

Contamination nitratée des eaux souterraines d'un bassin versant agricole hétérogène

II. Évolution des concentrations dans la nappe

Groundwater pollution by nitrates in a heterogeneous agricultural watershed

II. Evolution of concentrations in the aquifer

A. DUPUY¹, M. RAZACK¹ et O. BANTON²

Reçu le 8 juin 1995, accepté le 21 novembre 1996*.

SUMMARY

Pesticides and nitrates represent the main sources of aquifer contamination in agricultural zones. In many regions, nitrate concentration levels reach and exceed the water quality criteria (50 mg NO₃/L). The increasing use of mineral fertilizers (which has doubled during the 20 last years) and the intensive exploitation of the aquifers for crop irrigation (≈ 1,1 million ha in France) have led to groundwater contamination by nitrates. The dynamics (long-term persistence) and extensiveness (regional contamination) of this contamination make it a sensitive environmental issue. Environmental management must be made widespread in order to limit the increase of the concentration levels and to reduce the extent of the contaminated areas. During the last few years, research has been done in the field of watershed management, from laboratory experiments to field investigations. At the same time, numerous simulation models have been developed at different investigation scales. BANTON *et al.* (1993) have developed a model specifically devoted to environmental management. Their model, AgriFlux, is based on a mechanistic approach to the processes, using the stochastic method which takes into account the spatial variability of the parameters. AgriFlux calculates the nitrate concentrations as well as the water fluxes in the unsaturated zone. The concentrations in the unsaturated zone (obtained by modeling or measurement) are generally dissimilar to those observed in the saturated zone (*i.e.* in the aquifer) because the infiltration water is diluted in the aquifer water. This difference indicates that the concentrations in the unsaturated zone cannot be used to accurately evaluate the actual risk of groundwater contamination. Hydrogeological conditions such as the recharge limits, the flow direction and the flow rate should be incorporated into the evaluation. In this paper, the modeling results obtained previously (DUPUY *et al.*, 1997) with AgriFlux for the La Jannerie watershed are used to

1. UMR CNRS 6532 HydrASA, Hydrogéologie, Argiles, Sols et Altérations, Université de Poitiers, 40 avenue du Recteur Pineau, 86022 Poitiers, France).
2. Institut National de la Recherche Scientifique, Université du Québec, INRS-Eau, 2800 rue Einstein, CP 7500, Ste-Foy (Québec) Canada. G1V 4C7).

* Les commentaires seront reçus jusqu'au 31 décembre 1997.

determine the concentrations in the aquifer and to compare them with the concentrations measured in the observation wells. This watershed (160 ha) is used exclusively for agriculture. The fractured carbonate strata (Superior Oxfordian) constitute a phreatic aquifer with a vertical extension of about 20 m. First, the temporal evolution of the annual mean concentrations in the aquifer is compared with the evolution of the annual precipitation. The results show that the mean concentrations tend to follow precipitation levels. However, the differences observed at different locations in the watershed cannot be explained by these results. The spatial evolution of the concentrations from the upstream to the downstream part of the aquifer was studied in order to explain the concentration distribution in the watershed. On the main flow line, the concentrations observed from 1985 to 1989 show a decrease from the P7 well (upstream) to the P26 well (downstream). This phenomenon can be attributed to two factors. First, denitrification may occur in the aquifer during flow. However, it is recognized in literature that the denitrification rate is usually low and a long period of time is required to obtain a significant decrease in the nitrate level. The observed attenuation cannot be imputed to this factor alone. The second possible cause is related to the dilution of the nitrates in the water contained in the aquifer.

In order to test this hypothesis, a dilution model was elaborated using the watershed division as indicated in DUPUY *et al.* (1997). In each area, the resulting concentration is obtained by diluting the fluxes of water and nitrate leaching in the unsaturated zone in the fluxes of water and nitrates flowing from the upstream area. The concentrations in the aquifer are calculated from upstream areas to downstream areas for the period between 1985 and 1989. The pattern of the concentration curves obtained with this mean is in accordance with the one measured in the different wells. The results clearly show a decrease of the concentration in the aquifer water leached from the unsaturated zone. For the downstream area (well P26), the calculated concentrations are higher than the observed ones. This difference could be due to the fact that the lateral fluxes (flow convergence into the median part) are not taken into account and the concentrations may thus be overestimated. However, the mean resulting error (12%) remains low considering the lack of knowledge of the aquifer characteristics. It is therefore then possible to accurately estimate the nitrate concentrations in the saturated zone from the concentrations simulated in the unsaturated zone using a simple dilution model. However, this method is only valid for simple hydrogeological conditions.

Key-words: *non point source pollution, watershed, unsaturated zone, saturated zone, dilution model.*

RÉSUMÉ

L'usage quasi systématique de fertilisants sur de grandes surfaces a conduit la majorité des aquifères superficiels à un grave niveau de contamination par les nitrates. Des essais de gestion environnementale de cette problématique agricole sont conduits à l'échelle du bassin versant afin d'estimer les flux de nitrates percolant vers la nappe. La présente étude reprend les résultats issus de la modélisation d'un bassin versant dans le but d'appréhender l'évolution de la concentration en nitrates dans les eaux de la nappe. L'importance des conditions hydrogéologiques dans les relations entre zones non saturée et saturée a été mise en évidence par la comparaison des concentrations calculées dans la zone non saturée et observées dans la nappe. En règle générale, les concentrations sont très semblables pour les zones proches des limites amont du bassin, et se différencient de plus en plus vers l'aval du système. Une dilution semble se produire entre les flux percolant des différentes zones non saturées et les flux d'eau et de nitrates s'écoulant dans l'aquifère. Afin de tester cette hypothèse, un modèle de dilution basé sur les flux d'eau et de nitrates dans les zones

non saturée et saturée est développé. Appliqué sur l'axe d'écoulement principal du système, le modèle de dilution permet de reproduire adéquatement les concentrations observées dans la nappe à partir de celles calculées dans le sol avec une erreur maximale variant de 1 à 22 %. Le couplage d'un modèle environnemental pour la zone racinaire du sol avec un modèle de dilution simple peut permettre le calcul des concentrations en nitrates dans la zone saturée. Toutefois, la prise en compte des conditions hydrogéologiques du système est nécessaire à un calcul de dilution efficace basé sur les valeurs des flux de percolation.

Mots clés : pollution diffuse, bassin versant, zone non saturée, zone saturée, modèle de dilution.

1 – INTRODUCTION

Les pollutions diffuses d'origine agricole sont une des causes majeures de la détérioration de la qualité des eaux souterraines en zone rurale. Avec les pesticides, les nitrates représentent les principales sources de pollution des aquifères. Dans de nombreuses régions à vocation agricole, le niveau des concentrations en nitrates des eaux souterraines atteint et dépasse fréquemment le seuil de potabilité de 50 mg NO_3/L (11 mg $\text{N-NO}_3/\text{L}$). En France, l'augmentation moyenne des concentrations en nitrates dans les nappes a varié localement de 1,8 à 3 mg NO_3/L par an. L'augmentation moyenne observée au cours des vingt dernières années est de 0,3 à 4,1 mg NO_3/L par an (ACADÉMIE DES SCIENCES, 1991). Cette situation entraîne une détérioration sensible des ressources en eau potable et génère des difficultés croissantes quant à la gestion des ressources.

L'utilisation massive et croissante des composés azotés pour la fertilisation (doublement en 20 ans) ainsi que l'exploitation intensive des eaux souterraines pour l'irrigation (1,1 million d'hectares irrigués) ont été le point de départ de la contamination des aquifères par les nitrates (ACADÉMIE DES SCIENCES, 1991). D'un point de vue environnemental, ce fait constitue une problématique sensible de par son extension géographique et sa dynamique. La gestion environnementale de la problématique agricole doit donc être généralisée pour limiter l'augmentation des concentrations de polluant dans les nappes et en réduire l'étendue. Cette gestion fait intervenir plusieurs domaines de compétence dont les principaux sont l'agronomie et l'hydrogéologie. L'agronomie intervient au niveau de l'établissement de règles pour les pratiques culturales, tandis que l'hydrogéologie gère la ressource en eau souterraine (CARLOTTI, 1992). Des programmes de recherche sur les processus mis en jeu dans le transfert des polluants agricoles de la zone non saturée vers la zone saturée ont été établis pour répondre au problème de la gestion des aquifères contaminés. En quelques années, la recherche en gestion environnementale est passée de l'échelle du laboratoire (colonnes de sol) à celle de la parcelle cultivée puis à celle du bassin versant. Conjointement à cette évolution, des modèles de simulation numérique ont été développés à chaque échelle. Des modèles numériques globaux représentant le cycle de l'azote dans le sol ont ainsi été développés dès les années 70 (ex. MEHRAN et TANJI, 1974 ; WATTS et HANKS, 1978), tandis que les premiers modèles de gestion de la problématique agricole, reliés aux pollutions diffuses azotées, sont des modèles

empiriques ou semi-empiriques limités à des cas particuliers (ex. SHAFFER et al., 1991). Pour répondre au besoin de généralisation, BANTON et al. (1993) ont développé un modèle de gestion environnementale de la problématique agricole basé sur une approche mécaniste des phénomènes (modèle AgriFlux), appliqué au transfert des polluants agricoles au travers de la zone non saturée du sol. Le modèle AgriFlux permet de calculer les concentrations en nitrates et pesticides ainsi que les flux d'eau à la sortie de la zone non saturée du sol. Le nombre de paramètres requis est limité et concerne essentiellement la nature du sol (texture et structure pédologique, contenu en azote), le cycle de l'azote (constantes de transformation des diverses formes d'azote) et l'assolement (caractéristiques des cultures, pratiques culturales). Une application du modèle a été réalisée par LAROCQUE et BANTON (1995) sur une parcelle agricole expérimentale du Québec montrant l'intérêt de cet outil. Le modèle AgriFlux a aussi été utilisé afin de quantifier les flux d'eau et d'azote de la zone non saturée sur un bassin versant expérimental français de 160 ha (La Jannerie) (DUPUY et al., 1997).

Dans cette étude, il a été montré que l'évolution des concentrations dans la zone non saturée n'est pas toujours et directement comparable à celle observée dans la zone saturée. La connaissance des concentrations de nitrates dans les eaux lessivées et des caractéristiques du sol n'est donc pas suffisante pour étudier les concentrations rencontrées dans la nappe. Les conditions hydrogéologiques, telles les limites d'alimentation, l'axe d'écoulement, le débit de la nappe et les flux hydriques issus de la ZNS doivent être intégrées pour l'évaluation des concentrations en nitrates de la zone saturée. Dans ce présent article, les résultats de la modélisation réalisée sur le bassin expérimental de La Jannerie (DUPUY et al., 1997) sont repris pour évaluer les concentrations en nitrates susceptibles d'être retrouvées dans la zone saturée.

2 – MATÉRIELS ET MÉTHODES

Le bassin versant de La Jannerie (Poitou, France) a été utilisé comme site d'étude pour la modélisation du transfert des nitrates dans la zone non saturée par le modèle AgriFlux (DUPUY et al., 1997). Il s'agit d'un bassin topographique de 160 ha à vocation exclusivement agricole. Un aquifère libre peu profond (épaisseur 20 m) se développe dans les calcaires fissurés et fracturés de l'Oxfordien Supérieur. Le bassin versant est équipé de 10 puits d'observation (*fig. 1*) sur lesquels des prélèvements bimensuels ont été effectués de 1985 à 1989 pour l'analyse des concentrations en nitrates (SESAER, 1989). Ces analyses ont permis de constater une importante contamination des eaux souterraines avec des concentrations dépassant presque toujours le seuil de potabilité (50 mg NO₃/L) atteignant localement et à plusieurs reprises 100 mg NO₃/L.

2.1 Comparaison des résultats d'AgriFlux avec les valeurs observées dans la nappe

Afin de déterminer le niveau de concordance et de relation existant entre les concentrations en nitrates lessivées de la zone non saturée et celles retrouvées

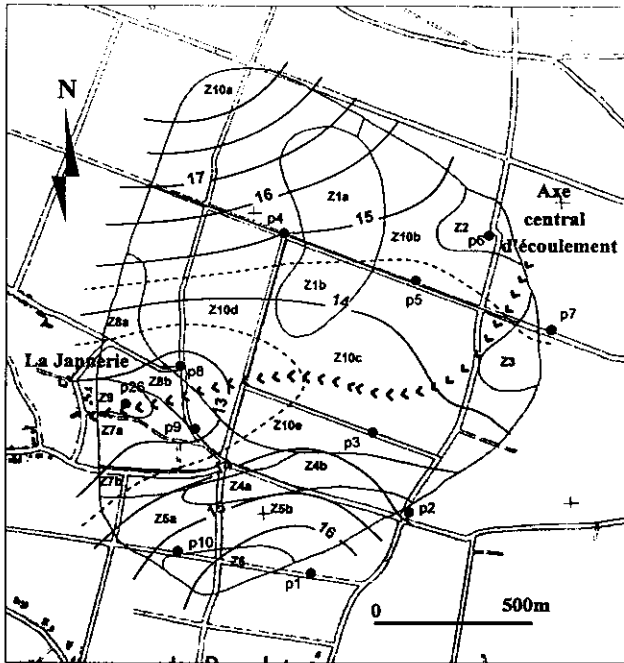


Figure 1 Piézométrie de la nappe aquifère de La Jannerie.
Piezometric levels in the La Jannerie aquifer.

dans la nappe, les concentrations calculées par AgriFlux (DUPUY et al., 1996) ont été comparées aux concentrations observées dans les puits du site de La Jannerie. Les valeurs mesurées correspondent aux concentrations en nitrates dans la nappe, tandis que les valeurs calculées sont les moyennes annuelles calculées à partir d'AgriFlux pour la zone non saturée. Les valeurs observées et calculées se comparent favorablement dans certains cas alors que leurs évolutions semblent très différentes pour d'autres localisations dans le bassin.

Par exemple (fig. 2), la courbe des concentrations calculées pour la zone 4b se compare très favorablement avec l'évolution des concentrations observées dans la nappe au niveau du puits P2 situé dans cette zone. Les concentrations et leur évolution temporelle saisonnière sont ainsi presque parfaitement représentées par la simulation à l'aide d'AgriFlux. Dans ce cas, les concentrations dans la nappe semblent donc être très étroitement corrélées aux flux lessivés de la zone non saturée.

Pour la zone 10a (fig. 2), les concentrations observées et calculées présentent d'importantes similitudes. Outre l'ordre de grandeur, l'évolution des concentrations en milieu non saturé est globalement identique à celle en milieu saturé avec un simple déphasage dans le temps d'un ou deux trimestres. Par opposition, l'évolution des concentrations calculées et celle des concentrations observées pour la zone 8b sont complètement différentes, semblant indiquer qu'une importante variation de la concentration dans la zone non saturée n'affecte que

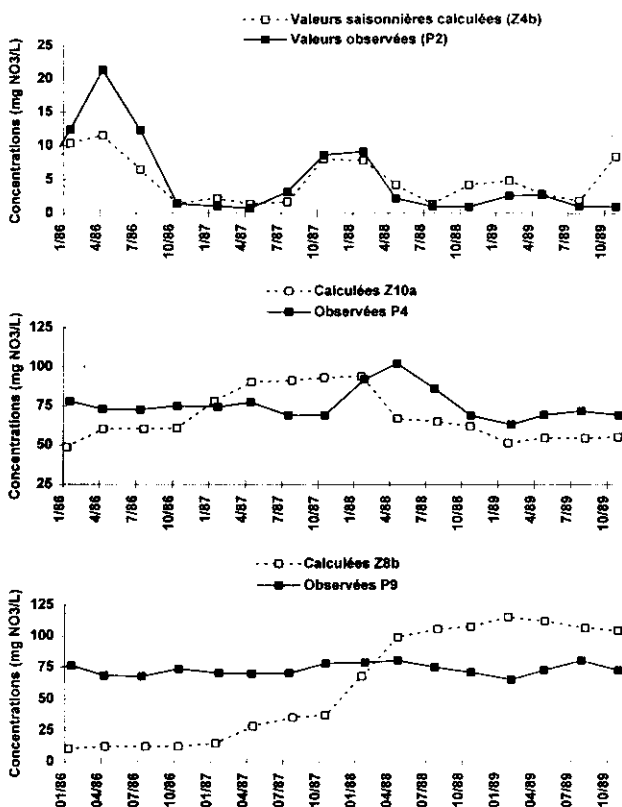


Figure 2 Évolution des concentrations observées dans la zone saturée et calculées dans la zone non saturée.

Evolution of concentrations observed in the aquifer and calculated in the unsaturated zone.

peu celle de la zone saturée. Par ailleurs, alors que les concentrations observées au puits P9 demeurent presque constantes dans le temps, les concentrations calculées lessivées de la zone 8b présentent une augmentation très marquée passant de 10 à 100 mg NO₃/L. Les concentrations issues de la zone non saturée ne semblent donc pas être corrélées directement avec celles de la nappe.

Ces différents comportements semblent pouvoir être mis en relation avec la situation topographique et hydrogéologique des zones de simulation dans le bassin. Du point de vue topographique, il semble donc que plus le secteur est situé vers les zones hautes du bassin topographique, plus les concentrations calculées dans la zone non saturée sont proches des concentrations mesurées pour la zone saturée.

La position des zones de simulation dans le bassin topographique ne semble cependant pas suffisante pour définir une relation entre les concentrations en nitrates dans les zones non saturée et saturée. Les positions relatives des zones

de simulation dans le bassin hydrogéologique semblent devoir également être considérées pour évaluer les concentrations.

2.2 Évolution des concentrations de nitrates dans la zone saturée

L'évolution des concentrations observées dans la nappe durant la période d'étude est comparée dans un premier temps à l'évolution des précipitations annuelles sur le bassin. Bien que les variations des précipitations et des concentrations soient plus ou moins corrélables (*fig. 3*), cette relation ne semble pas

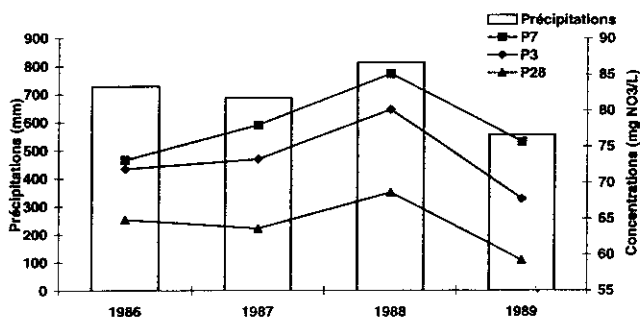


Figure 3 Relation entre les précipitations et les concentrations.

Relation between precipitation and nitrate concentrations.

directe. En effet, entre 1986 et 1987, alors que les précipitations diminuent, les concentrations observées sur les puits P7 et P3 augmentent. Précipitations et concentrations ne sont donc pas directement liées par une simple relation. La figure 3 montre par ailleurs que les concentrations moyennes observées dans la partie amont du bassin (P7) sont toujours supérieures à celles observées dans sa partie centrale (P3), elles-mêmes supérieures aux concentrations relevées dans la partie aval du bassin (P26). Afin de vérifier cette répartition spatiale dans le bassin, une étude de l'évolution des concentrations en nitrates de la nappe peut être effectuée selon un profil amont/aval d'écoulement. La piézométrie de la nappe présentant un axe central d'écoulement globalement orienté Est-Ouest (*fig. 1*), le profil passant par les puits P7, P3, P9 et P26 a été choisi pour représenter les concentrations sur cet axe. Le long de ce profil (*fig. 4*), les concentrations observées dans la nappe entre 1985 et 1989 présentent une nette évolution décroissante de l'amont (puits P7) vers l'aval (puits P26). La même observation (non montrée) est fournie par le profil situé au Nord du premier et passant par les puits P6, P5 et P8. Cette décroissance des concentrations dans l'espace peut être le résultat de deux phénomènes. Premièrement, une dénitrification pourrait avoir lieu dans la nappe lors de l'écoulement vers l'exutoire. Il est cependant admis dans la littérature que la dénitrification en zone saturée est généralement faible et que son effet dans le temps est long (HANKS et RITCHIE, 1991). L'atténuation rapide observée dans la nappe aquifère de La Jannerie ne peut donc pas être imputée à cette seule cause, hormis pour une faible part. La seconde cause de cette diminution marquée des concentrations peut être attribuée à une dilution des eaux chargées en nitrates avec des eaux moins concentrées provenant de la zone non saturée ou d'autres zones du bassin.

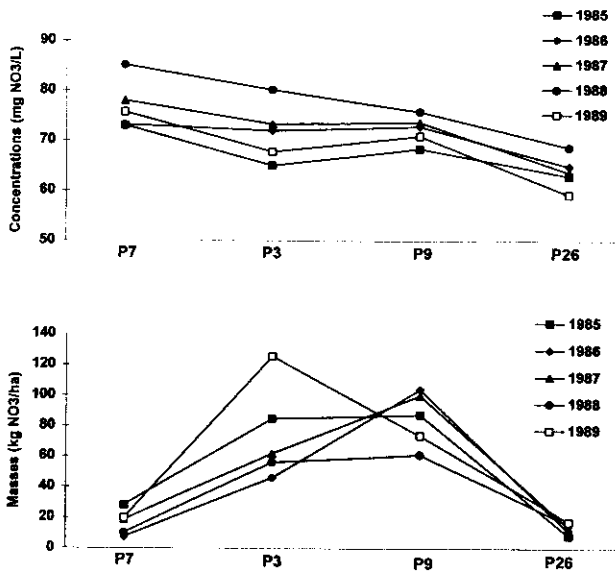


Figure 4 Évolution amont-aval des concentrations mesurées dans la nappe et des flux annuels de nitrates lessivés de la zone non saturée.

Upstream/downstream evolution of observed concentrations in the aquifer and calculated nitrate fluxes from the vadose zone.

2.3 Modèle de dilution

Dans le but de valider cette hypothèse, un modèle de dilution par réservoirs est élaboré pour le calcul des concentrations issues du mélange des eaux de la nappe avec celles provenant de la zone non saturée. Ce modèle respecte le découpage en zones de simulation (fig. 1), afin d'utiliser les résultats d'AgriFlux (DUPUY et al., 1996) concernant les flux d'eau et d'azote issus de la zone non saturée.

Le calcul de la concentration en nitrates dans la zone saturée d'une zone de simulation (k) est réalisée à partir des flux d'eau et de nitrates issus de la zone non saturée sus-jacente, et de ceux provenant de la zone à l'amont ($k-1$). Le modèle est formalisé par les équations suivantes :

$$C_{S,k} = \frac{M_{S,k}}{V_{S,k}} \quad (1)$$

$$V_{S,k} = V_{E,k} + v_k \quad (2)$$

$$M_{S,k} = M_{E,k} + m_k \quad (3)$$

$$V_{E,k} = V_{S,k-1}; M_{E,k} = M_{S,k-1} \quad (4)$$

avec :

k : indice de la zone de simulation considérée dans le profil,

$C_{E,k}$; $C_{S,k}$: concentrations dans la nappe à l'entrée et à la sortie de la zone k ,

$M_{E,k}$; $M_{S,k}$: masses de nitrates dans la nappe à l'entrée et à la sortie de la zone k ,
 m_k : masse de nitrates issue de la ZNS entrant dans la zone k ,
 $V_{E,k}$; $V_{S,k}$: volumes d'eau de la nappe entrant et sortant de la zone k ,
 v_k : volume d'eau issu de la zone non saturée de la zone de calcul k .

L'utilisation de ce modèle sous-tend implicitement plusieurs hypothèses simplificatrices concernant la nature de l'écoulement dans la zone saturée, ainsi qu'une hypothèse sur la nature du phénomène de dilution. L'écoulement est considéré permanent, ce qui signifie que le volume sortant de zone de calcul ($V_{S,k}$) est la somme du volume d'entrée ($V_{E,k}$) et du volume d'infiltration (v_k) pour la zone considérée (éq. 2) (pas de stockage de volume). Il en est de même pour les masses (éq. 3), impliquant qu'il n'y a pas de pertes de nitrates dans la nappe (dénitrification ou prélèvement). Pour qu'un tel modèle soit cohérent, il faut que les profils à modéliser s'appuient sur des lignes de courant. De plus, le modèle étant unidimensionnel, les lignes d'écoulement doivent être considérées parallèles dans la partie modélisée. Le modèle de dilution considère également que le mélange des eaux de la zone non saturée avec celles de la nappe est immédiat et intéresse la totalité de l'épaisseur de l'aquifère. Le modèle néglige par ailleurs les effets de la dispersion dans la zone non saturée et dans la zone saturée.

La mise en œuvre des équations (1) à (4) pour la première zone de simulation en amont du profil nécessite la connaissance des concentrations à l'entrée du système (C_0) et du volume initial entrant (V_0). Le volume V_0 peut être calculé à l'aide de l'équation de Darcy. Il correspond au volume moyen annuel s'écoulant au travers d'une section d'environ 20 m de hauteur (épaisseur mouillée moyenne de l'aquifère) et 100 m de large (pour une maille d'un hectare). La transmissivité de l'aquifère est celle obtenue lors d'un pompage d'essai de courte durée réalisé sur le puits P3 (6.10^{-3} m²/s). Le gradient hydraulique moyen utilisé sur le profil est de 0,14 % mesuré entre les puits P7 et P26. Le volume moyen annuel V_0 s'écoulant dans la nappe pour une section de 20 m de haut et 100 m de large calculé à partir de l'équation de Darcy donne donc 2×10^5 m³. De plus en raison de l'absence d'informations concernant les concentrations en nitrates dans la zone d'alimentation amont du bassin, les concentrations observées de 1985 à 1989 sur les puits P6 et P7 sont respectivement choisies comme valeurs d'entrée dans le modèle pour chaque profil. Finalement, les résultats de la modélisation de la zone non saturée issus du modèle AgriFlux fournissent le volume d'eau et le flux massique de nitrates lessivés verticalement pour chaque maille d'un hectare.

3 – RÉSULTATS ET DISCUSSIONS

3.1 Calcul des concentrations dans la zone saturée

Le modèle de dilution est utilisé pour calculer les concentrations dans la zone saturée selon deux profils voisins de l'axe d'écoulement central. Le profil A s'appuie ainsi sur les puits P6, P5 et P8, alors que le profil B utilise les puits P7, P3 et P26 comme supports. Les profils de calcul intéressent successivement les zones 2, 10b, 10c, 10d, 8b et 9 pour le profil A, et les zones 3, 10c, 10d, 8b et 9 pour le profil B. Les concentrations sont reconstituées de l'amont vers l'aval et

pour chaque zone le calcul de dilution utilise les valeurs des flux d'eau et de nitrates issus d'AgriFlux pour la zone non saturée. La figure 5 représente les évolutions des concentrations en nitrates observées dans la nappe et calculées par dilution, pour les profils A et B sur la période 1985-1989. Les valeurs calculées sont reportées sous la forme d'une courbe continue, alors que les valeurs des concentrations observées sont représentées par des points. De façon générale, l'allure du profil réel est bien reproduite par le profil calculé. La tendance générale des courbes pour les deux profils semble donc appuyer l'hypothèse du mélange des flux entre les eaux de la nappe et les eaux d'infiltration moins chargées, créant une dilution depuis l'amont vers l'aval des eaux de la nappe. Selon les années, les profils calculés fluctuent autour des valeurs observées, mais la tendance globale de l'évolution des concentrations réelles est toujours respectée par les profils calculés. Parfois les valeurs de concentrations calculées sont supérieures

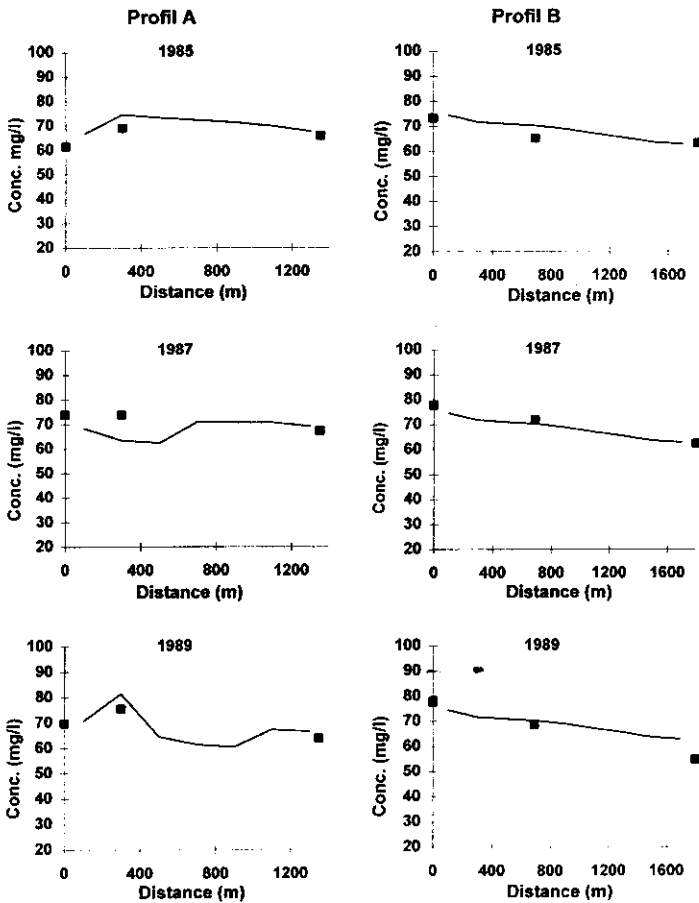


Figure 5 Reconstitution des profils de concentrations A (puits P6, P5, P8) et B (puits P7, P3, P26) dans la nappe.

Reconstitution of aquifer concentrations along sections A (wells P6, P5, P8) and B (wells P7, P3, P26).

res à celles observées, ce qui peut être induit par une surestimation des flux percolant ou par une sous estimation des flux s'écoulant dans la nappe (l'inverse s'appliquant pour les concentrations calculées inférieures à celles observées). En comparant l'évolution des profils A et B, il apparaît que le profil calculé selon A subit des variations plus importantes que celui calculé selon B. Ces variations plus importantes résultent des flux plus contrastés provenant de la partie non saturée des différentes zones et utilisés pour le calcul de dilution du profil A. Par ailleurs, les valeurs obtenues sur le profil B sont plus proches de celles observées dans la nappe (comparativement au profil A), ce qui pourrait indiquer que le profil B respecte plus les hypothèses du modèle (ligne de courant). Le tableau 1 compare pour les profils A et B les concentrations observées dans les puits d'appui à celles calculées par le modèle de dilution au sortir des zones correspondantes. Le pourcentage de variation indiqué pour chaque cas permet de quantifier la déviation relative du modèle par rapport à la réalité. Dans le cas du profil A, l'erreur entre les concentrations calculées et observées varie entre 1 et 22 %. Aucune éventuelle relation entre cette erreur et la localisation dans le bassin n'apparaît dans les résultats du profil A. Il en est de même pour le profil B, avec cependant des erreurs généralement plus faibles puisque variant entre 1 et 18 %. L'erreur moyenne commise en un point pour les cinq années oscille entre 3 % et 12 % pour le profil A et entre 5 % et 11 % pour le profil B.

Tableau 1 Comparaison des concentrations observées et calculées dans la nappe.

Table 1 Comparison between observed and calculated concentrations in the aquifer.

Profil A	1985	1986	1987	1988	1989
Z2	66,6*	65,0	68,4	83,8	70,5
P6	61,5**	68,7	73,7	85,7	69,6
Variation	8 %	6 %	8 %	2 %	1 %
Z10b	74,5	64,5	63,4	65,7	81,4
P5	68,9	69,2	73,8	80,4	75,4
Variation	7 %	7 %	16 %	22 %	7 %
Z10d	67,5	67,9	69,1	69,1	66,5
P8	65,8	68,1	67,3	72,7	63,8
Variation	3 %	1 %	3 %	5 %	4 %
Profil B	1985	1986	1987	1988	1989
Z3	71,7	73,6	70,3	72,8	79,5
P7	73,4	71,9	77,7	83,6	77,7
Variation	2 %	2 %	10 %	15 %	2 %
Z10c	70,2	70,6	70,8	70,3	67,8
P3	65,3	69,9	71,8	79,1	68,5
Variation	7 %	1 %	1 %	13 %	1 %
Z9	62,8	62,8	63,1	64,4	66,7
P26	63,2	64,7	62,3	69,0	54,7
Variation	1 %	3 %	1 %	7 %	18 %

* : concentration en nitrates calculée (mg NO₃/L).

** : concentration moyenne annuelle observée (mg NO₃/L).

Un modèle de dilution simple utilisant les flux issus de la zone non saturée peut donc être suffisamment représentatif de la réalité, tout au moins du principal phénomène régissant les relations entre les concentrations en nitrates des zones non saturée et saturée. L'erreur moyenne maximale du modèle de dilution pour l'estimation des concentrations en nitrates dans la nappe atteint 12 %. Cette erreur est induite par plusieurs imperfections et approximations. Si l'on considère que les résultats d'AgriFlux représentent de manière convenable les volumes d'eau et les masses de nitrates issus de la zone non saturée, la source d'erreur proviendrait principalement de l'estimation des volumes circulant dans la nappe. La non prise en compte des écoulements convergeant latéralement vers l'axe central (non prise en compte des flux latéraux) peut entraîner un effet de sous-évaluation des volumes de dilution et donc une majoration des concentrations calculées. Cependant, les concentrations obtenues oscillent dans le temps autour des valeurs observées ce qui indique que la sous estimation des flux circulant dans la nappe n'est pas systématique.

Il semble donc possible d'évaluer les concentrations en nitrates dans la zone saturée de notre aquifère avec une erreur raisonnable, à partir des concentrations simulées dans la zone non saturée. Cette méthode n'est toutefois valable que dans des conditions bien précises. En effet, le profil de concentrations doit être reconstitué selon une ligne de courant et l'écoulement dans la nappe doit pouvoir être assimilé à un écoulement permanent et laminaire pour que les hypothèses d'un tel modèle soient satisfaites. Pour des conditions hydrodynamiques plus complexes, un modèle de dilution aussi simple ne peut pas être utilisé pour rendre compte de l'évolution des concentrations en nitrates dans la zone saturée.

3.2 Modèle de gestion

La reconstitution des concentrations en nitrates dans la nappe à partir de l'activité agricole existant en surface, de la nature du sol et de la direction principale d'écoulement de la nappe est d'un grand intérêt dans le processus de gestion environnementale des pollutions diffuses. L'association du modèle de gestion environnementale AgriFlux avec une procédure de calcul des concentrations en nitrates dans la nappe permet d'approcher le système zone non saturée/zone saturée. Toutefois, l'utilisation du modèle de dilution étant soumise à de nombreuses restrictions concernant la nature de l'aquifère (*i.e.* hypothèses d'écoulement permanent et parallèle), l'application de ce type de modèle simple ne peut être réalisée que pour des contextes hydrogéologiques précis et limités. En effet, un tel modèle ne peut rendre compte correctement de la dilution pour des aquifères présentant des zones à forte sollicitation (pompage) ou à fort gradient hydraulique.

Afin de pouvoir utiliser les résultats d'AgriFlux dans des conditions hydrodynamiques plus complexes, un modèle hydrodynamique plus complet est nécessaire. Le couplage d'un outil de ce type permettrait de simuler de façon convenable l'hydrodynamisme de la partie saturée, et donc de refléter les variations de débit en tout point de l'aquifère. Ceci permettrait de s'affranchir d'une part des conditions restrictives concernant la nature de l'aquifère et d'autre part de pouvoir calculer les volumes exacts engendrant la dilution. Une autre amélioration importante consisterait à coupler un modèle hydrodispersif pour le transport et la dispersion dans l'aquifère. Ce modèle permettrait de s'affranchir du modèle de dilution trop simple et de l'hypothèse d'un transport uniquement par convection

en intégrant entre autres la dispersion hydrodynamique. Cependant, un tel couplage présente des difficultés de mise en œuvre, dépendant entre autres du type de couplage réalisé (BANTON *et al.*, 1996).

Toutefois dans de nombreux cas, l'association d'un modèle d'évaluation tel AgriFlux avec un modèle de dilution simple peut permettre une évaluation rapide et préliminaire de l'évolution spatiale et temporelle des concentrations en nitrates dans les aquifères. Le faible écart obtenu entre les concentrations observées dans la nappe et les concentrations calculées par dilution dans la zone saturée à l'aide des flux fournis par AgriFlux permet d'envisager une utilisation d'une telle approche dans des opérations de prévision et de prévention menées par les organismes de contrôle. Divers scénarios d'occupation du sol d'un même bassin peuvent être ainsi modélisés et comparés pour leurs implications et effets sur les charges en nitrates pouvant contaminer les eaux souterraines.

CONCLUSION

L'étude de la contamination par les nitrates des eaux souterraines d'un bassin versant de 160 ha du Poitou (France) a montré l'influence des apports de nitrates par la fertilisation des cultures ainsi que l'effet de la dilution des concentrations dans la nappe. L'évaluation des concentrations parvenant à la nappe a été réalisée par la simulation du transfert des composés azotés au travers de la zone non saturée à l'aide du modèle AgriFlux. Ces concentrations calculées ont présenté un niveau généralement inférieur à celui des concentrations observées dans la nappe. Sur les limites latérales du bassin, les concentrations calculées sont voisines de celles observées dans la nappe, alors que celles des zones situées dans le centre du bassin ont montré des comportements parfois très différents. Ceci a pu être expliqué par le mélange des eaux d'infiltration verticale avec celles de la nappe en écoulement horizontal, et appuyé par un modèle de dilution simple. Le couplage des résultats d'AgriFlux avec ce modèle de dilution a permis de reproduire assez fidèlement les concentrations observées dans l'axe central de la nappe pour les cinq années d'observation. Le couplage entre le modèle AgriFlux et le modèle de dilution est donc satisfaisant du point de vue de la dynamique générale de la pollution dans le bassin. Le suivi spatial de la pollution diffuse des eaux souterraines par les nitrates d'origine agricole peut donc être obtenu dans certains cas à l'aide d'un modèle de gestion simulant le cycle de l'azote et le transfert des nitrates dans la zone non saturée d'un sol, associé à un modèle de dilution simple transformant les flux issus de la zone non saturée en concentrations dans la zone saturée.

La gestion environnementale des pollutions diffuses azotées à l'échelle régionale peut donc être envisagée grâce à l'utilisation sur un bassin versant d'un modèle tel qu'AgriFlux. Le modèle permet en effet d'effectuer un suivi des concentrations en nitrates dans les zones racinaire et non saturée du sol, à partir du type de sol (structure, texture), des rotations de cultures (pratiques culturales) et des caractéristiques agronomiques de celles-ci (besoins en eau et en azote). La modélisation peut être effectuée au niveau de toutes les parcelles, ou au niveau de zones de simulation plus étendues. Ces zones doivent cependant, pour être simulées de façon satisfaisante par le modèle AgriFlux, constituer une même

unité pédologique et présenter une occupation du sol homogène. La discrétisation d'un bassin versant en zones homogènes de simulation permet d'obtenir des résultats représentatifs quant à la reconstitution des concentrations en nitrates sortant de la zone non saturée d'un sol. De plus, le couplage des résultats fournis par AgriFlux à un calcul de la dilution dans la nappe permet ainsi d'obtenir les concentrations en nitrates dans la zone saturée. Cependant, dans les systèmes aquifères plus complexes, seul le couplage d'un modèle en zone non saturée (tel qu'AgriFlux) avec un modèle hydrogéologique en nappe peut permettre une simulation fine et précise de l'évolution spatiale et temporelle des nitrates.

REMERCIEMENTS

Les auteurs remercient le Ministère des Affaires Étrangères de France (programme E.S.R.), le ministère des Affaires Internationales du Québec (programme Québec-France), l'I.N.S.U. du C.N.R.S. (P.R.N.H.) et le Conseil Régional de Poitou-Charentes pour leur contribution à cette étude, ainsi que la société SESAER pour sa collaboration. Le logiciel AgriFlux a été développé grâce à une subvention du Ministère de l'Environnement et de la Faune du Québec.

RÉFÉRENCES BIBLIOGRAPHIQUES

- ACADÉMIE DES SCIENCES (1991). Pollution des nappes d'eau souterraine en France. Rapport n° 29, Académie des Sciences, Paris, France, 183 p.
- BANTON, O., LAROCQUE, M., CORMIER, M. (1996). Modélisation du transport des nitrates dans la zone non saturée pour l'évaluation de la contamination des eaux souterraines. *Hydrogéologie*, 4 : 23-30.
- BANTON, O., LAROCQUE, M., SURATEAU, F., VILLENEUVE, J.P. (1993). AgriFlux : logiciel d'évaluation des pertes environnementales de contaminants agricoles. Manuel d'usager. Rapport scientifique INRS-Eau n° R-380. Ste-Foy, Québec.
- CARLOTTI, B. (1992). Recueil des bases de préconisations de la fertilisation azotée des cultures. Ministère de l'Agriculture, ministère de l'Environnement ; Mission Eau-Nitrates. Ed. Ministère de l'Environnement. Paris. 136 p.
- DUPUY, A., BANTON, O., RAZACK, M. (1997). Contamination nitrée des eaux souterraines d'un bassin versant agricole hétérogène : I. Evaluation des apports à la nappe (modèle AgriFlux). *Revue des Sciences de l'Eau*, 1 : 23-40.
- LAROCQUE, M., BANTON, O. (1995). Gestion de la contamination des eaux souterraines par les fertilisants agricoles : application du modèle AgriFlux. *Revue des Sciences de l'Eau*, 8 : 3-21.
- MEHRAN, M., TANJI, K.K. (1974). Computer modeling of nitrogen transformations in soils. *Journal of Environmental Quality*, 16(5) : 391-396.
- SESAER (1989). Etude de l'impact de la mise en place d'engrais verts sur les teneurs en nitrates des nappes souterraines : périmètre du Bourdet. Rapport d'étude n° 312, Château Courier, Couhé, France.
- SHAFFER, M.J., HALVORSON, A.D., PIERCE, F.J. (1991). Nitrate leaching and economic analysis package (NLEAP) : model description and application. In : *Managing Nitrogen for Groundwater Quality and Farm Profitability*. Follet et al. (Eds) Soil Science Society of America Inc. Madison, WI.
- WATTS, D.G., HANKS, R.J. (1978). A soil-water-nitrogen model for irrigated corn on sandy soils. *Soil Sci. Soc. Am. J.* 42 : 492-499.