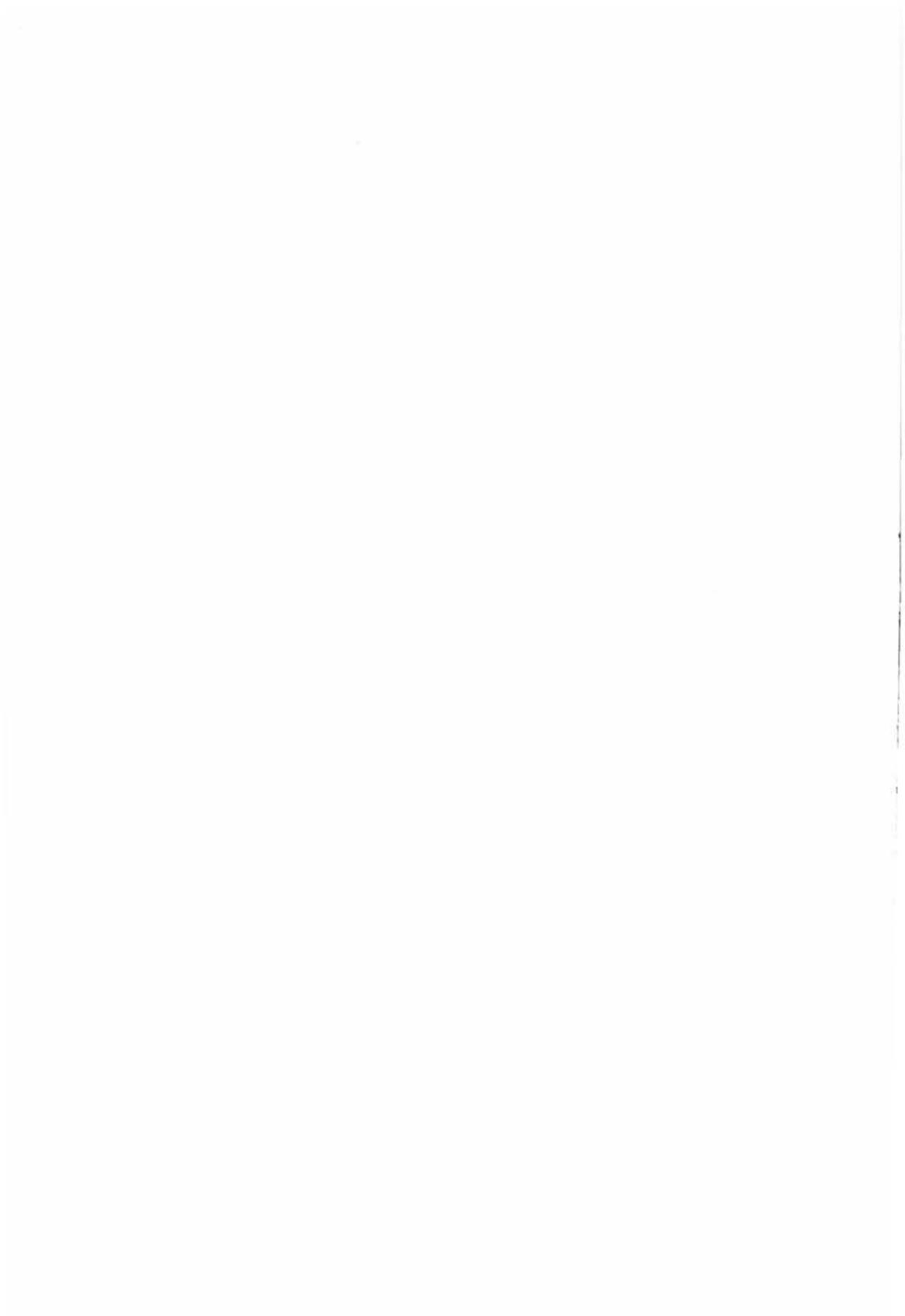
Ces recherches technologiques sur les mécanismes d'émission et de transport des phytosanitaires dans l'air, contribuent à la réduction des pollutions diffuses, par l'amélioration des procédés de pulvérisation en milieu agricole.

Ces résultats nécessitent un constant dialogue avec la recherche agronomique, pour intégrer les évolutions des connaissances en physiologie végétale et en pratiques culturales. De par l'importance des concentrations dans l'air, et leur impact sur la santé, ces travaux peuvent être considérés comme un moyen privilégié d'action pour la réduction des pollutions diffuses des milieux terrestre et aquatique.

Références bibliographiques

1. Boutiti M., CNEEMA Antony, Institut National Agronomique de Tunisie, 1977, "Contrôle de répartition des pulvérisateurs au champ par la méthode colorimétrique". Mémoire de 3^{ème} cycle 63 p. (Antony : TH453)
2. Brunet Y. 1994, "Vent, turbulence et signaux mécaniques. Signaux environnementaux et fonctionnement de la plante et du couvert végétal". Séminaire du département de Bioclimatologie INRA, Clermont-Ferrand, 12/13 décembre 1994, p. 50-55
3. Corpen 2000, "Les besoins de recherche relatifs aux produits phytosanitaires", p. 1-5
4. EEA joint EMEP/CORINAIR 90 "Atmospheric Emission Inventory Guidebook, First Edition", European Environmental Agency, Copenhagen, Denmark 1996
5. Édition de la Nouvelle Librairie, 1990, "Pulvérisation et pulvérisateurs". Département Agri-Nathan International, Encyclopédie agricole pratique n° 900, 95 p. (Antony : BC237)
6. Ghos, S., Philips, J.-C. Perkins, R.-J. Modelling, 1991, "The flow in droplet-driven sprays". *Advances in Turbulence*, 3, p. 405-413
7. Hobson P.-A., Miller P.-C.-H., Walklate P.-J., Tuck C.-R., Western N.-M., 1993, "Spray drift from hydraulic spray nozzles : the use of a computer simulation model to examine factors influencing drift". *Journal of Agricultural Engineering Research*, 54, p. 293-305
8. Houmy K., 1992 "Conception d'une rampe de pulvérisation en relation avec les sollicitations dynamiques". Dissertation originale présentée en vue de l'obtention du grade de docteur en sciences agronomiques, Faculté des sciences agronomiques de Gembloux, BEL, p. 243
9. Irla E., Ankent T., Krebs H., Ruegg J., 2001, "Optimisation de la technique de pulvérisation des pommes de terre biologiques", rapport FAT, n° 561

10. Les grands défis du XXI^{ème} siècle, 2001 "L'air", Le journal du CNRS n° 135
11. Marchant J.-A., 1977, "Calculation of spray droplet trajectory in a moving air stream", Journal of Agricultural engineering Research, 1977, 22, p. 93-96
12. Nadeau I, 2000, "Alerte aux pesticides dans l'air", Environnement Magazine, n° 1587
13. Raupach, M.-R., 1981 "Turbulence in and above plant canopies". Annual review of Fluid Mechanics 1981, 13, p. 97-129
14. Reichard D.-L, Zhu H., Fox R.-D., Brazee R.-D., 1992, "Computer simulation of variables that influence spray drift", Transactions of the ASAE 35 (5), p. 1401-1407
15. Thistle H.-W., Teske M.-E., Twardus D.-B., 2001 "Zeroing in on forest enemies, computer modelling aerial spraying accuracy". Ressource, May, p. 7.8
16. Walklae P.-J., K.-L. Weiner and C.-S. Parkin, 1992, "Analysis of and experimental measurements made on a moving air-assisted sprayer with two-dimensional air-jets penetrating a uniform crop canopy". J.Agric Engng. Res., 1992, p. 63, p. 365-378



Prévention de la contamination des eaux par les produits phytosanitaires

Nécessité d'un diagnostic préalable

Prevention of water contamination by crop protection products

Necessity of a prealable diagnosis

Benoît REAL

ITCF

2 Chaussée Brunehaut, 80200 Estrees-Mons

breal@itcf.fr

Résumé :

Il est nécessaire de distinguer la lutte contre les pollutions ponctuelles de celle contre les pollutions diffuses. Au préalable, un diagnostic doit être réalisé, mais à quelle échelle ? L'échelle la plus pertinente est celle du bassin versant, mais des difficultés techniques existent et le nombre d'acteurs à mobiliser est important. Le CORPEN propose, lui, une démarche de diagnostic de terrain, avec des critères simples. L'objectif est de comprendre les écoulements d'eau à la parcelle, au moyen de deux arbres de décision, pour deux périodes clés de l'année.

Abstract:

It is necessary to distinguish a limited pollution and a non-point source pollution of agricultural origin. In first, a diagnosis must be realised, but at which scale ? The scale of the watershed is the most relevant, but there are technical problems and numerous actors to implicate. CORPEN proposes a diagnosis method at the field scale, with simple criteria. The goal is to understand water runoff at the field scale, with two decision trees, at two different periods in the year.

Mots-clés : pollution diffuse, bassin versant, diagnostic, écoulement d'eau

Keywords: *non-point pollution, agricultural pollution, watershed, diagnosis, runoff*

Introduction

Les mécanismes de transfert de produits phytosanitaires sont divers et variés. Marc Voltz a décrit la nature des différentes sources de contamination, ponctuelles et diffuses et a présenté les mécanismes complexes du transfert vers les cours d'eau. Ces transferts sont issus des interactions entre les caractéristiques du milieu, celles des périodes d'utilisation des produits phytosanitaires et notamment des événements climatiques qui précèdent ou suivent leur application et enfin celles des caractéristiques intrinsèques des substances actives et des doses auxquelles elles sont utilisées. Ils peuvent également être beaucoup plus simples et plus directs quand il s'agit de déport d'appareils de pulvérisation qui appliquent des traitements à proximité immédiate de cours d'eau ou de fossés.

Véronique Gouy a développé l'ensemble des techniques culturales et aménagements de parcelles ou du territoire qui jouent un rôle important, sinon déterminant, dans la limitation des transferts de micro-polluants organiques vers les eaux de surface. A toutes ces techniques s'ajoute bien entendu la sécurisation de tous les postes de travail liés à l'utilisation d'un appareil de pulvérisation (stockage des produits, aire de remplissage et nettoyage de l'appareil, gestion des déchets et des emballages).

Forts de ces connaissances, comment développer des actions de prévention et de protection de la qualité des eaux superficielles ? Par simplification, on pourrait dans un premier temps dissocier la lutte contre les pollutions ponctuelles de celle contre les pollutions diffuses en se disant que si les agriculteurs et autres applicateurs respectaient un minimum de précautions, sécuriseraient notamment leurs aires de remplissage et de lavage du matériel et pratiquaient la gestion des fonds de cuve comme le conseille le CORPEN, une part importante des sources de contamination serait supprimée. Ce renouvellement comportementiel demande un investissement important en communication et en sensibilisation, en cours depuis quelques années, dont les résultats ne seront palpables qu'à moyen terme, voire à long terme. De plus, l'aménagement de postes de remplissage et de lavage sécurisés, simples, pratiques, à des coûts abordables, nécessite la prise en compte du milieu comme pour les pollutions

diffuses. En effet, selon la nature du sol, son niveau de pente, la proximité de fossés ou de cours d'eau, la présence de nappes superficielles, la présence de zones tampons aux abords de l'exploitation, les aménagements à réaliser sont différents. Autrement dit, la prévention des pollutions ponctuelles, comme la prévention des contaminations diffuses nécessite un diagnostic préalable.

1. A quelle échelle réaliser le diagnostic ?

L'échelle de diagnostic la plus pertinente est celle du bassin versant. Elle permet en effet d'envisager un plan d'action global d'aménagement et d'amélioration des pratiques pour protéger la qualité des eaux. Mais cette échelle présente un certain nombre de difficultés. La première est la taille du bassin. Au-delà d'une certaine taille (quelques milliers d'hectares), la compréhension de la complexité des mécanismes de transfert et les différentes sources de contamination évoquées précédemment sont un premier obstacle à un diagnostic fiable.

Le diagnostic à une échelle importante exige la participation d'un nombre d'acteurs important, la recherche d'un nombre d'informations non négligeable et nécessite de suivre un certain nombre d'étapes.

Ces étapes, décrites dans le document du CORPEN "Qualité des eaux et Produits phytosanitaires – Propositions pour une démarche de diagnostic ; Groupe Diagnostic. Février 1996" portent sur :

- la délimitation de la zone de diagnostic,
- la caractérisation du milieu physique,
- le suivi analytique de la pollution des eaux,
- l'occupation du sol et ses caractéristiques,
- l'identification des pratiques des agriculteurs,

- l'étude de l'environnement socio-économique et les motivations des agriculteurs,
- l'étude des pratiques en secteur non agricole.

Autant dire que l'organisation de la mise en place du diagnostic doit être confiée à un maître d'œuvre qui soit capable de fédérer les personnes ressources susceptibles de renseigner les points incontournables pour mener à bien le diagnostic.

Dans certains milieux, sous-sol karstique, surfaces drainées importantes, la délimitation des bassins versants est parfois délicate. Le plus grand soin doit entourer cette opération si on veut éviter de gaspiller du temps et de l'argent dans des diagnostics et des plans d'action inutiles à cause de contaminations provenant d'un bassin voisin.

De plus, la mise en place d'un plan d'action en fonction des résultats du diagnostic concerne un nombre important d'agriculteurs ou d'utilisateurs de produits phytosanitaires ; il est donc long et difficile à mettre en place. Les résultats de ce plan d'action sur la qualité de l'eau sont alors aléatoires à court terme et faibles à moyen terme.

Enfin, vu la mobilisation importante nécessaire à l'établissement d'un diagnostic, il paraît évident que la priorité est de réaliser des diagnostics dans les zones à problèmes, là où des contaminations des eaux sont avérées.

Il existe une échelle où l'établissement d'un diagnostic des risques de transfert est plus facilement opérationnel ; c'est celui de la parcelle agricole, en sachant qu'il faut néanmoins travailler à celle du bassin versant pour réaliser une réelle prévention de la qualité des eaux.

Comment concilier ces deux échelles ? Nous y reviendrons après avoir présenté la démarche de diagnostic du CORPEN.

2. La démarche de diagnostic du CORPEN

La démarche de diagnostic du CORPEN (Désherbage – Éléments de raisonnement pour une maîtrise des adventices limitant les risques de pollution des eaux par les produits phytosanitaires. Groupe Phytopratt. Juin 1999) est une démarche de terrain qui utilise des critères simples, facilement observables par un technicien et un agriculteur. Elle nécessite néanmoins une bonne connaissance agronomique et un minimum de connaissance des sols de la région dans laquelle on l'applique. Elle prend en compte la culture, le travail du sol et la rotation. Enfin, cette démarche conserve un réel souci d'efficacité agronomique dans les propositions de changement de pratique qu'elle peut être amenée à proposer à la suite du diagnostic.

La cause principale de transfert de produits phytosanitaires est la circulation de l'eau excédentaire dans et hors de la parcelle agricole qui vient ou qui va être traitée. Il s'agit donc de comprendre les écoulements d'eau à la parcelle, de situer la parcelle dans le paysage pour définir la destination de ces écoulements et enfin de proposer, là où c'est nécessaire, des changements de techniques culturales, des aménagements de parcelles ou des changements de produits.

Pour caractériser les modes d'écoulement des eaux excédentaires hors de la parcelle, deux arbres de décision basés sur des questions simples (un concernant les sols à comportement battant et un concernant les autres sols) sont utilisés pour deux périodes clefs de l'année (cf. figure 1 : Arbre de décision sols sensibles à la battance). La première est l'hiver et le début du printemps et la seconde est la fin du printemps et le début de l'été. Elles correspondent aux principales époques de traitement sur les cultures d'automne et de printemps. La première est caractérisée par des réserves utiles des sols qui sont remplies et des pluviosités importantes. La seconde est souvent caractérisée par des orages importants dont l'intensité est supérieure à la capacité d'absorption de l'eau par les sols.

Une fois la circulation de l'eau excédentaire définie à ces deux périodes de l'année, on peut, selon le mode de circulation, sa destination, et les traitements pratiqués sur la parcelle, évaluer

un risque de transfert de produits phytosanitaires vers une ressource en eau.

Cette démarche de diagnostic permet de proposer des solutions techniques à l'échelle de la parcelle agricole en prenant en compte la rotation des cultures qui y est pratiquée et en conservant un souci d'efficacité agronomique des façons culturales et des techniques de protection des cultures proposées. Quand on agrège les parcelles les unes aux autres, on aboutit à un changement d'échelle du diagnostic qui peut prendre en compte deux nouvelles dimensions : celui de l'exploitation agricole ou celui du petit bassin versant.

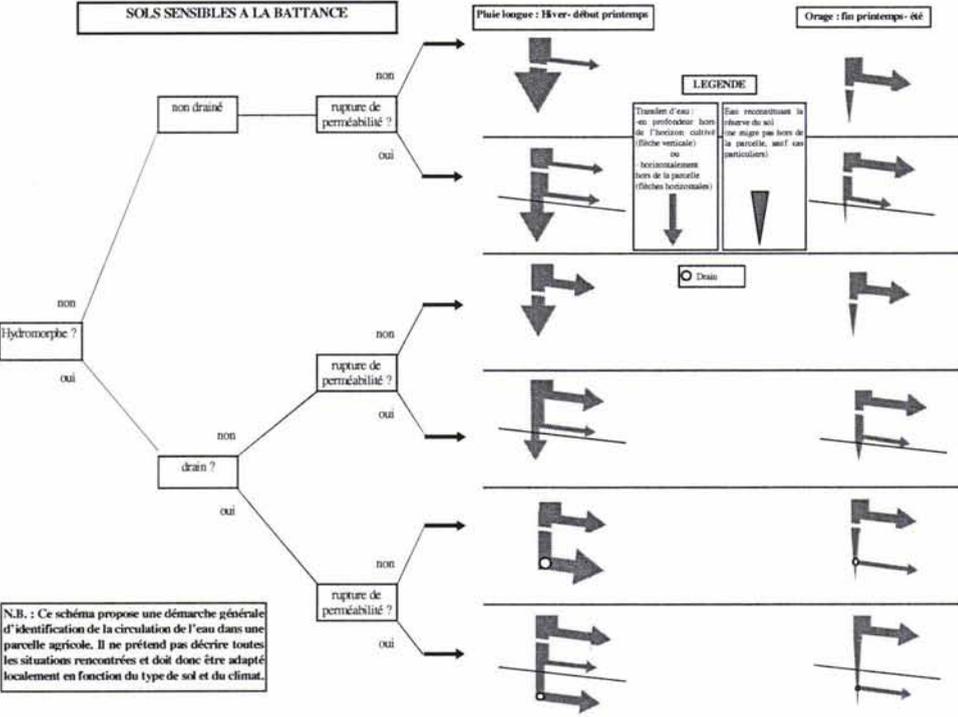


Figure 1 : Arbre de décision sols sensibles à la battance (d'après CORPEN)

3. De la parcelle à l'exploitation agricole

L'échelle de l'exploitation agricole est intéressante dans la mesure où elle constitue une entité socio-économique décisionnelle qui est à même de mettre en œuvre un plan d'action axé sur la prévention de la qualité des eaux. Cela est d'autant plus important que les conseils d'adaptation des techniques culturales portent sur des aménagements lourds (zones tampons), le travail du sol, l'assolement, un changement dans l'organisation du travail (périodes d'application des produits phytosanitaires) ou dans le choix des produits appliqués. Le plan d'action proposé peut en effet avoir des conséquences économiques non négligeables sur le fonctionnement de l'exploitation.

Elle est d'autant plus importante que le diagnostic proposé par le CORPEN est à réaliser avec l'agriculteur qui a une connaissance fine du comportement de ses parcelles même si il ne sait pas traduire ses connaissances en terme de risque de transfert de produits phytosanitaires. Bien souvent, le concours de l'agriculteur permet au maître d'œuvre du diagnostic d'éviter des erreurs dues à des a priori ou à une extrapolation abusive de ce qu'il a constaté par ailleurs. Enfin, le diagnostic est réellement un moment privilégié d'échanges et de sensibilisation de l'agriculteur sur les problèmes de pollution des eaux.

C'est également la possibilité d'avoir avec l'agriculteur une approche globale des risques de pollution en réalisant avec lui un projet de sécurisation du local de stockage des produits phytosanitaires ainsi que de son aire de remplissage et de lavage du pulvérisateur. Cela permet également de dépasser les risques de pollution ponctuelle liés aux produits phytosanitaires et d'élargir les propositions d'aménagement au stockage de l'azote liquide, du fuel, des huiles usagées et des semences traitées.

Dans quelles situations des agriculteurs peuvent-ils être intéressés par ce type de démarche ? On constate qu'un nombre de plus en plus important d'agriculteurs se sentent concernés par l'impact de leur pratiques sur la qualité des eaux ou même sur l'environnement en général. Cela est dû pour partie à la médiatisation de contaminations des eaux dans certaines régions, à une meilleure application de la réglementation portant sur

l'information du public, en particulier sur l'eau distribuée et à l'évolution des mentalités sur ce problème.

Il est certain que les agriculteurs les plus sensibilisés sont ceux des régions ou petites régions où des problèmes de contamination sont constatés.

Dans le cadre de filières de production, des démarches de certification de produits ou de qualification d'entreprises prennent en compte l'impact des techniques de production sur l'environnement et les agriculteurs souhaitant adhérer à ces démarches suivent un cahier des charges prévoyant le diagnostic des pollutions ponctuelles et/ou le diagnostic des pollutions diffuses. Enfin, les mesures agri-environnementales et les contrats territoriaux d'exploitation (CTE) permettent maintenant aux agriculteurs de mettre en place des plans d'action destinés à supprimer les sources de contamination des eaux, que celles-ci soient d'origine ponctuelle ou diffuse.

4. De l'exploitation agricole au bassin versant

Dans de petits bassins versants expérimentaux, encore appelés bassins de démonstration, il est possible avec l'adhésion des agriculteurs et des moyens financiers non négligeables de procéder au diagnostic de toutes les parcelles de toutes les exploitations du bassin. Les moyens financiers issus du Fonds national de solidarité sur l'eau (FNSE) et gérés par les Directions départementales de l'environnement (DIREN) ont été particulièrement renforcés en 2000 dans le cadre du programme national de réductions des contaminations des eaux pour réaliser et mettre en œuvre des plans d'action dans ce type de bassins versants. Ces opérations sont généralement pilotées par les Services régionaux de la protection des végétaux (SRPV), des Chambres d'agriculture, des Instituts techniques sous l'égide et le contrôle des Groupes régionaux. Ces bassins sont en général choisis à la suite de suivis réguliers de la qualité de leur eau qui ont montré des contaminations répétées de leur ressource. Il s'agit de montrer que, grâce à des mesures pratiques appropriées, il est possible d'améliorer la qualité de l'eau.

Il n'est pas bien entendu envisageable d'étendre ce genre d'action à tous les bassins versants de France et de Navarre. Comment envisager de promouvoir des pratiques de protection des cultures compatibles avec une bonne qualité de l'eau sans réaliser un diagnostic exhaustif des modes de transfert et des sources de contamination ? C'est possible à l'échelle de plus grands bassins versants pourvu que l'on ait une bonne connaissance des différents milieux pédologiques et géologiques qui les constituent. Pour cela, une collaboration étroite entre les personnes ressources du bassin est indispensable. Une étroite collaboration entre pédologues et agronomes permet de définir des unités de milieu au fonctionnement hydrologique et hydrogéologique homogène. Sur un certain nombre d'exploitations, des diagnostics CORPEN peuvent être réalisés. Les conclusions des diagnostics doivent aboutir à des conseils opérationnels dont il convient de chiffrer les coûts. Avec une bonne connaissance de la représentativité des exploitations diagnostiquées, on peut alors extrapoler à l'échelle de tout le bassin un premier diagnostic des causes de contaminations, un inventaire des solutions possibles et de leurs coûts ainsi que la possibilité d'améliorer la situation.

Ce type de diagnostic à grande échelle par sondage et extrapolation permet d'engager des actions avec des agriculteurs volontaires sur des surfaces importantes. Il est néanmoins nécessaire de mettre en œuvre, à l'échelle de chaque exploitation concernée par des changements de pratiques, le diagnostic CORPEN parce que la démarche de diagnostic réalisée avec l'agriculteur est un moment privilégié de sensibilisation et de formation à la vulnérabilité des milieux par rapport à certaines pratiques culturales et à l'utilisation des produits phytosanitaires. C'est aussi pour l'agriculteur la possibilité de s'approprier les conclusions du diagnostic et les solutions pratiques proposées.

Conclusion

Pour limiter la contamination des eaux par les produits phytosanitaires en proposant des solutions adaptées que les agriculteurs pourront réellement mettre en œuvre, un diagnostic des sources de pollution est indispensable. La démarche de

diagnostic proposée par le CORPEN est adaptée aux différentes échelles opérationnelles de diagnostic et d'action même si elle est plus centrée sur l'approche des risques de transfert de résidus à l'échelle parcellaire. Elle offre l'avantage d'une démarche globale qui prend en compte le milieu (sol, sous-sol, éléments structurants du paysage, climat), le système de production, les techniques culturales et les problèmes de désherbage sur l'ensemble des rotations. Les solutions proposées peuvent être d'ordre agronomique, peuvent être des aménagements de parcelles ou de bordures de parcelles, peuvent déboucher sur des changements de périodes d'application ou de produits et sont réalisables à l'échelle de parcelles, d'exploitations agricoles ou de petits bassins versants.

La collaboration de l'ensemble des acteurs de terrain sensibilisés à l'amélioration de la qualité des eaux en France sur des démarches de diagnostic issues de la méthode proposée par le CORPEN conduira à limiter les contaminations. Pour cela, les cahiers des charges des diagnostics aux différentes échelles seront publiés par le CORPEN dans le courant de l'année 2001.

Références bibliographiques

Anda, Ferti-Mieux, juillet 2000. Évolution des pratiques agricole et de la qualité de l'eau.

Bretagne Eau Pure, janvier 1999. Bassins versants Bretagne Eau Pure : indicateurs de suivi-évaluation, Chambre d'agriculture Bretagne, DIREN Bretagne, Agence de l'Eau Loire-Bretagne.

Bourdais J. L., septembre 1998. Agrobiologie et environnement : une comparaison des systèmes de production agrobiologiques et conventionnels en Aquitaine sur la base d'indicateurs, rapport de synthèse, Cemagref, groupement de Bordeaux.

Briquel V., et al., mars 2001. La méthode IDEA (indicateurs de durabilité des exploitations agricoles) : une démarche pédagogique, Ingénieries n° 25 , 29-39.

CORPEN, 1996. Diagnostic de bassin versant : qualité des eaux et produits phytosanitaires : propositions pour une démarche de diagnostic,

CORPEN, octobre 1998. Programme d'action pour la maîtrise des rejets de phosphore provenant des activités agricoles

IFEN, 1997-1998. Agriculture et environnement : les indicateurs, éditions Lavoisier tec & doc.

IFEN, juin 1999. La diffusion de l'information sur l'environnement ou les produits du reporting environnemental, C. Rechatin, notes de méthodes, numéro 12.

IFEN, juillet 2000. Aménagement du territoire et environnement : politiques et indicateurs.

IFEN, oct. 2000. Calcul des surplus de nutriments d'origine agricole : spatialisation de statistiques grâce à CORINE land cover et application au cas de l'azote. Études et travaux n° 31.

Lanquetuit D., Sebillote M., 1997. Protection de l'eau, le guide Ferti-Mieux pour évaluer les modifications de pratiques des agriculteurs, 1996-1997.

OCDE, 2000. Indicateurs environnementaux pour l'agriculture : méthodes et résultats, résumé, agriculture et environnement.

Rechatin C., juillet 1996. Indicateurs de performance environnementale de la France, IFEN.

Villey-Desmeserets F., Ballay D., Tricard D., Henry de Villeneuve C., avril 2001. La Politique de préservation de la ressource en eau destinée à la consommation humaine. Rapport d'évaluation. France, Commissariat général du plan. Paris ; La Documentation française ; 402 p.

Conclusions

Les conclusions tirées de ce colloque à partir d'une table ronde réunissant les acteurs : producteurs de produits phytosanitaires, utilisateurs, agriculteurs organisés en entité professionnelle ad hoc, pouvoirs publics régulateurs, recherche (méthodes conventionnelles et approches alternatives), montrent les grandes orientations ou inflexions ci-après :

- mise en place d'actions de régulation par les ministères (environnement, agriculture, santé) en application des textes européens en ce qui concerne d'une part les produits et leur utilisation, d'autre part la prévention (recherche, commission ad hoc sur les toxiques), l'incitation et le contrôle ; avec des relais forts fonctionnant au plan local (groupes régionaux mis en place par les préfets).
- extension à la protection des cultures des actions Ferti-Mieux mises en place par les organisations professionnelles agricoles.
- nécessité de travaux scientifiques dans trois domaines, concernant la lutte chimique conventionnelle :
- en bioécotoxicologie, avec trois compartiments à considérer : organismes vivants, substances et milieux, rétroactions multiples entraînant de grosses difficultés d'approche et d'analyse.
- sur les transferts, dont la description nécessite encore de nombreux approfondissements, tant en ce qui concerne leurs déterminants, que les modalités d'exploitation des données (hydrologie, microbiologie des sols, chimie en particulier) collectées par les organismes de surveillance et de contrôle (quel usage, quelle mise en relation des historiques portant sur l'utilisation des substances et la qualité des eaux ?).
- sur la prévention, qui met en jeu des problèmes socio-économiques et collectifs.

- approfondissement de solutions alternatives aux traitements chimiques. Elles avancent au fur et à mesure des acquisitions scientifiques et des évolutions culturelles : lutte biologique, désherbage mécanique, agriculture biologique, organismes génétiquement modifiés.

La connaissance des aléas liés à l'utilisation agricole des produits phytosanitaires, depuis leur pulvérisation au champ jusqu'à leur transfert non souhaité vers les eaux superficielles, couplée à la vulnérabilité des milieux concernés, donne potentiellement accès à une maîtrise du risque encouru par les écosystèmes aquatiques, et, par suite, par les différents usages consommateurs de la ressource en eau, au premier rang desquels l'usage alimentation en eau potable, "encadrés" par des requis stricts en matière d'exigence de qualité pour leur pratique sans risque.

La "fenêtre" examinée au cours du colloque, centrée sur l'utilisation agricole des produits phytosanitaires, leur transfert et leurs effets sur les milieux aquatiques, est précédée des étapes de conception, d'expérimentation et de mise sur le marché (autorisation, distribution, acquisition par l'utilisation finale) dont une approche approfondie est également nécessaire pour la maîtrise de la contamination des écosystèmes aquatiques. La régulation des comportements humains est bien sûr à ajouter à cet ensemble, au bénéfice potentiel des milieux aquatiques ainsi que des applicateurs, des populations résidentes et de l'ensemble des usagers consommateurs de la ressource en eau ou de produits de cette ressource.

Table ronde
"Pouvoirs publics, chercheurs, industriels,
agriculteurs : quelles solutions pour demain ?"

Participants :

M. Pierre Balland
(CORPEN)

Professeur Raoul Calvet
(INRA)

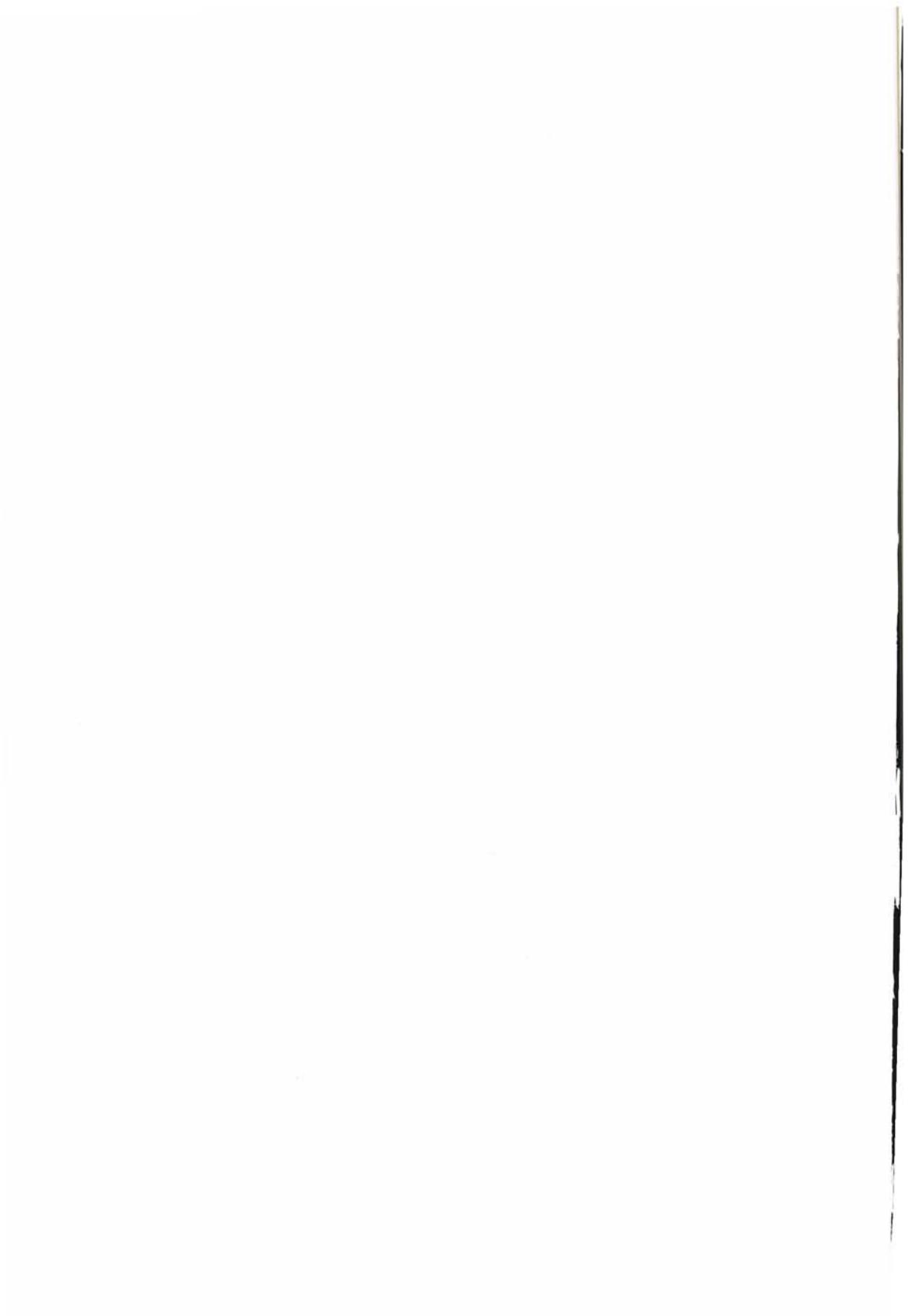
M. Marc Fagot
(Ministère de l'Aménagement du territoire et de l'environnement)

M. Michel Larguier
(Ministère de l'Agriculture et de la pêche)

M. Philippe Marchal
(Cemagref)

M. Didier Maudoux
(Réseau FARRE)

M. Jean-Claude Tournayre
(UIPP)





Les produits phytosanitaires utilisés par l'agriculture posent des problèmes environnementaux et de gestion des eaux de surface destinées à la consommation.

Leur devenir dans le sol et leur transfert dans les bassins versants sont liés aux conditions climatiques mais aussi à la nature du sol, des cultures et des pratiques agricoles.

Pour mettre au point et développer des actions correctives, il est nécessaire de diagnostiquer et d'évaluer les risques de pollution.

Au cœur de cette problématique, le Cemagref a organisé un colloque dans le cadre du SIMA 2001. Les actes permettent de faire le bilan des connaissances acquises dans ce domaine.

ISBN 2-85362-580-X

Prix : **18.29 € TTC** - (120.00 F)



9 782853 625807