

Modélisation mathématique appliquée à la délimitation des zones de protection : cas du site de captage de Vivegnis (plaine alluviale de la Meuse, Belgique)

par J. Derouane* & A. Dassargues*

RÉSUMÉ

Depuis quelques années, une réglementation visant à protéger les captages d'eaux souterraines est appliquée en Belgique. Différentes zones de prévention et de protection sont définies par la loi et doivent donc être déterminées autour de chaque source ou puits de production en fonction des conditions hydrogéologiques locales.

La détermination in-situ des paramètres hydrodynamiques et hydrodispersifs de la nappe aquifère sollicitée demande la réalisation d'essais de pompage et d'essais de traçage. L'interprétation de ces essais en tenant compte de l'hétérogénéité du milieu souterrain est réalisée par une modélisation mathématique des conditions d'écoulement et de transport de contaminant. Après calibration du modèle sur les mesures réalisées lors des essais, les simulations permettent de déterminer les temps de transfert de contaminants dans l'aquifère étudié, en tenant compte des hétérogénéités mises à jour.

A partir des temps de transfert en zone saturée, les différents périmètres de prévention et de protection peuvent être tracés sur la base des lois prévues.

MOTS-CLÉS

Zones de protection, essai de traçage, paramètres hydrodispersifs, courbe de restitution, modèle mathématique.

ABSTRACT

Regulations aiming to protect exploitable groundwater resources were edicted in Belgium a few years ago. Therefore, prevention and protection zones are defined by law and must thus be determined practically around each pumping well or spring, based on local hydrogeological conditions.

The determination of hydrodynamic and hydrodispersive parameters characterizing the local aquifer requires pumping and tracing tests. The interpretation of these field experiments, considering the heterogeneity of the geological layers, is made through the use of a mathematical model tending to simulate as adequately as possible the groundwater flow and

*Laboratoires de Géologie de l'Ingénieur, d'Hydrogéologie et de Prospection Géophysique (LGIH), Université de Liège, Bat. B19, Sart-Tilman, B-4000 Liège

pollutant transport conditions. After calibration of the model with experimental measurements, different simulations can determine the transfer time of pollutant in the studied aquifer whilst taking the updated heterogeneity into account.

On the basis of the transfer times in the saturated zone, the various prevention and protection areas can be defined based on the provisions of the law.

KEY WORDS

Protection zones, tracer test, hydrodispersive parameters, break-through curve, mathematical model.

1. Introduction

En Région Wallonne de Belgique, un décret sur la protection et l'exploitation des eaux souterraines définit, selon différents critères, des zones à l'intérieur desquelles les activités sont réglementées, autour des sites de captage (ARRÊTÉ DE L'EXECUTIF RÉGIONAL WALLON, 1992).

La Zone I, dite "zone de prise d'eau", est délimitée par la zone de captage contenant les installations de prise d'eau, augmentée de 10 mètres. Elle doit être acquise en pleine propriété par le producteur d'eau.

La Zone IIa, dite "zone de prévention rapprochée", peut être établie selon une notion de temps de transfert de 24 heures pour un polluant miscible évoluant dans la partie saturée de l'aquifère vers le puits de production, ou, à défaut de données suffisantes, selon une notion de distance fixe autour du captage, valant 25 mètres au minimum dans le cas d'un aquifère de type plaine alluviale (graviers, ...).

La Zone IIb, dite "zone de prévention éloignée", peut être établie selon :

- une distance fixe valant 500 mètres au minimum dans le cas d'un aquifère de type plaine alluviale, lorsqu'on ne dispose pas de données hydrogéologiques suffisantes,
- une distance correspondant à la "zone d'appel du captage", qui peut être déduite des données d'essais de pompage,
- une distance correspondant à un temps de transfert de 50 jours pour un polluant miscible dissous dans l'eau, lorsqu'on dispose d'une connaissance suffisante des paramètres hydrogéologiques de l'aquifère.

La Zone III, dite "zone de surveillance", peut être définie comme le bassin d'alimentation du captage, situé lui-même dans le bassin hydrogéologique et hydrographique.

On peut discuter longuement des fondements scientifiques d'une telle législation, mais il faut reconnaître que la "philosophie" de l'approche considérant le fait que les temps de transfert de contaminants au sein de la zone saturée constituent les critères de délimitation des zones, semble être la plus pertinente. En effet, ces critères garantissent un délai entre l'injection (accidentelle) de polluant et son arrivée au puits de captage, permettant d'envisager des mesures adéquates d'intervention.

Cependant, en pratique, c'est la répartition hétérogène des propriétés des terrains géologiques rencontrés, relatives à l'écoulement (perméabilité, coefficient d'emmagasinement, ...) et au transport de polluant (porosité efficace, dispersivités longitudinale et transversale, diffusion moléculaire, retard dû à l'adsorption, ...), qui va conditionner la forme et l'extension réelle des zones de prévention. Par conséquent, seules des techniques capables d'intégrer toutes ces hétérogénéités dans le calcul pourront être considérées comme fiables, et d'autre part un ensemble de données très complet est nécessaire afin de distinguer ces hétérogénéités à prendre en compte.

Dans ce contexte, une étude hydrogéologique complète a été réalisée sur le site de captage de Vivegnis (plaine alluviale de la Meuse, Liège, Belgique) dans le but de délimiter de manière rigoureuse l'extension des zones de protection Ila et Iib relatives à ce site.

La méthodologie développée consiste à déterminer expérimentalement les valeurs et la répartition locale des paramètres hydrodynamiques et hydrodispersifs de la nappe aquifère. Ces paramètres sont ensuite utilisés dans les équations d'écoulement et de transport qu'intègre un modèle mathématique local. Celui-ci, tenant compte des hétérogénéités locales mises à jour, permet de simuler les conditions réelles d'écoulement et de transport de polluant miscible dans l'aquifère étudié (DASSARGUES 1995).

2. Paramètres et lois caractérisant l'écoulement et le transport de polluant miscible en milieu poreux saturé

L'écoulement et la propagation de polluant miscible en milieu poreux saturé peuvent être décrits physiquement par un ensemble de lois constitutives. Ces lois font intervenir une série de paramètres caractérisant le milieu étudié, liés à la géométrie de l'aquifère, aux caractéristiques physiques de celui-ci (propriétés hydrodynamiques et hydrodispersives) et aux sollicitations externes. Ces paramètres sont relatifs à l'Elément de Volume Représentatif (EVR) du milieu étudié. Les propriétés sont "homogénéisées" à l'échelle de cet EVR, tout en considérant que le milieu est continu. Dans ces conditions, les équations correspondantes, notées selon la règle de sommation des indices, peuvent être succinctement écrites comme ci-après (BEAR & VERRUIJT 1987).

La loi de Darcy, pour un fluide incompressible, s'écrit :

$$q_i = -K_{ij} \frac{\partial h}{\partial x_j} \quad i, j = 1, 2, 3.$$

où q_i est le flux de Darcy (specific discharge) et \underline{K} le tenseur de perméabilité.

La vitesse effective moyenne d'écoulement sur l'EVR (phase average velocity) s'écrit :

$$V_i = \frac{q_i}{n_e}$$

où n_e est la porosité efficace (volume de pores accessible à l'eau mobile, inférieur à la porosité volumétrique n).

L'équation d'écoulement en milieu poreux saturé, ramenée à deux dimensions horizontales, s'écrit :

$$\frac{\partial}{\partial x_i} \left(T_{ij} \frac{\partial h}{\partial x_j} \right) + R + Q = S \frac{\partial h}{\partial t} \quad i, j = 1, 2$$

- où
- T_{ij} = $b K_{ij}$
 - R = infiltration
 - Q = débit (pompage (-) ou injection (+))
 - S = coefficient d'emmagasinement
 - T = transmissivité
 - b = épaisseur de l'aquifère saturé.

L'équation de transport de polluant miscible en milieu poreux saturé peut s'écrire :

$$b \frac{\partial}{\partial x_i} \left(D_{ij} \frac{\partial C}{\partial x_j} \right) - b \cdot V_i \frac{\partial C}{\partial x_i} = b \cdot R_d \cdot \frac{\partial C}{\partial t} + b \cdot R_d \cdot \lambda \cdot C - R \frac{C_0 - C}{n} - Q \frac{C_w - C}{n}$$

où \underline{D} est le tenseur de dispersion hydrodynamique dont les composantes sont :

$$D_{ij} = \alpha_T \cdot V \cdot \delta_{ij} + (\alpha_L - \alpha_T) \frac{V_i \cdot V_j}{V} + D_m; \quad V = \sqrt{V_i \cdot V_i} \quad (\text{norme du vecteur vitesse effective})$$

Le coefficient de retard R_d est donné par : $R_d = 1 + \beta \frac{(1-n)\rho_s}{n \cdot \rho_l}$ où $\beta = K_d \cdot \rho_l$

- | | | |
|------|---|--------------------------------------|
| avec | C = concentration en polluant | R = infiltration |
| | V_i = vitesse effective | C_w = conc. de l'injection |
| | α_L = dispersivité longitudinale | Q = débit d'injection |
| | α_T = dispersivité transversale | b = épaisseur de l'aquifère |
| | D_m = diffusion moléculaire | λ = constante de dégradation |
| | n_e = porosité efficace | K_d = coefficient de distribution |
| | C_0 = concentration de l'infiltration | ρ_l = densité du liquide |
| | n = porosité | ρ_s = densité du milieu poreux |

3. Caractéristiques de l'aquifère étudié

3.1 Géologie, géométrie et piézométrie

Le site de captage de Vivegnis assure la distribution d'eau de consommation pour une partie de la ville de Liège. Le débit d'exhaure moyen est d'environ 8000 m³/jour, réparti également sur quatre puits en activité. Pour les besoins de l'étude, une dizaine de piézomètres ont été forés, venant s'ajouter aux forages existant dans la zone étudiée (figure 1).

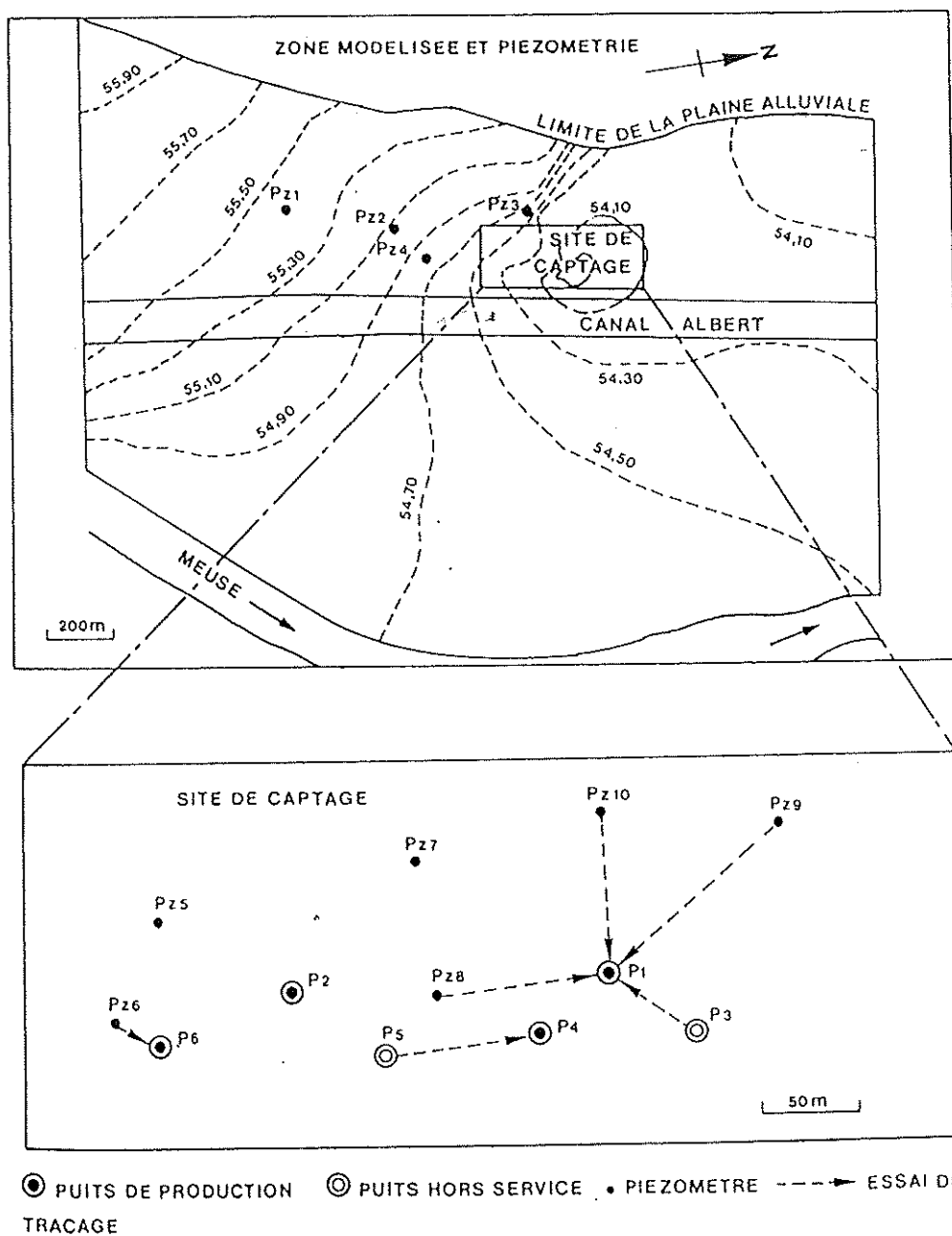


Figure 1 : Plan de situation, zone modélisée et carte piézométrique.

Les informations lithologiques fournies par ces forages, complétées par de nombreux essais de pénétration ainsi que par différents sondages sismiques et électriques, ont permis de définir avec précision la nature des couches géologiques rencontrées, la configuration géométrique de l'aquifère et les limites de celui-ci.

La plaine alluviale de la Meuse est composée de dépôts meubles d'une épaisseur moyenne de 10 mètres, constitués de graviers roulés enrobés dans une matrice sableuse, limoneuse ou argileuse, plus ou moins abondante selon les endroits (DASSARGUES 1992). L'hétérogénéité des alluvions témoigne de l'évolution géomorphologique du cours de la Meuse (CALEMBERT 1964). Le socle schisto-gréseux primaire (formation Carbonifère du Namurien et du Westphalien) caractérisant le substratum de la vallée de la Meuse et de ses versants à hauteur de Vivegnis, constitue la base quasi-imperméable de l'aquifère (figure 2).

La nappe, libre sur la quasi-totalité de la zone étudiée, s'écoule vers le Nord avec un gradient moyen de 0.075 % (en dehors de la zone d'appel du captage). Elle est en équilibre avec la Meuse, tandis que le fond du canal Albert se situe à une cote supérieure au niveau de la nappe.

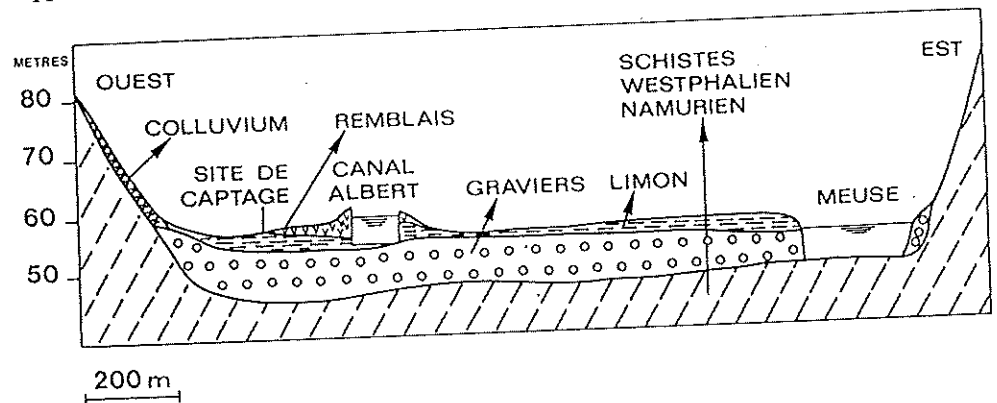


Figure 2 : Coupe géologique E-O (perpendiculaire au Canal Albert), passant par le site de captage de Vivegnis.

3.2 Paramètres hydrodynamiques et hydrodispersifs

Le modèle mathématique permettant d'estimer les zones de protection du captage étudié repose sur la résolution des équations d'écoulement et de propagation de polluant, selon un schéma abstrait et des hypothèses de travail devant représenter valablement la réalité. La détermination des valeurs et de la répartition spatiale des paramètres hydrogéologiques intervenant dans ces équations nécessite la mise en oeuvre d'essais de terrain.

Les paramètres hydrodynamiques importants, caractérisant l'écoulement en milieu hétérogène, sont la transmissivité, le coefficient d'emmagasinement et, dans une moindre

mesure, le rayon d'influence. Ces paramètres sont déterminés localement par l'interprétation des essais de pompage réalisés en chacun des puits et piézomètres, selon les expressions analytiques (valables en milieu supposé homogène et isotrope) de Theis (régime transitoire) et Dupuit (régime permanent) (CASTANY 1982). Ces interprétations fournissent des transmissivités dont la valeur moyenne est de l'ordre de $3 \cdot 10^{-2} \text{ m}^2/\text{s}$. Localement, des zones moins perméables, correspondant vraisemblablement à des lentilles plus argileuses, se caractérisent par des transmissivités ne dépassant pas $1 \cdot 10^{-4} \text{ m}^2/\text{s}$.

Un coefficient d'emménagement moyen de l'ordre de 0.10 a été déterminé analytiquement par l'expression de Theis. La nappe étant libre, cette valeur permet une première estimation de la porosité efficace du milieu.

Le rayon d'influence (cône de dépression) moyen est estimé à 500 mètres, les valeurs extrêmes étant de 230 et 810 mètres (détermination graphique en conditions homogènes et en régime permanent, Dupuit); en régime transitoire, on obtient une valeur effective de 440 mètres.

A ce stade, il était illusoire de vouloir tirer de ces essais des valeurs plus précises en raison des hypothèses admises pour l'application des formules de Theis et Dupuit.

Les paramètres hydrodispersifs essentiels intervenant dans l'équation de transport de polluant sont, pour ce cas d'étude, la porosité efficace, les dispersivités longitudinale et transversale et, dans une moindre mesure, la diffusion moléculaire. L'acquisition de ces données demande la réalisation d'essais de traçage.

Une campagne d'essais de traçage (multi-traçage en mode radial convergent) a permis l'étude in-situ du comportement d'un polluant miscible évoluant dans la partie saturée de l'aquifère. L'injection des traceurs en six points différents dans la zone étudiée, l'échantillonnage aux trois puits de pompage en activité, et l'analyse quantitative des courbes de restitution obtenues, permettent de déterminer la valeur et la répartition locale des paramètres hydrodispersifs par l'ajustement (calibration) d'un modèle mathématique détaillé et considérant un milieu poreux hétérogène.

Cinq traceurs ont été utilisés (Lithium, Iodure, Uranine, Rhodamine WT et Naphtionate), avec la contrainte de respecter des normes imposées concernant la qualité de l'eau pompée aux puits de production, en regard aux propriétés des substances injectées (visibilité, gustativité, toxicité, ...) (PARRIAUX *et al.* 1988). Dans cette optique, des simulations numériques préalables ont été réalisées en utilisant des valeurs estimées des paramètres, afin de prévoir le comportement probable des traceurs, ce qui a notamment permis d'estimer les masses idéales à injecter par la suite dans chaque puits. Sur le terrain, la qualité de chaque injection a été vérifiée par des mesures semi-quantitatives de conductivité et par des analyses chimiques aux différents puits d'injection, à intervalles de temps réguliers et à différentes profondeurs, permettant de s'assurer que le traceur pénètre rapidement et totalement dans la nappe.

3.3 Sollicitations externes

Le débit cumulé moyen de la station de captage est d'environ 8000 m³/jour. Pendant la durée des essais de pompage et de traçage, celui-ci a été réparti de manière égale sur trois puits (P1, P4, P6) pompant 115 m³/h chacun de façon constante. La calibration de l'écoulement (régime permanent) et des courbes de restitution est réalisée dans ces conditions particulières. Toutefois, en configuration normale (situation habituelle), un quatrième puits (P2) est utilisé, et l'ensemble des puits de production fonctionne à débit variable en fonction de la demande en eau instantanée. C'est dans cette configuration que seront déterminées les zones de protection IIa et IIb, en faisant l'hypothèse d'une répartition uniforme du débit cumulé maximum de la station sur l'ensemble de ces quatre puits.

L'infiltration pluviométrique moyenne au droit de la zone étudiée est estimée à 250 mm/an, tandis qu'une infiltration locale sous le canal Albert, due aux pertes de celui-ci vers la nappe, est estimée à 3000 mm/an (DASSARGUES & LÖX 1991). Ces valeurs sont introduites dans les modèles d'écoulement et de transport.

4. Simulations et résultats

4.1 Méthode, conditions aux limites et discrétisation

La réalisation d'un modèle mathématique permet d'intégrer toutes les données recueillies lors des étapes expérimentales de l'étude, de déterminer de façon logique les données manquantes, et de fournir une réponse globale montrant toutes les tendances de la nappe dans le domaine de l'écoulement et de la propagation de polluant miscible en milieu poreux saturé. Après calibration, les simulations réalisées avec les paramètres ajustés permettent de déduire l'extension probable des zones de prévention à considérer pour le site étudié, en tenant compte de la géométrie de l'aquifère, des valeurs locales des paramètres hydrogéologiques, et des sollicitations externes imposées.

Comme signalé précédemment, le milieu poreux est considéré comme un continuum dont les propriétés sont globalisées sur un "Elément de Volume Représentatif" (EVR) (BEAR & VERRUIJT 1987). Les lois macroscopiques utilisées nécessitent la détermination des coefficients à cette échelle (cf. 2).

Le modèle a été réalisé en utilisant le logiciel AQUA. Ce programme, développé par Vatnaskil Consulting Engineers (Reykjavik, Islande), permet de résoudre - en deux dimensions - les équations d'écoulement souterrain et de transport de polluant miscible en milieu saturé, par un code aux éléments finis utilisant la méthode "Streamline Upwind Petrov-Galerkin" (SUPG), associée à un schéma d'intégration temporelle totalement implicite.

La zone modélisée (DEROUANE 1994) couvre une superficie d'environ 4 km². Elle est limitée à l'est par la Meuse, et à l'ouest par la limite d'extension de la plaine alluviale. Elle est traversée, du sud au nord, par le canal Albert (figure 1). Le domaine est discrétisé en 3000 mailles triangulaires dont la longueur des côtés varie de 200 mètres à moins de 2 mètres. Un maillage local très fin s'impose dans la zone d'expérimentation où l'on désire simuler avec précision le transport de polluant, afin de limiter les instabilités numériques liées au schéma de résolution choisi.

Au vu des propriétés hydrodispersives attendues pour le milieu étudié, caractérisées par des dispersivités assez faibles, la composante convective est dominante. Or, pour le schéma d'intégration choisi, on peut considérer que la solution numérique est acceptable (avec de légères oscillations) lorsque le nombre de Peclet local¹ exprimant le rapport entre la convection et la dispersion est maintenu inférieur à 10 (BIVER 1993). Dans ce cas d'étude très convectif, une discrétisation locale affinée ne suffit pas toujours à satisfaire cette condition, et l'introduction d'un coefficient de décentrage spatial (méthode SUPG) s'avère souvent nécessaire.

4.2 Calibrations

La première étape consiste à ajuster les paramètres de l'écoulement et du transport, de manière à reproduire correctement par simulation numérique les mesures effectuées lors des essais de pompage et de traçage.

La prise en compte de la répartition spatiale des transmissivités déduites des essais de pompage permet de calibrer le modèle d'écoulement, celui-ci restituant assez fidèlement la piézométrie observée. Les conditions aux limites, reportées au-delà des rayons d'influence observés, sont de type potentiel imposé (conditions de Dirichlet) sur l'ensemble des frontières.

Pour la calibration du modèle de transport, les mécanismes pris en compte sont la convection, la dispersion mécanique et la diffusion moléculaire. Les simulations de transport de polluant permettent d'obtenir, pour chaque injection simulée, une courbe de restitution au puits de pompage calculée par le programme. L'allure et les caractéristiques de chaque courbe sont fonction des valeurs choisies pour les paramètres hydrodispersifs associés aux mécanismes pris en compte. L'ajustement de ces courbes calculées, sur les courbes expérimentales obtenues par essai de traçage (figure 3), permet de définir les valeurs locales des paramètres hydrodispersifs, et la répartition spatiale de ceux-ci (tableau 1).

¹ Le nombre de Peclet (suivant une direction) s'écrit : $Pe = \frac{V \cdot \Delta L}{D} \approx \frac{V \cdot \Delta L}{\alpha_L \cdot V} = \frac{\Delta L}{\alpha_L}$

avec L = largeur caractéristique de maille

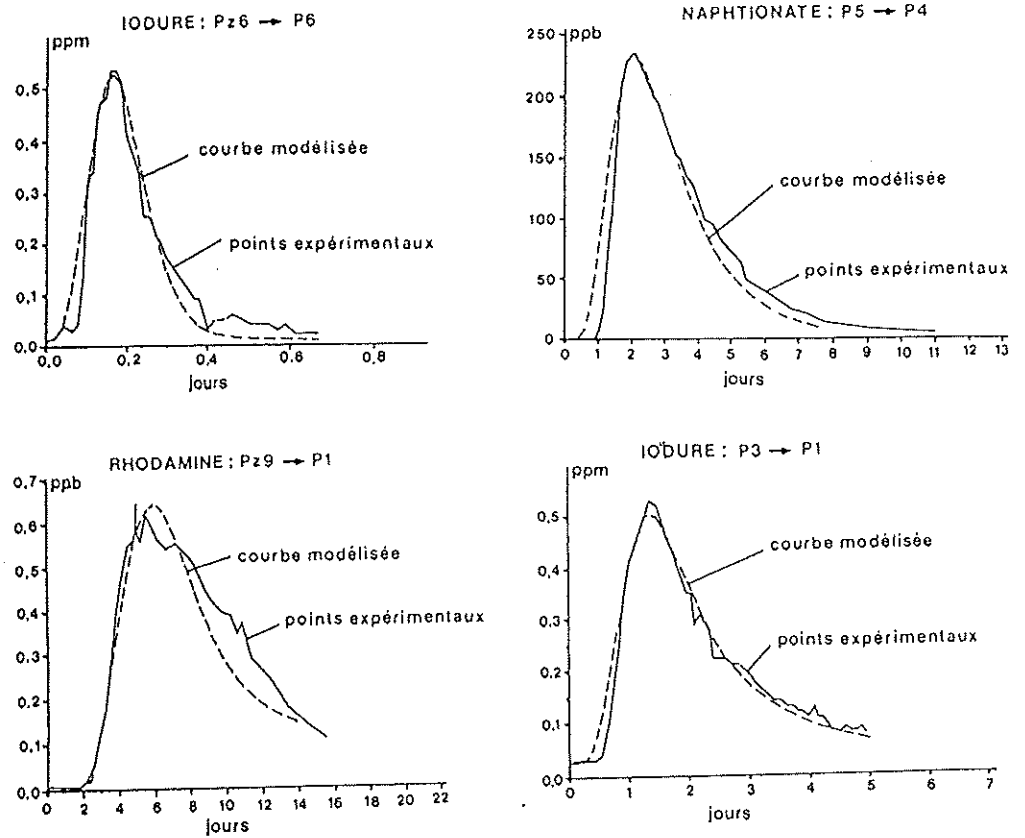


Figure 3 : Courbes de restitution ajustées (calibration du modèle de transport).

Tableau 1 : Paramètres hydrodispersifs obtenus par calibration du modèle.

puits d'injection	puits de restitution	distance (m)	traceur	ne (%)	α_L (m)	α_T (m)	Dm (m^2/s)
PZ6	P6	26.85	iodure	4.80	0.01	0.003	10^{-9}
P3	P1	49.35	iodure	7.20	0.01	0.003	10^{-9}
P5	P4	77.50	naphtionate	5.63	0.95	0.220	10^{-9}
PZ10	P1	90.62	uranine	5.90	0.04	0.010	10^{-9}
PZ9	P1	115.25	rhodamine	4.70	0.60	0.200	10^{-9}
PZ8	P1	87.50	lithium	8.20	0.90	0.250	10^{-9}

Deux problèmes ont été rencontrés à ce stade :

(a) Un schéma "implicite" entraîne toujours l'apparition d'une certaine diffusion numérique. D'autre part, malgré l'utilisation d'un maillage local très fin, l'usage de fonctions spatiales décentrées s'est avéré nécessaire afin de limiter les oscillations numériques. En effet, la densité de noeuds est limitée par l'augmentation sensible du temps de calcul et par l'occupation de l'espace mémoire, ce qui ne permet pas toujours de maintenir le nombre de Peclet sous un seuil raisonnable.

(b) Lors de la calibration de la courbe de restitution calculée, il est difficile d'ajuster le modèle sur les arrivées tardives de polluant observées sur les courbes de restitution expérimentales. L'allure asymétrique que présente chaque courbe ne peut pas être ajustée correctement par le modèle si l'on s'en tient aux mécanismes de convection et de dispersion hydrodynamique (figure 4a). Une des interprétations possibles de ces résultats est d'attribuer ces arrivées tardives de contaminant à l'influence probable de zones hétérogènes caractérisées par une perméabilité inférieure : on peut considérer qu'une partie du traceur, lors de son parcours vers le puits de production, migre dans ces zones localement moins perméables et prend finalement une forme de retard par rapport au trajet convectif moyen.

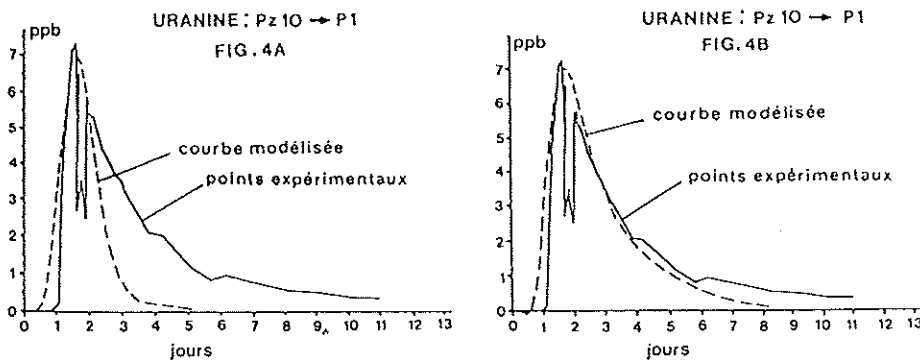


Figure 4 : Courbe de restitution ajustée sans (fig. 4a) puis avec (fig. 4b) prise en compte de zones hétérogènes dans le modèle. (Cas de l'injection d'Uranine de Pz10 vers P1).

Les processus de sédimentation des dépôts alluviaux de la Meuse justifient la prise en compte d'hétérogénéités tant dans le plan vertical (séquence de granulo-classement) que latéralement (évolution géomorphologique). L'introduction de celles-ci dans le modèle mathématique donne des résultats concluants : elle permet en effet de mieux simuler la restitution différée d'une partie de la masse injectée de traceur, et donc d'ajuster chaque courbe entièrement (figure 4b).

4.3 Estimation des zones de protection IIa et IIb par le modèle

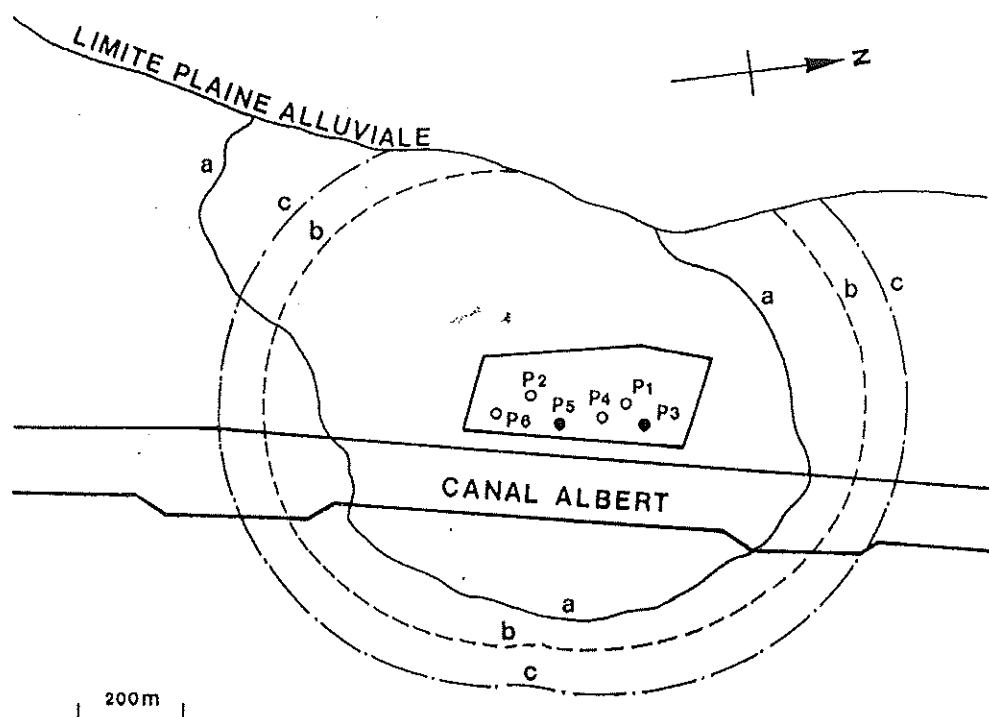
A l'issue des étapes de calibration de l'écoulement et du transport de polluant, le modèle peut être considéré comme représentant au mieux la réalité au stade actuel des investigations. Moyennant les hypothèses simplificatrices admises, il s'avère être un outil intéressant de gestion de l'aquifère. Il peut en effet être utilisé à des fins prévisionnelles, par l'étude de situations potentielles résultant de sollicitations imposées diverses : influence d'une augmentation des débits d'exhaure, évaluation des débits critiques, moyens d'intervention à mettre en oeuvre en cas de pollution déclarée localement (optimisation de l'implantation de forages de récupération, des débits de pompages nécessaires, de la durée des opérations, analyse des temps de séjour et des vitesses de transfert du polluant, etc.).

D'autre part, une bonne estimation des périmètres des zones de protection IIa et IIb autour de chaque puits de production pourra être fournie par le modèle, pour une configuration défavorable prenant en compte les débits d'exhaure maximums enregistrés sur le site (et non les débits moyens par exemple), afin de se situer du côté de la sécurité.

Le modèle mathématique calibré intègre l'ensemble des valeurs affectées aux paramètres hydrogéologiques. Le champ des vitesses effectives de transfert de polluant peut donc être considéré comme relativement fiable dans la zone d'expérimentation. En effet, les paramètres hydrodispersifs ont été calibrés dans cette zone restreinte. Cependant, pour la délimitation de la zone de protection IIb (correspondant à un temps de transfert de 50 jours), des volumes beaucoup plus importants sont concernés et des trajets de polluant de plus longues durées que ceux réalisés par les essais de traçage sont à prendre en compte. Un problème d'échelle représentative se pose (JENSEN *et al.* 1993) et dans l'état actuel de notre connaissance du site, nous sommes réduits à extrapoler à l'ensemble de la zone modélisée les valeurs de transmissivité et de porosité efficace utilisées par le modèle pour le calcul du champ des vitesses effectives. Il est clair cependant qu'il s'agit d'une approximation peu satisfaisante (GELHAR *et al.* 1992) et que des essais de traçage de longue durée devraient être réalisés à partir de piézomètres situés à des distances plus importantes des puits de captage.

Une valeur de porosité efficace correspondant à la moyenne des valeurs observées par essai de traçage (0.06) est prise en compte pour le calcul de l'isochrone de 50 jours délimitant la zone IIb. Le tracé de celle-ci, établi en ne considérant que le mécanisme dominant de convection (la dispersion mécanique et la diffusion moléculaire s'étant avérées très faibles dans ce cas-ci), est représenté à la figure 5, cas (a).

De la même manière, le tracé de l'isochrone de 24 heures, délimitant la zone IIa autour de chaque puits de production, est représenté à la figure 6, cas (a). Par mesure de sécurité, la valeur minimale de porosité efficace déduite des essais de traçage (0.047) a été retenue pour l'établissement des tracés des zones IIa, puisqu'elle correspond à des vitesses effectives maximales.



(a) Tracé obtenu par le modèle mathématique AQUA

(b) Rayon d'influence en régime transitoire $R^* = 1.5 \sqrt{\frac{T \cdot t}{S}} = 1.5 \sqrt{\frac{3,10^{-2} \cdot 43200}{0,06}} = 220 \text{ m}$

En pratique $R = 2 R^* = 2 \times 220 = 440 \text{ m}$.

avec $R^* \text{ (m)}$ = rayon d'action fictif

$T \text{ (m}^2\text{/s)}$ = transmissivité moyenne

$t \text{ (sec)}$ = temps de pompage depuis le début du pompage jusqu'à l'équilibre

S = coefficient d'emmagasinement moyen

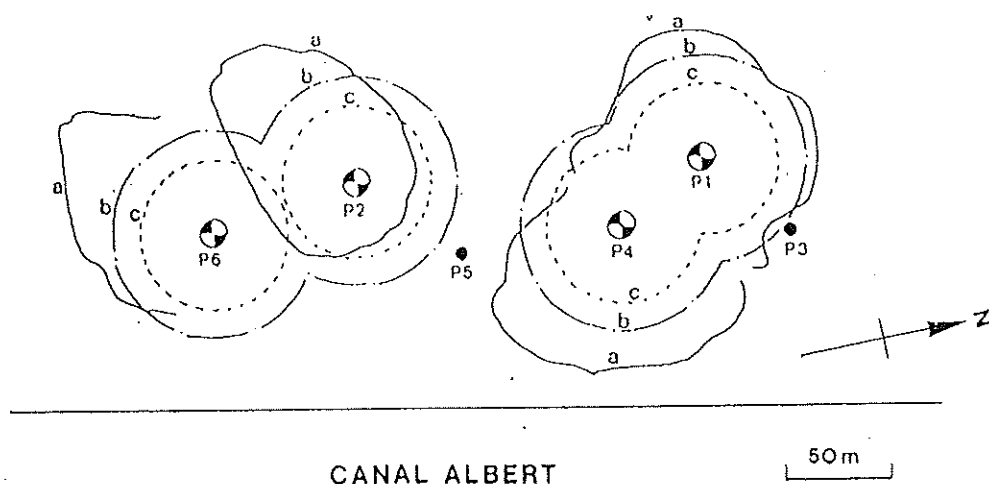
(c) Critère de distance fixe : $R = 500\text{m}$.

Figure 5 : Périmètres délimitant la zone de prévention IIb, tracés selon différents critères.

La mise en oeuvre d'essais de traçage "longue durée" est à envisager, dans la mesure où elle devrait pouvoir apporter une solution au problème d'échelle représentative rencontré lors de l'estimation de la zone IIb.

Par ailleurs, un pas supplémentaire serait franchi si l'on intégrait les coefficients de dispersivité au calcul des distances délimitant les zones de protection, de manière à faire correspondre celles-ci aux premières arrivées de polluant et non aux arrivées convectives.

Dans ce cas d'étude, cette étape s'avérerait laborieuse en pratique, en regard aux instabilités numériques engendrées lors de la simulation d'injections fictives de polluant en différents points de la zone étudiée. Ces calculs ne se justifieraient donc pas puisque les conditions sont très convectives ; les différences obtenues seraient minimales. Il n'en va pas de même pour d'autres cas d'étude correspondant à des contextes hydrogéologiques plus dispersifs. Ceux-ci font dès lors l'objet de calculs plus longs où la dispersivité est prise en compte dans l'estimation des distances délimitant les zones de prévention. Cependant, la détermination des périmètres de protection demande alors que soient légalement définis le niveau de concentration en polluant à considérer comme première arrivée et dès lors également la quantité injectée de polluant.



(a) Tracé obtenu par le modèle mathématique AQUA

(b) Loi de Darcy (écoulement radial en milieu isotrope) $R = \sqrt{\frac{t \cdot Q}{\pi \cdot e \cdot n_e}} = \sqrt{\frac{86400 \cdot 0.0264}{3.14 \cdot 7 \cdot 0.047}} = 47 \text{ m}$

avec R (m) = distance au puits correspondant au temps t
 t (sec) = temps de transfert (24h)
 Q (m³/s) = débit d'exhaure du captage
 n_e = porosité efficace moyenne
 e (m) = épaisseur moyenne de l'aquifère

(c) Critère de distance fixe : $R = 25\text{m}$.

Figure 6 : Périmètres délimitant la zone de prévention IIa, tracés selon différents critères.

5. Résultats obtenus par d'autres méthodes

Pour ce cas d'étude, le modèle mathématique constitue l'outil le mieux approprié à la délimitation des zones de protection, puisqu'il permet le calcul des distances correspondant à des temps de transfert en intégrant au mieux un ensemble complet de données hydrogéologiques recueillies sur le terrain. La récolte de données complémentaires, relatives notamment à des essais de traçage de longue durée, devrait permettre d'améliorer encore sa fiabilité.

Cependant il semble qu'il n'est pas dans la volonté des décideurs actuels, pour des raisons diverses (financières surtout), de faire appliquer directement à chaque site de captage une méthodologie aussi complète et élaborée que celle présentée ici. Pour cette raison, le décret sur la protection et l'exploitation des nappes souterraines (de la région Wallonne en Belgique) propose également une délimitation des zones de prévention IIa et IIb basée sur des critères moins ambitieux : application de distances fixes, distances correspondant à la zone d'appel du captage, temps de transfert déterminés par diverses formules approximatives, etc. (HUYGENS 1990).

La délimitation des tracés correspondants aux critères proposés dans le décret et applicables au type d'aquifère étudié a également été réalisée dans le cadre de cette étude à titre comparatif. Ces critères reposent généralement sur des formules approximatives valables sous des hypothèses simplificatrices. Les tracés correspondants, et les formules utilisées, sont présentés aux cas (b) et (c) des figures 5 et 6.

6. Conclusions

Les essais de traçage réalisés dans la plaine alluviale de la Meuse, et l'interprétation effectuée par l'ajustement d'un modèle mathématique, ont permis de mettre en évidence d'une part le caractère essentiellement convectif du mode de propagation de polluants dans ce type d'aquifère, et d'autre part l'influence des hétérogénéités sur l'évolution du nuage de polluant au sein du milieu poreux étudié. Les dispersivités longitudinales calculées sont assez faibles, toujours inférieures à 1 m, tandis que la porosité efficace est de l'ordre de 6%. Ce dernier paramètre constitue certainement le facteur influençant le plus les temps de transfert de polluants dans cet aquifère, car la convection est le processus dominant.

Dans ce contexte hydrogéologique, les distances délimitant les zones de prévention selon le critère de temps de transfert peuvent être estimées en ne considérant que le champ des vitesses effectives lié au processus de convection.

La réalisation d'essais de traçage in-situ et l'interprétation des résultats par un modèle mathématique intégrant les données obtenues, permettent l'estimation de ces distances en tenant compte des hétérogénéités du milieu poreux. Ceci confère à la méthodologie suivie un avantage évident par rapport à d'autres méthodes basées notamment sur des formules approximatives, et justifie de ce fait les investissements consentis.

Remerciements

Les auteurs tiennent à remercier la Société Wallonne des Distributions d'Eau (SWDE) pour le financement des opérations liées à cette étude, ainsi que pour le soutien logistique apporté. Les relecteurs, le Dr P. Perrochet de l'École polytechnique fédérale de Lausanne et le Dr Y. Rossier de la Direction régionale de l'environnement à Dijon, France, sont remerciés pour leurs commentaires pertinents qui ont permis d'améliorer le manuscrit.

Références

- ARRÊTÉ DE L'EXECUTIF RÉGIONAL WALLON relatif aux prises d'eau souterraine, aux zones de prise d'eau, de prévention et de surveillance, et à la recharge artificielle des nappes d'eau souterraine. 14 novembre 1991. Moniteur belge du 24 mars 1992.
- BEAR J. & VERRUIJT A. 1987. Modeling groundwater flow and pollution. Reidel Publ. Co., Dordrecht, 414 pp.
- BIVER P. 1993. Etude phénoménologique et numérique de la propagation de polluants miscibles dans un milieu à porosité multiple. Thèse de doctorat, Univ. Liège, non publié, 389 pp.
- CALEMBERT L. 1964. Observations dans la plaine alluviale de la Meuse, en aval de Liège. Publication Service géologique du Luxembourg, XIV : 115-135.
- CASTANY G. 1982. Principes et méthodes de l'hydrogéologie. Bordas, Paris, 233 pp.
- DASSARGUES A. & LOX A. 1991. Modélisation mathématique de la nappe alluviale de la Meuse en aval de Liège (Belgique). In : Le système hydrologique de la région frontalière Liège-Maastricht, résultats des recherches 1985-1990. Rapport et notes 26, CHO-TNO, Delft : 27-54.
- DASSARGUES A. 1992. Calcul des flux souterrains échangés entre le canal Albert, la Meuse et sa plaine alluviale de Monsin à Lanaye. Ann. de la Société géologique de Belgique, 115, 1 : 63-75.
- DASSARGUES A. 1995. Applied methodology to delimitate protection zones around pumping wells. J. Environmental Hydrology, in press.
- DEROUANE J. 1994. Etude hydrogéologique du site de captage de Vivegnis (plaine alluviale de la Meuse, Belgique). Travail de fin d'études, Univ. Liège, non publié, 172 pp.
- GELHAR L. W., WELTY C. & REHFELDT K. R. 1992. A critical review of data on field-scale dispersion in aquifers. Water Resources Research, 28, 7 : 1955-1974.
- HUYGENS C. 1990. Rapport de la commission Méthodologie pour la protection des captages (AQUAWAL). 27 pp.
- JENSEN K. H., BITSCH K. & BJERG P. L. 1993. Large-scale dispersion experiments in a sandy aquifer in Denmark : observed tracer movements, and numerical analysis. Water Resources Research, 29, 3 : 673-696.
- PARRIAUX A., LISZKAY M., MÜLLER I. & DELLA VALLE G. 1988. Guide pratique pour l'usage des traceurs artificiels en hydrogéologie. Société géologique Suisse, Groupe des Hydrogéologues, 51 pp.