

# Délimitation des périmètres de protection des puits de pompage en zone agricole à l'aide de la simulation mathématique

Delineation of well head protection area in agricultural zone by using solute transport modelling

O. BANTON<sup>1</sup>, P. LAFRANCE, J.-P. VILLENEUVE

---

Reçu le 2 avril 1991, accepté pour publication le 14 février 1992\*.

## SUMMARY

A wellhead protection area is the surface and subsurface area surrounding a waterwell through which contaminants are reasonably likely to move toward and reach. In the past, various approaches have been taken to delineate wellhead protection areas: fixed circles or rings around the well; simplified variable shapes based on geo-hydrologic mapping and classification; zones with prescribed minimum travel times. However, in establishing wellhead protection areas, many factors need to be considered: zone of influence around the well; well recharge area; flow paths; transport velocities; travel times; sources and types of contamination. To determine a site-specific wellhead protection area, a systematic analytic approach must be taken. Mathematical simulation models may be employed and are often the only method capable to determine the wellhead protection area when quantitative criteria are used.

Such an approach can be used in agricultural zones, where pesticides are applied, by coupling a solute transport model for the unsaturated zone with a saturated zone transport model. The (unsaturated zone) VULPEST model is an evaluation tool for the groundwater contamination by pesticides based on the transport modeling. Developed as a management tool, it permits the evaluation of the groundwater vulnerability to pesticides in terms of risk of contamination. It evaluates the concentrations of pesticide that reach the water table, taking into account the spatial variability of hydrodynamic, physical and physico-chemical parameters of the soil. The variability of parameters is taken into account in the Monte Carlo approach. This approach consists of carrying out a sufficient number of simulations so that the distribution of values assigned to each parameter, these values being randomly selected from a chosen probability distribution, approximates the given distribution.

---

1. Auteur à qui doit être adressée la correspondance: 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 30 décembre 1992.

The concentrations obtained from the VULPEST model are used as input data in the model which simulates the transport and the fate of the contaminant in the saturated zone. This model uses the finite difference technique to simulate flow and solute transport. It considers the flow velocities and the influence of each well. In steady state conditions, the linked transport models in unsaturated and saturated zones may be considered independent. The quantitative results obtained by these means determine the vulnerability level of the well. Finally, they permit the delineation of the wellhead protection area for a specific contaminant, that is a given pesticide.

An application was performed to an important potato crop area in Quebec. Few years ago, this site has shown a contamination of the well water by the pesticide aldicarb. The cultivated soil consists of marine and fluvial sand with medium to coarse grain sizes, deposited on a sea clay with a thickness of about 20 m in some places. Potatoes are intensively grown in this region. In the eighties, a contamination by the pesticide aldicarb was noticed in some wells of this region. The granular form of aldicarb is applied during the sowing period (mid-May) at the recommended rate of 2.24 kg/ha. It has a high solubility (6 000 mg/l) and is leached by soil humidity. The aldicarb is transformed by oxidation to sulfoxide then to sulfone during its transit in the unsaturated zone. After a characterization of the soil physical parameters, calculations were run for both the unsaturated and the saturated zones. The depths of the well and the aquifer are 5 m and 3 m respectively. The thickness of the aquifer affected by pumping is about 2 m. The application of the pesticide aldicarb was done during 1982 and 1983.

The predictive results obtained by modelling for the pesticide concentrations in the well water were favorably compared to the concentrations measured at the site. The concentrations of pesticide in the water reach their peaks 7 weeks after every application. The maximum concentrations reaching the water table were found to be about 0,5 mg/l. This level exceeds largely the water quality criterion of 9 µg/l set by Health and Welfare Canada, and the one of 10 µg/l of the US-EPA. The well concentrations are calculated by taking into account transport in the saturated zone and decay processes. The maximum concentrations obtained are near 24 µg/l for a decay rate of the pesticide in the aquifer of  $0,003 \text{ d}^{-1}$ . This decay rate is the one corresponding of the half-life of 8 months found by other researchers for Florida soils. The analysis of the water well during this period shows concentrations of about 10 µg/l. Moreover, the leaching of the contaminant into the well, and its persistence in the soil and groundwater is still present over 3 years after the last application. Using the water quality criterion of 9 µg/l set by Health and Welfare Canada, calculations have provided the delineation of the wellhead protection area specific to the pesticide aldicarb. The boundary delineation of water well protection area is determined by the numerical technique of reverse path line. The maximum extension of the well protection area obtained by this mean is 110 meters. It corresponds to a peak arrival with a delay of 1.5 years after the application.

The case study shows an example of the possible and future applications for such a method for the delineation of the wellhead protection areas. Such an approach permits to council the best use of pesticides with an appropriate groundwater protection scheme. Indeed, agricultural managers can safely decide on the pesticide application rate and date, as on the choice between various pesticides, with regard to the groundwater quality protection. Through this way, regulators and scientists can base their decisions for the registration of new pesticides by testing, before their use, their possible impacts on groundwater. Comparisons can be easily done between water quality criteria and predicted quantities, and regulatory decisions can be taken in light of these results.

**Key-words :** *groundwater, contamination, pesticide, water well, protection area, transport model, aldicarb.*

## RÉSUMÉ

Un périmètre de protection de puits de pompage est la surface entourant le puits, dans laquelle des mesures sont prises pour empêcher des contaminants de migrer et de contaminer l'eau de ce puits. Dans l'établissement des périmètres de protection, de nombreux facteurs doivent être considérés, et une approche analytique systématique doit être adoptée. Les modèles mathématiques de simulation peuvent être employés en ce sens et sont souvent les seules méthodes capables de déterminer les périmètres de protection quand des critères quantitatifs sont utilisés. Une telle approche a été appliquée, en couplant un modèle de transport de contaminant en zone non saturée avec un modèle de transport en zone saturée. Le modèle en zone non saturée VULPEST évalue les concentrations de pesticide atteignant la nappe. Ces concentrations sont ensuite utilisées comme données d'entrée du modèle en zone saturée. Ce dernier considère les vitesses d'écoulement et l'influence de chaque puits. Les résultats quantitatifs permettent alors la détermination de périmètres de protection spécifiques à chaque contaminant potentiel. Cette application, réalisée sur un important site de culture de la pomme de terre du Québec, a permis de comparer favorablement les concentrations prédites à celles mesurées dans l'eau d'un puits, et de déterminer le périmètre de protection spécifique au pesticide utilisé. Le cas présenté est un exemple des applications possibles et futures d'une telle méthode pour la détermination des périmètres de protection des puits de pompage.

**Mots clés :** *eaux souterraines, contamination, pesticide, puits, périmètres de protection, modèle de transport, aldicarbo.*

## INTRODUCTION

Dans les zones d'activités agricoles du Canada, on observe l'apparition de plus en plus fréquente de cas de contamination des eaux de puits municipaux ou privés par des pesticides (Environnement Canada, 1985 ; Ministère de l'Environnement de l'Ontario, 1985 ; PRIDDLE *et al.*, 1987 ; FRANK *et al.*, 1987). Au Québec, on a également constaté d'importants cas de contamination d'eaux de puits (MENVIQ, 1987 ; FRÉCHETTE, 1985).

Ceci met en évidence l'importance de protéger cette ressource en eau potable essentielle dans les régions agricoles généralement non desservies par des réseaux municipaux. Cette protection nécessite une gestion rationnelle des contaminants potentiels des nappes, mais aussi la délimitation de surfaces à utilisation restreinte des contaminants potentiels, c'est-à-dire des périmètres de protection des puits de pompage.

La Directive 001 du ministère de l'Environnement du Québec (20 février 1984) définit le périmètre de protection immédiat des puits municipaux comme l'étendue entourant le puits sur une distance d'au moins 30 mètres de tous

côtés. Cette surface doit être clôturée, et aucune activité ni aucun entreposage ne doit y avoir lieu. Comme l'attestent cependant les nombreux cas de contamination des aquifères, cette distance est souvent insuffisante, particulièrement pour les nappes libres caractérisées par l'absence d'éponte supérieure imperméable. On remarque d'autre part que le périmètre est généralement défini, comme ici, par une distance sans référence au délai de transport dans l'aquifère d'éventuels contaminants.

Dans certains états américains, les périmètres imposés où l'on interdit l'usage de pesticides sont des cercles dont le rayon peut varier, dans le cas de l'aldicarbe, entre 90 m (Floride) et 1,67 km (Wisconsin) du point de captage (MOYE et MILES, 1988). Le dimensionnement de ces périmètres est le plus souvent déterminé à partir de conditions générales telles que les conditions climatiques lors des périodes d'épandage, l'intensité relative des activités agricoles et de la consommation en eau souterraine pour l'alimentation humaine, et surtout la rémanence des composés toxiques retrouvés dans cette eau. Dans de nombreux cas, les périmètres de protection sont proposés non pour protéger la qualité de la ressource exploitée, mais pour permettre la régénération de la qualité de l'eau.

Dans le but de minimiser la contamination des eaux souterraines par les pesticides utilisés en agriculture, les gestionnaires de la ressource utilisent de plus en plus des modèles mathématiques décrivant le comportement de ces contaminants potentiels dans le sol. Ces modèles de simulation de la migration verticale des pesticides dans la zone non saturée sont en effet les seuls outils qui permettent de quantifier l'arrivée du contaminant à la nappe phréatique, en tenant compte des processus d'atténuation et de transport du contaminant. Parmi les modèles de simulation, les modèles stochastiques prennent en compte la variabilité spatiale des propriétés physiques, hydrodynamiques et bio-physico-chimiques du sol. Le couplage de tels modèles avec un modèle d'écoulement et de transport en milieu saturé doit permettre l'étude de la vulnérabilité des points de captage des eaux et la délimitation de leur périmètre de protection. Ces périmètres seront spécifiques à un contaminant et déterminés en fonction des propriétés de celui-ci. Les différents intervenants disposeront ainsi d'outils efficaces permettant la délimitation des périmètres de protection.

## PRINCIPES GÉNÉRAUX DE LA MODÉLISATION DU TRANSPORT

L'approche classique pour la modélisation du transport d'un soluté en milieu poreux est basée sur le principe de la conservation de masse et sur la loi de Fick. Cette approche permet la formulation d'un modèle déterministe de convection-dispersion. Dans le cas d'un composé non dégradé et non adsorbé (traceur parfait), l'équation différentielle du transport dans un milieu unidimensionnel homogène s'écrit :

$$\frac{\partial C}{\partial t} = D \frac{\partial^2 C}{\partial z^2} - v \frac{\partial C}{\partial z}$$

où  $v$  (vitesse de pore) représente la composante convective du transport et  $D$  (coefficient de dispersion hydrodynamique) la composante dispersive. Le terme de dispersion  $D$ , regroupe les phénomènes de diffusion moléculaire et de dispersion cinématique résultant des variations locales des vitesses de pore (MATHERON et DE MARSILY, 1980 ; SUDICKY, 1986).

Le processus d'adsorption du pesticide sur la phase solide du sol peut être adéquatement représenté, dans bien des cas de contamination par des sources diffuses, par un équilibre instantané réversible,  $S_{\text{sol}} = K C_{\text{liq}}$ , caractérisé par le coefficient de partition phase solide/phase liquide,  $K$  (BOURG et SAUTY, 1987). On peut ainsi définir le terme retard  $R = 1 + K \rho/\theta$ , où  $\rho$  est la densité apparente sèche du sol et  $\theta$  le contenu en eau.

Les processus de dégradation des pesticides sont d'ordre chimique (hydrolyse) et biologique (biodégradation) et peuvent être complexes (WOLFE *et al.*, 1989). Ils peuvent cependant être généralement représentés par une cinétique du premier ordre,  $Q = \lambda \theta C + \mu \rho S$ , où  $\lambda$  et  $\mu$  représentent la dégradation respectivement en phase liquide et sur la phase solide. On obtient ainsi le terme source,  $\beta C$ , correspondant à la dégradation, où  $\beta = \lambda + \mu K \rho/\theta$ . On remarque que  $\beta = \lambda R$  quand  $\mu = \lambda$ . Ces deux termes sont introduits dans l'équation du transport :

$$R \frac{\partial C}{\partial t} = D \frac{\partial^2 C}{\partial z^2} - v \frac{\partial C}{\partial z} - \beta C$$

## MODÉLISATION EN ZONE NON SATURÉE : LE LOGICIEL VULPEST

Dans une démarche stochastique où l'on prend en compte la variabilité spatiale des paramètres, la dispersion cinématique résultant de la variation des vitesses de pore est représentée par la variabilité des paramètres influençant l'écoulement de l'eau. En fait, la variabilité spatiale de la conductivité hydraulique en est la principale cause macroscopique. Par ailleurs, d'autres causes macroscopiques comme l'interconnexion des tubes sont déjà intégrées dans la variabilité spatiale des conductivités hydrauliques lors de la mesure de celles-ci. L'effet de la diffusion moléculaire étant la plupart du temps très faible devant la convection et devant la dispersion cinématique, ce terme peut être négligé. L'écoulement à dominance verticale dans le sol peut être considéré comme s'effectuant à travers une multitude de tubes verticaux de différentes dimensions (VAN DER ZEE et VAN RIEMSDIJK, 1986 ; VAN OMMEN,

1985). L'équation unidimensionnelle régissant le transport d'un soluté dans un tube et prenant en compte la convection, l'adsorption et la dégradation s'écrit alors :

$$R \frac{\partial C}{\partial t} = -v \frac{\partial C}{\partial z} - \lambda R C$$

Le modèle VULPEST (VILLENEUVE *et al.*, 1990), qui est basé sur cette approche, est destiné à l'évaluation prédictive de la vulnérabilité des eaux souterraines à la contamination par les pesticides. La simulation du transport est effectuée un grand nombre de fois (mille fois) avec des valeurs de paramètres choisies aléatoirement par le logiciel sur les distributions statistiques des paramètres déclarées par l'utilisateur. Cette procédure, appelée approche Monte-Carlo, permet de simuler un très grand nombre de conditions locales que l'on pourrait possiblement rencontrer sur le site étudié. Ainsi, le résultat final fourni par le logiciel ne consiste pas en une quantité obtenue à partir des valeurs moyennes des paramètres, mais en une population de quantités résultant d'un très grand nombre de combinaisons des valeurs possibles de chaque paramètre.

Le logiciel VULPEST fournit des concentrations maximales parvenant à la nappe, des concentrations moyennes annuelles et des masses cumulées. Ces résultats sont donnés sous forme de fichiers en valeurs classées et sous forme de graphiques. La courbe de fuite (ou de percée) d'un contaminant représente l'évolution temporelle de la concentration à la sortie d'une colonne. Dans le logiciel VULPEST, de nombreuses colonnes de transport étant simulées de manière stochastique, la courbe de fuite stochastique obtenue résulte de l'intégration spatiale et temporelle des courbes de fuite de chacune des colonnes. C'est donc l'évolution temporelle statistique de la concentration parvenant à l'interface zone non saturée/zone saturée.

## MODÉLISATION EN ZONE SATURÉE

Dans la zone saturée du sol (nappe aquifère), les principaux processus régissant le transport d'un soluté sont la convection ( $v$ ), la dispersion ( $D$ ) et la dégradation ( $\lambda$ ). Le phénomène de retard ( $R$ ) peut y être négligé du fait de la pauvreté de cette zone en matière organique responsable de l'adsorption.

Dans le cas des contaminations diffuses, deux hypothèses peuvent être posées. Si l'on considère d'une part que la source de contamination est identique sur tout le domaine (mêmes niveaux de concentration et mêmes temps d'arrivée), alors on peut considérer qu'à l'intérieur de ce domaine, la dispersion horizontale (longitudinale et transversale) liée au transport en milieu saturé a un effet nul, puisque les pertes et les gains en un point donné se compensent. Sur le front et sur les limites latérales du domaine, la dispersion

a cependant un effet sur les concentrations. D'autre part, une dispersion transversale verticale a lieu. Cependant, les conditions physiques et hydrodynamiques du milieu poreux tendent à stratifier l'écoulement, et de ce fait à limiter la dispersion verticale. Des études expérimentales (JONES, 1985) ont en effet montré que dans le cas du pesticide aldicarbe la migration de ses résidus ne dépasse pas une profondeur de 3 à 6 m, du fait de l'écoulement à prédominance horizontale et de la dégradation du composé.

Ayant posé ces deux hypothèses simplificatrices, il est possible de simplifier ainsi l'équation du transport en deux dimensions en supprimant le terme de dispersion :

$$\frac{\partial C}{\partial t} = -v_x \frac{\partial C}{\partial x} - v_y \frac{\partial C}{\partial y} - \lambda C + S_{\text{source}}$$

où  $S_{\text{source}}$  est le terme d'apport vertical de pesticide de la zone non saturée, discrétisé dans le temps et dans l'espace et calculé à partir des courbes de fuite stochastiques obtenues par VULPEST.

La simulation du transport est ici réalisée pour un écoulement permanent uniforme de la nappe à surface libre de l'aquifère sableux. Elle utilise la méthode des différences finies qui présente, entre autres avantages, une simplicité d'écriture et une relative stabilité de la solution quand les contraintes reliées au pas de temps et au pas d'espace sont respectées. Le modèle considère l'écoulement régional et l'influence de chaque puits. La nappe et les puits étudiés ayant des profondeurs respectives d'environ 3 m et 4 m, la hauteur de nappe soumise aux pompages est d'environ 1 à 2 m.

Le gradient hydraulique de la nappe dans cette région est de l'ordre de 1 ‰. La perméabilité horizontale moyenne du sable constituant l'aquifère est  $7,7 \cdot 10^{-4}$  m/s. La porosité totale moyenne est de 0,33 et la porosité cinématique de 0,29. La hauteur moyenne d'eau infiltrée (précipitation moins ruissellement et évaporation) est de 257 mm/an, et le débit moyen de pompage du puits, pour une famille de 4 personnes, peut être estimé à environ 500 m<sup>3</sup>/an. La concentration moyenne en pesticide de chaque maille est calculée par le modèle en tenant compte de la concentration provenant de la zone non saturée (VULPEST) et des mailles environnantes. Le taux de dégradation du pesticide aldicarbe de 0,003 d<sup>-1</sup> (JONES *et al.*, 1987), utilisé pour le milieu saturé, est plus faible que celui utilisé pour la zone non saturée (0,02 d<sup>-1</sup> ; CARSEL *et al.*, 1984 ; cf. *tableau 2*). En effet, la dégradation qui est dominée dans la zone non saturée par l'importante activité microbiologique, est presque uniquement due en milieu saturé à l'hydrolyse chimique. D'après OUDOT *et al.* (1989), la biodégradation est limitée aux 30 premiers centimètres du sol où le transfert naturel d'oxygène est suffisant.

## CADRE DES SIMULATIONS

Un exemple de délimitation de périmètre de protection de puits de pompage a été réalisé sur un site agricole du Québec ayant présenté une contamination des eaux souterraines par le pesticide aldicarbe. Ce site est situé à environ 30 km à l'ouest de la ville de Québec, dans la région de Portneuf. Des échantillonnages d'eau de puits y ont montré, entre 1984 et 1988, une contamination par l'insecticide aldicarbe utilisé pour la culture de la pomme de terre (BANTON *et al.*, 1989). Le tableau 1 présente les concentrations mesurées en aldicarbe dans le puits P1 entre 1984 et 1987.

Le tableau 2 indique par ailleurs les caractéristiques physico-chimiques des trois pesticides (aldicarbe, atrazine, carbofurane) pris en compte pour la modélisation du transport en zone non saturée, et destinés à comparer les risques de contamination de la nappe par des composés de groupes chimiques différents. Le carbofurane, un insecticide du groupe des carbamates, a été retrouvé en 1980 et 1981 en concentrations atteignant 30 µg/L dans des eaux de puits municipaux ou privés de la région (FRÉCHETTE, 1985). Enfin l'atrazine, un herbicide triazine abondamment utilisé au Québec notamment pour la culture du maïs, a été retrouvé dans les eaux souterraines à des concentrations voisines de la norme de 60 µg/L.

**Tableau 1** Concentrations en aldicarbe (µg/L) mesurées dans le puits P1 par Rhône-Poulenc Agr., ( ) Agriculture Canada, [ ] Environnement Québec.

**Table 1** Aldicarb concentrations (µg/L) measured in well P1 by Rhône-Poulenc Agr., ( ) Agriculture Canada, [ ] Environnement Québec.

Date	07/84	10/84	05/85	07/85	10/85	07/86	10/86	08/87
µg/L	7(6,2)	9	8(9,8)	6(6,3)	5	3	3(ND)	2[1,2]

**Tableau 2** Principales caractéristiques des pesticides étudiés (d'après CARSEL *et al.*, 1984).

**Table 2** Main characteristics of the studied pesticides (from CARSEL *et al.*, 1984).

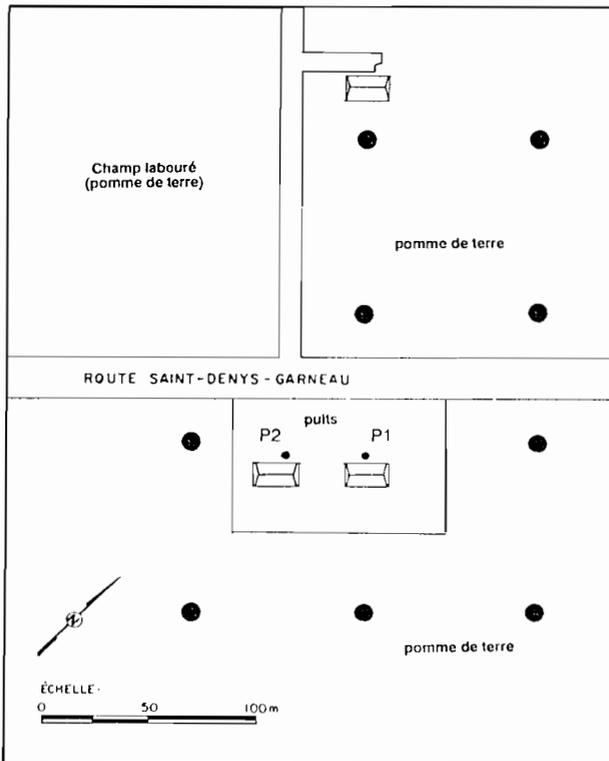
Pesticide	Solubilité (mg/L)	Dégradabilité (jour <sup>-1</sup> )*	Adsorbabilité Koc
Aldicarbe	6 000	0,02	3,1
Atrazine	33	0,01	173,8
Carbofurane	700	0,04	169,8

\* Dégradabilité moyenne en phases liquide et adsorbée.

Les surfaces cultivées dans la région de Portneuf sont constituées de sable moyen à grossier (sable Morin) pouvant atteindre une vingtaine de mètres d'épaisseur. L'aldicarbe utilisé (TEMIK de Rhône-Poulenc Agr.) est appliqué au

moment des semailles (mi-mai) au taux de 2,24 kg m.a./ha. Ce pesticide de grande solubilité (6 000 mg/L) est alors lessivé de son support au contact de l'humidité du sol.

Le site étudié a été choisi du fait de sa représentativité pour la région de Ste-Catherine (de-la-Jacques-Cartier ; Portneuf). Le puits P1 analysé (fig. 1) sert à l'alimentation d'une maison unifamiliale située sur un terrain non cultivé, directement entouré de champs de pomme de terre. Seule la parcelle cultivée située du même côté de la route a reçu une application d'aldicarbe, et ceci durant deux années (1983 et 1984). Une détermination des principaux paramètres physiques nécessaires à la simulation a été effectuée fin août 1988 pour les trois profondeurs du sol (0-20 cm, 20-40 cm, et 40-80 cm), en neuf points du site (fig. 1). Les valeurs obtenues sont présentées au tableau 3.



**Figure 1** Schéma du site étudié près de Ste-Catherine (Portneuf) indiquant les neuf (9) points d'échantillonnage du sol (●).

*Ste-Catherine site (Portneuf county) with the nine (9) soil sampling stations (●).*

**Tableau 3** Paramètres physiques du sol au site de Ste-Catherine [moyenne (écart-type)].

**Table 3** Soil physical parameters at the Ste-Catherine site [average (standard deviation)].

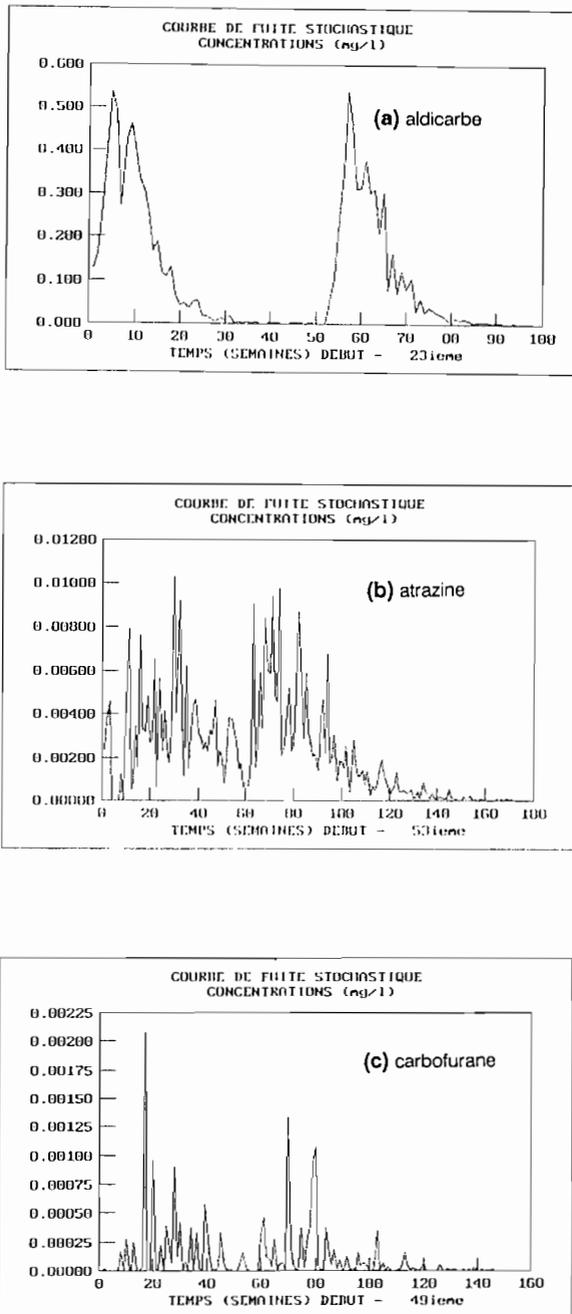
Profondeur de la nappe (m) :	3,00 (0,15)		
Épaisseur du sol pédologique (m) :	5,00		
Horizons :	A	Ba	C
Épaisseur des horizons (m) :	0,20 (0,05)	0,20 (0,05)	5,00
Perméabilité (m/s) :	3,4E-5 (3,1E-5)	4,8E-4 (5,2E-4)	7,7E-4 (1,4E-3)
Pourcentage de sable des horizons :	57,2 (8,3)	69,6 (7,5)	74,7 (4,8)
Pourcentage de limon des horizons :	41,8 (8,3)	30,4 (7,5)	25,3 (4,9)
Pourcentage d'argile des horizons :	1,0	0	0
Pourcentage de carbone organique :	2,94 (1,54)	0,91 (0,23)	0,37 (0,02)
Porosité des horizons (cm <sup>3</sup> /cm <sup>3</sup> ) :	0,43 (0,05)	0,37 (0,04)	0,33 (0,04)
Densité des horizons (g/cm <sup>3</sup> ) :	1,41 (0,08)	1,74 (0,13)	1,69 (0,09)

## RÉSULTATS ET DISCUSSION

La figure 2 présente les courbes de fuite stochastiques montrant l'évolution temporelle des concentrations moyennes statistiques parvenant à la nappe, calculées par le logiciel VULPEST pour les trois pesticides. La courbe de fuite (*fig. 2a*) calculée pour les deux applications d'aldicarbe (20<sup>e</sup> semaine de chaque année 1983 et 1984) montre des valeurs de pics de concentration d'environ 0,5 mg/L atteignant la nappe 7 semaines après l'application. Cette courbe correspond aux concentrations susceptibles d'être mesurées à l'interface zone non saturée/zone saturée, directement sous l'aire d'application du pesticide. Les normes de potabilité de 9 µg/L (de Santé et Bien-être Social du Canada, 1989) et de 10 µg/L (de l'US-EPA) pour les concentrations en aldicarbe sont donc largement dépassées à l'arrivée dans la nappe. La comparaison de cette courbe de fuite avec celles des deux autres pesticides appartenant à des groupes chimiques différents, l'atrazine et le carbofurane, montre la grande différence de hauteur des pics des concentrations, respectivement de 0,01 mg/L (*fig. 2b*) et de 0,002 mg/L (*fig. 2c*).

Les concentrations maximales parvenant à la nappe calculées par le modèle VULPEST pour les pesticides atrazine et carbofurane étant inférieures à leurs normes respectives de 60 µg/L et de 90 µg/L (Santé et Bien-être Social du Canada, 1989), la zone saturée semble suffire comme protection à la nappe et aux puits de pompage vis-à-vis de ces deux pesticides. Ceci illustre l'intérêt de la simulation mathématique pour l'évaluation de la vulnérabilité d'un système d'eau souterraine, et la nécessité de prendre en compte les caractéristiques spécifiques du contaminant potentiel.

Dans le cas de l'aldicarbe, les concentrations parvenant à la nappe étant supérieures à la norme de potabilité, il est nécessaire de considérer l'écoule-



**Figure 2** Courbes de fuite stochastique (arrivée à la nappe) calculées par VULPEST pour les pesticides aldicarbe (a), atrazine (b) et carbofurane (c).

*Breakthrough curves (concentrations reaching the water table) calculated by VULPEST for the aldicarb (a), atrazine (b) and carbofuran (c) pesticides.*

ment et le transport du contaminant dans la nappe pour quantifier le danger de contamination vis-à-vis du puits de pompage étudié (P1), et pour définir un périmètre de protection spécifique à ce puits et à ce contaminant. En effet, lors du déplacement du pesticide dans le milieu saturé, les concentrations en contaminant tendent à s'abaisser naturellement par l'effet de la dispersion et de la dégradation. Afin de quantifier cet effet, il faut d'abord caractériser l'écoulement de la nappe dans ce secteur. A partir des valeurs de paramètres décrites précédemment, une modélisation de l'écoulement dans la zone saturée a été réalisée sans calage. Le champ d'écoulement obtenu autour des puits est représenté à la figure 3. Des courbes isochrones (même temps de cheminement de l'eau) des puits P1 et P2 sont montrées à la figure 4. Le couplage des modèles de transport en zone non saturée (VULPEST) et en zone saturée permet alors de calculer les courbes d'arrivée des concentrations au puits P1. La courbe obtenue pour les deux applications d'aldicarbe (20<sup>e</sup> semaine de chaque année) est présentée sur la figure 5.

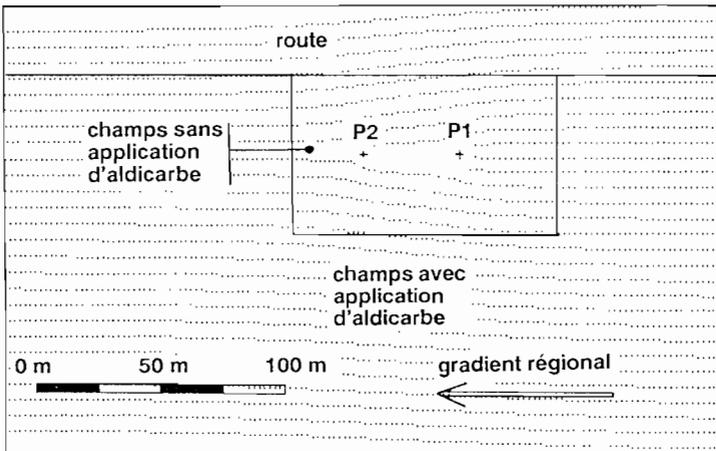


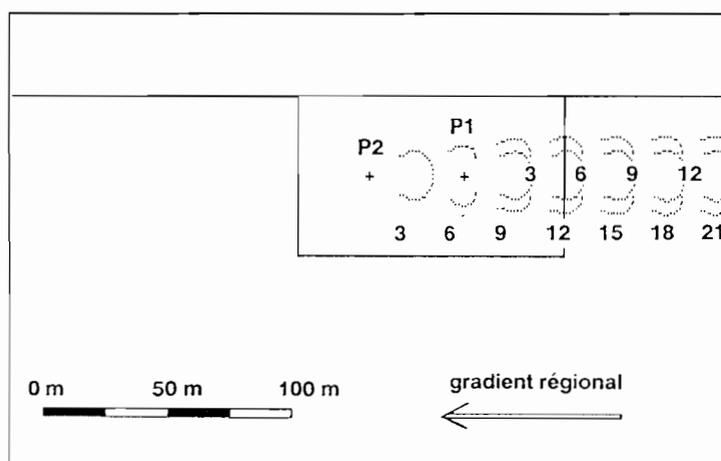
Figure 3 Lignes d'écoulement simulées autour des puits de pompage P1 et P2.

*Flow network simulated around the wells P1 and P2.*

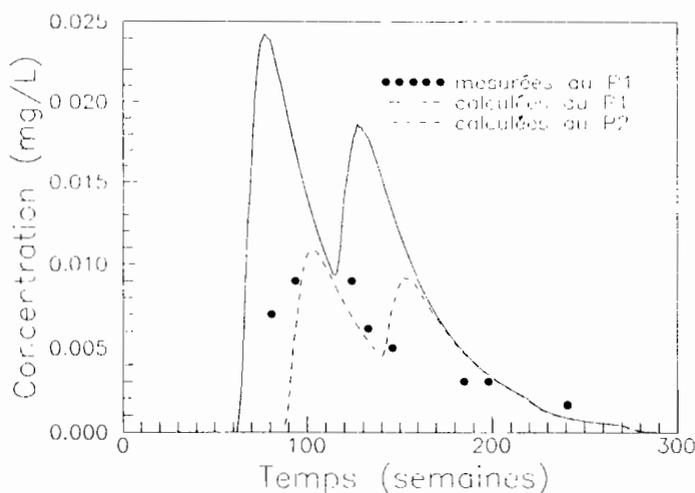
La figure 5 compare les concentrations en aldicarbe mesurées dans les puits P1 à celles prédites par la simulation pour les puits P1 et P2. La comparaison entre les résultats calculés et ceux mesurés pour le puits P1 montre une assez bonne concordance avec des valeurs du même ordre de grandeur. Ainsi les valeurs maximales de concentration calculées pour le puits P1 sont voisines de 24  $\mu\text{g/L}$  et relativement synchrones avec les concentrations de l'ordre de 10  $\mu\text{g/L}$  mesurées dans ce puits. Les concentrations ont été calculées en considérant un taux de dégradation du composé dans la nappe de 0,0029  $\text{d}^{-1}$ , correspondant à une demi-vie d'environ 8 mois, telle qu'estimée par JONES *et al.* (1987) pour le cas d'une nappe située en Floride.

Malgré cette relative concordance des résultats, on ne peut cependant conclure sur l'adéquation de la modélisation réalisée à simuler parfaitement la réalité. En effet, du fait des imprécisions existant sur les paramètres et les

processus, du fait de la grande variabilité spatiale des propriétés du milieu et des hétérogénéités de celui-ci, et du fait des hypothèses simplificatrices de modélisation, les différences observées entre les résultats d'analyse et ceux de la simulation auraient pu être plus importantes ou plus faibles sans pouvoir conclure sur la qualité de la modélisation, en ce sens qu'aucun paramètre ni aucun modèle ne peuvent jamais totalement représenter la réalité, mais



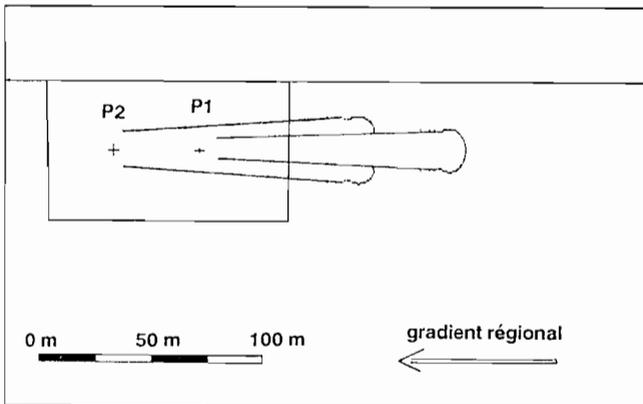
**Figure 4** Isochrones (en mois) des puits P1 et P2.  
*Isochronal lines for the wells P1 and P2 (months).*



**Figure 5** Courbes calculées des concentrations en aldicarbe aux puits P1 et P2 et concentrations mesurées au puits P1 (●).  
*Calculated and measured (●) concentrations reaching the wells P1 and P2.*

seulement fournir une représentation simplifiée de celle-ci. Compte-tenu des incertitudes et imprécisions existantes, et considérant le propos de notre approche, la relative similitude entre les résultats obtenus par la modélisation sans calage et les observations réelles montre que la modélisation aurait cependant permis dans ce cas-ci de prédire le niveau de contamination par l'aldicarbe de ce puits, ainsi que les temps d'arrivée des concentrations.

Finalement, la figure 6 montre les périmètres de protection des puits P1 et P2 calculés par la modélisation et correspondant à la norme de concentration pour l'aldicarbe de  $9 \mu\text{g/L}$  (Santé et Bien-être Social du Canada). Leur extension maximale est d'environ 110 mètres, correspondant à une arrivée du pic environ 1,5 ans (80 semaines) après la première application. Comme on peut le constater, ce périmètre est très supérieur à celui qu'aurait imposé la législation du ministère de l'Environnement du Québec (30 m) ; il est cependant nettement moins drastique que celui imposé au Wisconsin (1,67 km). Le résultat de la modélisation montre par ailleurs que la récente recommandation du fabricant du pesticide aldicarbe, de ne pas appliquer au Canada le composé à moins de 150 mètres d'une source d'eau potable, serait donc sécuritaire dans ce cas-ci pour les puits étudiés.



**Figure 6** Périmètres de protection des puits de pompage P1 et P2 calculés pour le pesticide aldicarbe avec la norme de potabilité de  $9 \mu\text{g/L}$ .

*Wellhead protection areas for the wells P1 and P2 as calculated for the water quality criterion for aldicarb of  $9 \mu\text{g/L}$ .*

La démarche utilisée permet non seulement la détermination de l'extension maximale du périmètre de protection, mais aussi la forme de ce périmètre. Dans le cas d'un écoulement complexe dû à des hétérogénéités, à une stratification de l'aquifère ou à une digitation de l'écoulement, la détermination du périmètre de protection peut cependant devenir ardue. La modélisation de l'écoulement et du transport dans la zone saturée doit alors prendre en compte ces phénomènes et être réalisée à une échelle suffisante pour cela. Ainsi, par endroit le pesticide se propage plus rapidement que la vitesse

moyenne du fait d'un écoulement préférentiel local, la concentration résultante au niveau du puits de pompage pourra être plus élevée que celle calculée pour un écoulement moyen, le pesticide étant soumis moins longtemps à la dégradation. Pour un écoulement complexe, la modélisation devra donc respecter la physique du milieu afin de réaliser une évaluation adéquate de l'extension et de la forme du périmètre de protection. Dans l'exemple présenté, le milieu aquifère étant de grande étendue, homogène et non stratifié, de tels phénomènes ne devraient pas avoir lieu, et la représentation du milieu utilisée pour la modélisation semble adéquate pour la délimitation du périmètre de protection.

## CONCLUSION

L'exemple d'application a montré que la modélisation mathématique peut permettre la délimitation d'un périmètre de protection spécifique à un puits de captage des eaux souterraines et à un pesticide donné. La comparaison avec d'autres pesticides et la confrontation avec d'autres procédures de délimitation des périmètres a montré que cette méthode fournit un moyen efficace et rigoureux pour cette délimitation. La représentativité qu'elle permet d'atteindre est bien entendu fonction des incertitudes concernant les paramètres et les processus utilisés dans la modélisation. L'exemple présenté montre le réalisme des résultats qui ont été obtenus dans cette application et la qualité des évaluations qui peuvent être réalisées.

L'application du modèle VULPEST, couplé avec un modèle de transport dans la zone saturée sur un site agricole du Québec, a permis de montrer l'intérêt d'un tel outil à la fois dans l'évaluation de la vulnérabilité des eaux souterraines à l'utilisation des pesticides, et dans la délimitation des périmètres de protection spécifiques à chaque pesticide. La quantification des risques de contamination repose sur des grandeurs physiques significatives pouvant par ailleurs être réellement mesurées sur des échantillons d'eau et directement comparées à des normes, des critères ou des seuils de qualité. Les résultats obtenus dans cet exemple ont été comparés aux mesures de concentrations réelles et ont montré la qualité des prévisions qui auraient pu être réalisées grâce à la modélisation mathématique. En effet, les résultats obtenus par le calcul sont du même ordre de grandeur que les concentrations mesurées sur le puits étudié.

La vulnérabilité des eaux souterraines de ce site, qui pouvait être pressentie par les caractéristiques hydrodynamiques du sol et par les caractéristiques physico-chimiques du pesticide étudié, a été confirmée par les mesures de concentration effectuées suite à l'utilisation de ce pesticide. Cependant, seule l'utilisation d'un outil tel VULPEST aurait pu, avant l'utilisation du pesticide, prévoir la vulnérabilité du système d'eau souterraine, d'une part en la quantifiant par des grandeurs physiques mesurables, et d'autre part en la comparant de manière statistique à des normes de qualité. De plus, le couplage avec un

modèle de transport dans la zone saturée aurait permis de quantifier la vulnérabilité du puits de pompage et de définir son périmètre de protection de façon spécifique à l'utilisation de ce pesticide.

Une telle approche pour l'évaluation quantitative de la vulnérabilité assure donc une base rigoureuse pour les démarches visant, d'une part la prédiction des impacts de l'utilisation de pesticides (y compris des nouveaux pesticides), et d'autre part la délimitation des périmètres de protection autour des puits ou autres points de captage dont il est nécessaire de protéger la qualité et le potentiel d'utilisation.

## REMERCIEMENTS

Les auteurs remercient le Conseil de Recherches en Sciences Naturelles et en Génie du Canada (CRSNG) pour son support à ce programme de recherche, le ministère de l'Environnement du Canada pour l'appui financier apporté pour le développement du logiciel VULPEST, et le ministère de l'Environnement du Québec pour sa collaboration concernant les résultats de la surveillance de la qualité des eaux souterraines.

## RÉFÉRENCES BIBLIOGRAPHIQUES

- BANTON O., LAFRANCE P., VILLENEUVE J.P., 1989. Évaluation de la vulnérabilité des eaux souterraines à la contamination par les pesticides. Une application du logiciel VULPEST dans la région de Portneuf Québec, Canada, *Water Pollut. Res. J. Canada*, **24**(1), 163-177.
- BOURG A.C.M., SAUTY J.P., 1987. Can the Kd concept model successfully adsorption in hydrodynamic mass transfer models ? In W. van Duijvenbooden et H.G. Waegeningh (Eds.). *Vulnerability of soil and groundwater to pollutants*. TNO, The Hague, The Netherlands, 911-921.
- CARSEL R.F., SMITH C.N., MULKEY L.A., DEAN J.D., JOWISE P., 1984. User manual for the Pesticide Root Zone Model (PRZM). EPA-600/13-84-109, December 1984, 216 p.
- ENVIRONNEMENT CANADA, 1985. Protocol development and study of pesticides in groundwater. Contaminant Hydrogeology section, NHRI, Ottawa, 8 p.
- FRANK R., CLEG B.S., RIPLEY B.D., BRAUN H.E., 1987. Investigations of pesticide contaminations in rural wells, 1979-1984, Ontario, Canada. *Archives of Environ. Contam. Toxicol.*, **16**, 9-22.
- FRÉCHETTE R., 1985. Inventaire des cas de contamination de l'eau par les pesticides au Québec. Rapport INRS-Eau, août 1985, 67 p.
- JONES R.L., 1985. Field, laboratory and modeling studies on the degradation and transport of aldicarb residues in soil and groundwater. In Gardner, W.Y. Honeycutt, R.C. et H.N. Nigg (Eds.). *Evaluation of pesticide in groundwater*. ACS Symposium Series 315. Am Chemical Soc. 195-218.

- JONES R.L., HORNSBY A.G., RAO P.S.C., ANDERSON M.P., 1987. Movement and degradation of aldicarb residues in the saturated zone under citrus groves on the Florida ridge. *J. Contam. Hydrol.*, 1, 265-285.
- MATHERON G., DE MARSILY G., 1980. Is transport in porous media always diffusive ? A counter-example. *Water Resour. Res.* 16 (5), 901-917.
- MENVIQ (MINISTÈRE DE L'ENVIRONNEMENT DU QUÉBEC), 1987. Évaluation des conséquences de l'utilisation de l'aldicarbe, campagne 1986. Direction des eaux souterraines et de consommation, rapport n° 1330, mai 1987, 49 p.
- MINISTÈRE DE L'ENVIRONNEMENT DE L'ONTARIO, 1985. Alachlor monitoring of Ontario drinking water, May-November 1985, 96 p.
- MOYE H.A., MILES C.J., 1988. Aldicarb contamination of groundwater. *Rev. Environ. Contam. Toxicol.*, 105, 99-146.
- OUDOT J., AMBLES A., BOURGEOIS S., GATELLIER C. et SEBYERA N., 1989. Hydrocarbon infiltration and biodegradation in a landfarming experiment. *Environ. Pollution*, 59, 17-40.
- PRIDDLE M.W., JACKSON R.E., NOVAKOWSKI K.S., DENHOED S., GRAHAM B.W., PATTERSON R.J., CHAPUT D., JARDINE D., 1987. Migration and fate of aldicarb in the sandstone aquifer of Prince Edward Island. *Water Pollut. Res. J. Canada*, 22, 173-185.
- SANTÉ ET BIEN-ÊTRE SOCIAL DU CANADA (SBSC), 1989. Recommandations pour la qualité de l'eau potable au Canada, 4<sup>e</sup> édition, 27 p.
- SUDICKY E.A., 1986. A natural gradient experiment on solute transport in a sand aquifer : spatial variability of hydraulic conductivity and its role in the dispersion process. *Water Resour. Res.* 22 (13), 2069-2082.
- VAN DER ZEE, S.E.A.T.M., VAN RIEMSDIJK W.H., 1986. Transport of phosphate in a heterogeneous field. *Transport in Porous Media*, 1, 339-359.
- VAN OMMEN H.C., 1985. Calculating the quality of drainage water from non-homogeneous soil profiles an extension to an unsaturated-saturated groundwater quality model including bypass flow. *Agric. Water Manag.*, 10, 293-304.
- VILLENEUVE J.P., BANTON O., LAFRANCE P., 1990. A probabilistic approach for the groundwater vulnerability to contamination by pesticides : the VULPEST model. *Ecological Modelling*, 51, 47-58.
- WOLFE N.L., EL-SAYED METWALLY M., MOFTAH A.E., 1989. Hydrolytic transformations of organic chemicals in the environment. In Sawhney B.L. et Brown, K (Eds) *Reactions and movement of organic chemicals in soils*. SSSA Pub. 22. Am. Soc. Agronomy. Madison, WI, USA. 229-242.