



**HAL**  
open science

## La contamination des nappes superficielles par les herbicides : diagnostic et facteurs

Chantal Gascuel, Jérôme Molenat

► **To cite this version:**

Chantal Gascuel, Jérôme Molenat. La contamination des nappes superficielles par les herbicides : diagnostic et facteurs. 31. Congrès du Groupe Français des Pesticides, May 2001, Lyon, France. hal-01461063

**HAL Id: hal-01461063**

**<https://hal.science/hal-01461063v1>**

Submitted on 4 Jun 2020

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

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

# La contamination des nappes superficielles par les herbicides : diagnostic et facteurs

## *Herbicide contamination of shallow groundwater : diagnostic and factors*

Chantal Gascuel-Odoux  
Jérôme Molénat

UMR Sol Agronomie de Rennes-Quimper, INRA-ENSAR  
65 Route de Saint Briec CS 84215  
35042 Rennes Cedex, France

Date d'envoi : 20/05/2001

**Résumé** : L'écoulement de nappe est une composante hydrologique majeure des bassins versants sur socle. Or peu de données existent sur la contamination de ces nappes par les pesticides. Un suivi bimensuel réalisé sur le bassin versant de Kervidy-Naizin (56), sur trois années, sur une quinzaine de piézomètres répartis le long de trois transects montre, sur l'atrazine et l'isoproturon, une contamination de la nappe : de niveau très variable dans le temps, allant de la non détection à des concentrations de quelques  $\mu\text{g/l}$  ; de moyenne fréquence (détection dans 35% des analyses pour l'atrazine, 23% pour la déthylatrazine) ; liée à la position topographique en relation avec la profondeur de la nappe. Différents facteurs hydrologiques explicatifs de cette contamination ont été étudiés par une analyse fréquentielle de la profondeur et de l'amplitude des battements de la nappe et une analyse corrélative de leur relation avec des paramètres climatiques et hydro-pédologiques. La profondeur et les battements de la nappe apparaissent en première approche liés respectivement au cumul pluviométrique saisonnier et aux cumuls pluviométriques par averse.

**Abstract** : *Shallow groundwater flow is one of the major hydrologic component in catchments underlying by crystalline bedrock. Only few observations are available about shallow groundwater contamination by pesticides. So groundwater and stream samples were collected fortnightly for three years in the Kervidy-Naizin catchment and analyzed for atrazine and isoproturon. Groundwater contamination appears to be: highly variable in concentration (from no detection to concentrations higher than few  $\mu\text{g/l}$ ); highly variable in time (atrazine detected in 35% of samples, déthylatrazine detected in 23%); linked to the topographic location in relation with groundwater depth. Many hydrologic factors may explain the contamination. A correlative analysis was undertaken to identify the climatic and soil variables explaining the fluctuation and depth of water table. Both variables appear to be determined by seasonal cumulative rainfall and storm rainfall.*

**Mots-clés** : herbicide, nappe, bassin versant, processus hydrologiques

**Keywords** : herbicide, shallow ground water, watershed, hydrological processes

## Introduction

L'écoulement de nappe est une composante majeure des bassins versants sur socle. La nappe contribue très majoritairement au débit, tant au niveau du bilan hydrologique que de la crue. Elle est proche de la surface du sol ; elle comporte des battements importants ; elle présente des vitesses de transfert très variables selon la position topographique, assez rapides en bas de versant (Molénat, 1999 ; Gascuel-Oudoux et al., 2000). Elle peut ainsi constituer une voie potentielle de transfert des pesticides. Or peu de données existent sur l'état de contamination de ces nappes (Bouwer, 1990 ; Ifen, 1998). Quelques travaux récents révèlent des niveaux de contamination élevés et identifient la nappe comme une voie de transfert possible pour expliquer les fortes contaminations des eaux superficielles (Blanchard et Donald, 1999 ; Jaynes et al., 1999 ; Moorman et al., 1999). Ces travaux montrent ainsi que les caractéristiques hydrologiques des nappes sont importantes, plus déterminantes que les quantités appliquées pour expliquer les différences de contamination entre sites. Ces conditions sont notamment liées à la recharge à la nappe.

Nous nous attachons ici à une double démarche : faire un premier diagnostic de l'état de contamination de la nappe sur un petit bassin versant sur schiste, le bassin versant de Kervidy-Naizin (56) qui est équipé d'un réseau de piézomètres permettant un suivi de la nappe dans le temps et l'espace ; identifier les processus et les facteurs liés à la dynamique de la nappe qui sont susceptibles d'être mis en jeu dans la contamination des nappes par les pesticides.

## 1. Matériel et méthode

### 1.1 Le diagnostic sur le bassin versant de Kervidy-Naizin (56)

Le bassin versant de Kervidy-Naizin présente une pluviométrie moyenne de 909 mm. Il a fait l'objet d'études hydrogéologique, hydrologique, pédologique et agronomique depuis 1971 (Cheverry, 1998), de suivis des pesticides dans la rivière (Clément et al., 1999). Le substratum est constitué de schiste briovérien sur lequel se sont développées des altérites d'épaisseur d'ordre décimétrique assez variable dans l'espace. Les sols sont limoneux et s'organisent dans l'espace autour de deux grands systèmes : en amont, les sols sont bien drainés, très perméables, alors qu'en aval ils sont peu drainants, souvent saturés ou proches de la saturation. Du bas fond jusqu'à mi versant, la nappe reste superficielle en hiver et ne descend pas en dessous de 2 m en été. Elle est très vite mobilisable, avec des variations très marquées durant l'averse, modérées, inférieures à 1,5 m au cours de l'année. Dans le haut de versant, la nappe est au contraire plus profonde et moins réactive. Sa profondeur reste supérieure à 2 m en hiver et à 8 m en été, avec de rares fluctuations liées aux averses mais un battement annuel important, de plus de 4 m.

Un suivi bimensuel de la contamination des nappes en dehors des crues a été réalisé sur ce bassin versant (Fig. 1). Ce suivi a porté sur trois années, visant les périodes proches des traitements herbicides des cultures : trois printemps successifs (mai-août) et un hiver (janvier-avril). Il a concerné une quinzaine de piézomètres répartis le long de trois transects allant de l'amont à l'aval. Ces piézomètres crépinés sur 50 centimètres environ, sont profonds de 1 à 4 mètres et situés pour la plupart dans la nappe d'altérite. Sur ces piézomètres, les niveaux de l'eau sont mesurés en continu depuis février 1997 avec une fréquence d'acquisition de 15mn. Avant tout prélèvement, les piézomètres sont pompés jusqu'à obtenir trois fois le volume ou à les vider entièrement. Le prélèvement est effectué par aspiration à l'aide d'une seringue de 100 ml liée à un tube capillaire en PVC souple glissé dans le piézomètre. Des paramètres physico-chimiques (pH, conductivité électrique, température et potentiel d'oxydo-réduction) sont mesurés *in situ* au moment du prélèvement. Les échantillons sont conservés au réfrigérateur avant d'être analysés. En hiver, le suivi a porté sur l'isoproturon. Au printemps il a porté sur l'atrazine et ses métabolites. Des analyses par test enzymatique et chromatographie ont été effectuées.

### Site Expérimental

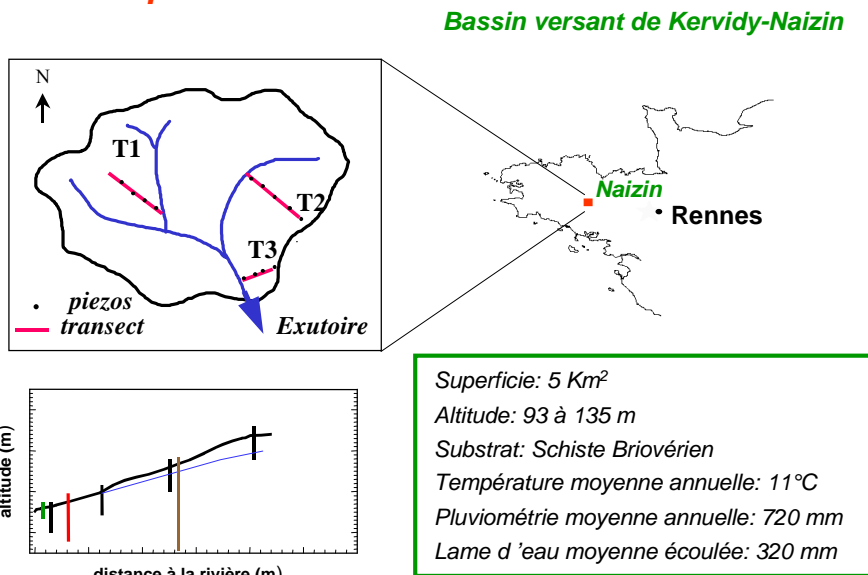


Fig. n °1 : Dispositif expérimental. Transect de Guériniac (PG1-aval à PG6-amont)

## 1.2 Les facteurs de contamination des nappes superficielles

Les facteurs de contamination des nappes superficielles sont liés au mode de recharge à la nappe. Cette recharge peut se faire par différents mécanismes, les principaux étant un transfert par convection/dispersion dans la matrice du sol, par

écoulement préférentiel, ou encore par déstockage en relation avec les battements de la nappe. Nous avons porté notre attention sur ces deux derniers mécanismes, ceux-ci étant probablement les plus importants pour les pesticides.

- Les écoulements préférentiels comme mode de recharge à la nappe impliquent un court circuit de la matrice poreuse et une circulation à travers des chemins privilégiés. Ils dépendent en grande partie des caractéristiques structurales des sols et de la profondeur de la nappe. Nous avons ainsi analysé la distribution de la profondeur de la nappe à partir des données piézométriques acquises à une fréquence de 15 mn : dans le temps, en faisant une analyse fréquentielle de la position de la nappe au cours des périodes d'hiver et de printemps qui sont les périodes de traitement ; dans l'espace, de l'amont à l'aval, en comparant les résultats suivant la position topographique des piézomètres.

- Des processus de déstockage des produits accumulés comme mode de recharge à la nappe impliquent une remontée progressive des niveaux de nappe jusque dans des niveaux superficiels ou des battements importants de nappe. Cette hypothèse (flushing hypothesis) a été émise par Creed et Band (1998) pour les nitrates. Elle peut être envisagée pour les pesticides. Cette hypothèse nous a conduit à réaliser une analyse averse par averse, en cherchant des corrélations entre l'amplitude du battement de la nappe au cours de l'averse et divers facteurs climatiques et de milieu liés à l'averse : le cumul pluviométrique, la porosité disponible dans le non saturé, la profondeur de la nappe, l'intensité moyenne horaire, l'intensité maximale sur 6 mn, la durée de l'averse et un indice de pluies antécédentes calculé sur les 10 jours précédents l'averse. Ce travail a été réalisé sur 11 événements pluvieux au cours de l'hiver 99 et 17 au cours des périodes printemps-été 99. Deux événements pluvieux sont distingués dès lors qu'ils sont séparés par douze heures sans pluie supérieure à 5 mm.

## 2. Résultats

### 2.1 Le diagnostic sur le bassin versant de Kervidy-Naizin (56)

Les concentrations en herbicides sont de niveau très variables allant de la non détection à des concentrations de quelques  $\mu\text{g/l}$  (Fig. 2). La contamination est de moyenne fréquence (détection dans 35% des analyses pour l'atrazine, 23% pour la dééthylatrazine et 6% pour l'isoproturon) (Tab. 1). Elles présentent une grande variabilité dans le temps, les variations de concentrations pouvant être importantes d'une date à l'autre. Cependant, plus le délai entre le traitement et les premières pluies est court, plus les concentrations sont fortes. Par exemple, après le traitement du 25/05/98, les pluies du 27 au 30/05/98 ont provoqué une augmentation des teneurs en triazines dans la nappe qui passent de 0,17 à 6,4  $\mu\text{g/l}$  au niveau de PG3 (aval) et de 0,07 à 0,35  $\mu\text{g/l}$  au niveau de PG5 (versant). Ces concentrations diminuent au cours du temps pour atteindre une valeur minimale de 0,07  $\mu\text{g/l}$  à l'amont et 0,28  $\mu\text{g/l}$  à l'aval. Les concentrations sont également très variables dans l'espace. Sur toute la période suivie, les

piézomètres de bas versant (PG3-aval) apparaissent comme les plus contaminés bien que les traitements aient été effectués sur les parcelles en amont (PG4, PG5 - versant).

La variabilité des concentrations dans le temps montre que la nappe apparaît plus comme une zone de transfert, ponctuellement contaminée, que de stockage, ce qui serait traduit par une contamination stable et pérenne. Ceci indique que les arrivées de pesticides liées à la recharge de la nappe, clairement visibles et intenses à proximité des traitements et lors de forts épisodes de pluies, peuvent subir relativement rapidement des dilutions suffisantes par des eaux non contaminées (échanges d'eaux de différentes porosités, dilution par des eaux provenant de l'amont ou de la profondeur). La variabilité des concentrations dans l'espace, liée à la position topographique, peut dépendre de la profondeur de la nappe, plus proche de la surface en bas qu'en haut de versant. Elle peut également dépendre de la convergence des écoulements de nappe en certains points du versant.

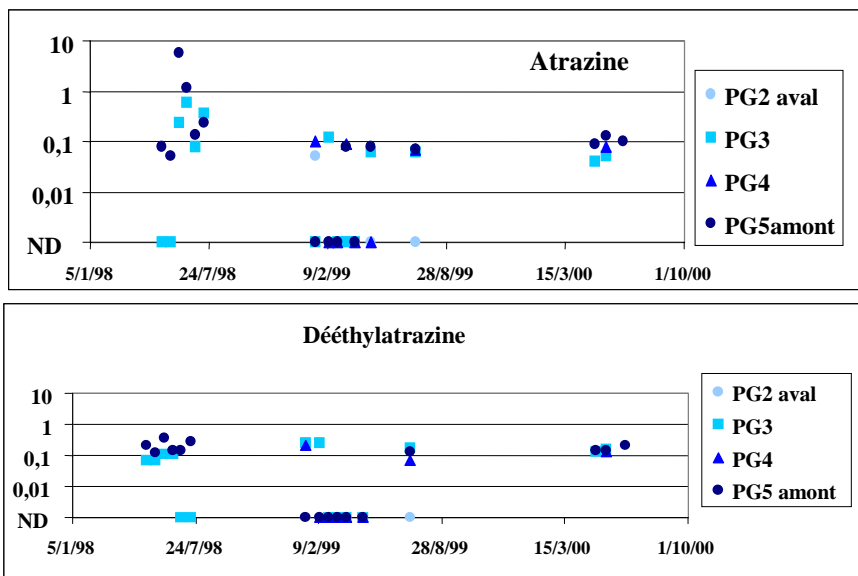


Fig. n° 2 : Variations spatiales et temporelles des concentrations des eaux de nappe sur le bassin versant de Kervidy-Naizin

Test ELISA	Printemps 98				Hiver 98-99				Printemps 99				Printemps 2000				Total			
Triazines	N0	N1	N2	Max.	N0	N1	N2	Max.	N0	N1	N2	Max.	N0	N1	N2	Max.	N0	N1	N2	Max.
Rivière	0	-	-	-	0	-	-	-	6	6	2	<b>0,72</b>	10	10	3	<b>0,86</b>	16	16	5	<b>0,72</b>
Piézomètre	68	56	40	<b>2.44</b>	0	-	-	-	24	24	9	<b>0.16</b>	41	37	3	<b>0.15</b>	133	117	52	<b>2.44</b>

Chromato.	Printemps 98				Hiver 98-99				Printemps 99				Printemps 2000				Total			
Rivière	N0	N1	N2	Max.	N0	N1	N2	Max.	N0	N1	N2	Max.	N0	N1	N2	Max.	N0	N1	N2	Max.
Atrazine	6	3	3	<b>4.20</b>	13	4	2	<b>0.20</b>	1	-	-	-	0	-	-	-	20	7	5	<b>4,2</b>
DEA	6	6	5	<b>0.28</b>	13	3	3	<b>0.40</b>	1	1	1	<b>0.1</b>	0	-	-	-	20	10	9	<b>0,4</b>
Isoproturon	0	-	-	-	13	0	-	-	0	-	-	-	0	-	-	-	13	-	-	-

Piézomètre	N0	N1	N2	Max.	N0	N1	N2	Max.	N0	N1	N2	Max.	N0	N1	N2	Max.				
Atrazine	12	10	7	<b>5.80</b>	53	11	2	<b>0.07</b>	4	3	0	<b>0.07</b>	12	12	2	<b>0,13</b>	69	24	9	<b>5.80</b>
DEA	12	10	8	<b>0.37</b>	53	4	4	<b>0.26</b>	4	2	2	<b>0.18</b>	12	10	5	<b>0,18</b>	69	16	14	<b>0.37</b>
Isoproturon	0	-	-	-	53	4	3	<b>2.00</b>	0	-	-	-	0	-	-	-	53	4	3	<b>2.00</b>

Tableau n° 1 : Bilan des suivis des herbicides dans les eaux de nappe sur le bassin versant de Kervidy-Naizin. N0, N1, N2 respectivement, nombre d'analyses, de détection, de valeurs supérieures à 0,1µg/l

Le pas de temps de prélèvement non asservi aux épisodes de pluies et le faible nombre de prélèvements ne permettent pas de rechercher statistiquement des relations entre les composantes hydrologiques et les concentrations observées.

## 2.2 L'analyse des facteurs potentiels de la contamination sur le bassin versant de Kervidy-Naizin (56)

### 2.2.1 Les variations saisonnières de la profondeur de la nappe

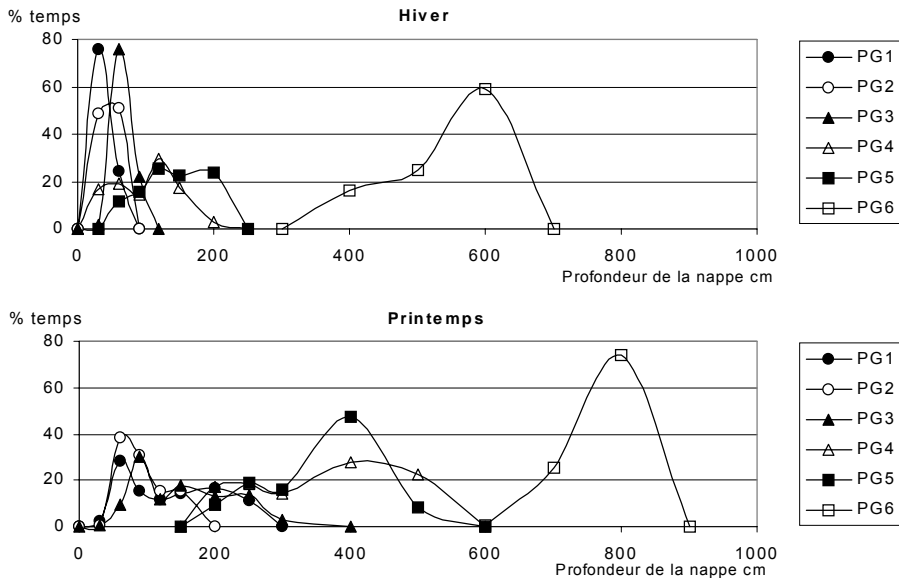


Fig n° 3 : Position de la nappe en fonction du temps. PG1, aval ; PG6 amont

La nappe est très superficielle jusqu'à mi-versant (PG1 à 3), à moins de 60 cm de profondeur, tant en hiver qu'au printemps. Dans le versant (PG4, PG5), elle est à moins de 1,2 m à 80% du temps en hiver, donc relativement proche de la surface, alors qu'elle se situe de plus en plus en profondeur au cours du printemps. Elle n'est profonde en hiver et au printemps qu'en haut de versant. L'amplitude de fluctuation saisonnière, définie comme la différence entre la profondeur maximale et minimale au cours de la saison varie selon les saisons. En hiver, elle est de l'ordre de 60 cm dans le bas fond, 2 m sur le versant et 6,5 m sur le plateau. Au cours du printemps, elle s'élargit dans le bas fond (1,2 m) et diminue vers l'amont (2 à 3 m sur le versant, 3 m au niveau du plateau). Pendant l'été la tendance s'inverse. L'amplitude de variation saisonnière de la nappe devient maximale dans le bas fond (2,2 m) et minimale sur le versant (2 à 1,5 m) et le plateau (1 à 2 m). Ces variations spatiales et temporelles de la profondeur de nappe traduisent des risques de contamination de la nappe variable dans le temps. La période du printemps est une période charnière au cours de laquelle la position de la nappe varie fortement dans le versant. La date et le lieu des traitements de printemps, en relation avec la variation spatiale et temporelle de la nappe apparaît ainsi un facteur clé de la contamination des nappes.

## 2.2 2 Les variations événementielles de la profondeur de la nappe

En hiver, la nappe réagit à toutes les pluies : l'amplitude de fluctuation de la nappe lors d'un épisode de pluie est plus importante dans le domaine amont (PG4 à PG6), où elle peut atteindre jusqu'à 1,5 m, que dans le domaine aval (PG1 à PG3), où elle reste inférieure à 50 cm. Au printemps, dans le domaine aval comme dans le domaine amont, la nappe ne réagit qu'à partir d'un seuil de pluie, seuil relativement faible en aval, plus fort en amont. L'amplitude des fluctuations devient de plus en plus faible lorsqu'on s'éloigne de l'hiver, celle-ci étant de l'ordre de la dizaine de centimètre seulement en été pour les pluies les plus fortes.

Les facteurs qui semblent contrôler la réponse de la nappe sont le cumul, l'intensité moyenne horaire et la durée de la pluie. Les corrélations montrent que le cumul de la pluie apparaît comme le facteur le plus déterminant sur la réponse de la nappe. L'intensité moyenne de la pluie et la durée interviennent de façon relativement faible par rapport au cumul de la pluie, ces facteurs étant eux-mêmes partiellement corrélés au cumul de la pluie. Selon les saisons, ces facteurs interviennent différemment. L'indice des pluies antécédentes intervient de façon négligeable en hiver, positivement au printemps.

## Conclusion

La compréhension des mécanismes de transfert de l'eau et des pesticides à l'échelle du bassin versant élémentaire est un enjeu fondamental en hydrologie, avec des implications très pratiques, notamment pour comprendre l'origine des pollutions agricoles diffuses et identifier les stratégies adéquates pour améliorer la qualité des eaux. Les données acquises sur la contamination de la nappe par les



pesticides indiquent que la nappe peut jouer un rôle majeur dans certaines conditions temporelles et spatiales, correspondant au domaine de bas de versant et à des événements climatiques proches des traitements et à forts cumuls pluviométriques. Les concentrations en pesticides de la nappe peuvent alors être notables. Même dans ces conditions, elles sont bien inférieures aux gammes de valeurs observées dans la rivière, et plus encore, dans le ruissellement de surface. Hormis ces conditions, la contamination reste faible mais néanmoins non négligeable. La nappe peut ainsi véhiculer les pesticides dans certaines conditions, mais elle aussi est susceptible de subir des dilutions de divers ordres, les concentrations étant très variables dans le temps et dans l'espace.

Sans que l'on puisse statistiquement l'établir du fait de l'insuffisance des données au regard de la variabilité des conditions agronomiques, climatiques et hydrologique de terrain, les facteurs contrôlant les contaminations de la nappe dans les bassins versant sur socle semblent liés :

- à l'occupation des sols, induisant une possible synchronisation des traitements sur l'ensemble du versant et donc à une recharge à la nappe également synchrone lors des épisodes de pluie importants, conduisant de fait à des concentrations et des flux tels plus difficilement dilués par d'autres eaux.
- à la profondeur de la nappe fortement corrélée avec la position topographique dans le versant. Les indices topographiques bien corrélés avec les profondeurs de nappe jusqu'à mi-versant peuvent constituer à ce titre des indicateurs intéressants. Cependant il reste beaucoup d'incertitude quant à la limite amont de ce domaine, très différent d'un transect à l'autre, moins lié à l'indice topographique qu'à la nature et aux propriétés des altérations et des substrats. Les calendriers des apports de pesticides pourraient être ainsi mieux adaptés à la proximité des la nappe.
- à une dynamique climatique pour laquelle le cumul pluviométrique de la saison (profondeur de la nappe) et de la pluie impliquée (réactivité de la nappe) semble les facteurs de premier ordre, par rapport à d'autres facteurs testés (intensité pluviométrique, pluie antécédente,...), ces facteurs jouant sur les fluctuations de la nappe aux cours des événements de pluie, et ainsi sur la recharge à la nappe par déstockage des pesticides.

Ce travail montre que, dans les bassins versant sur socle, la nappe constitue une voie de transfert des herbicides, les portions basses des versants et les versants traités de manière homogène pouvant participer de manière notable à la contamination des eaux superficielles. Ces premiers travaux ne constituent qu'une première réflexion qui doit être encore approfondie.

## Bibliographie

- Blanchard P.E., Donald, W.W., 1997, Herbicide Contamination of Groundwater Beneath Claypan Soils in North-Central Missouri. *J. Environ. Qual.*, 26, 1612-1621.
- Bouwer H., 1990, Agricultural chemicals and ground water quality. *J. Soils and Water Conservy.* 42 (2), 184-189.
- Clément M., Cann C., Seux R. et Bordenave P., 1999, *Facteurs de transfert vers les eaux de surface de quelques phytosanitaires dans le contexte agricole breton*. Merceron M., Acte de colloques, 24. IFREMER St Brieuc. 141-156p.
- Creed I.F., Band, L.E., 1998, Exploring functional similarity in the export of nitrate-N from forested catchments : A mechanistic modeling approach. *Water Res. Res.*, 34, 3079-3093.
- Gascuel-Oudoux C., Gruau G., Molénat J., Olivié-Lauquet G., Curmi P., Davy P., Dia A., Durand P., Grimaldi C., Riou C. 2000, *Rôle des nappes sur les transferts d'eau et de solutés dans les bassins versants : approche expérimentale et modélisation*. Colloque PNRH, Toulouse, 16-17 Mai, 261-266
- Ifen, 1998. *Les pesticides dans les eaux*. Collecte et traitement des données. 187p.
- Jaynes D.B., Hatfield J.L. Meek D.W., 1999, Water Quality in Walnut Creek Watershed : Herbicides and Nitrate in Surface Waters. *J. Environ. Qual.* 28 : 45-59.
- Molénat J., 1999, Modélisation hydrologique : application à l'évaluation des flux de nitrates à l'exécutoire d'un petit bassin versant. Thèse Université de Rennes.
- Moorman T.B., Jaynes D.B., Cambardella C.A., Hatfield J.L., Pfeiffer R.L., Morrow A.J., 1999, Water Quality in Walnut Creek Watershed : Herbicides in Soils, Subsurface Drainage, and Groundwater. *J. Environ. Qual.*, 28, 35-45.