

Essais de traçage et modélisation pour l'étude des zones de prévention  
d'un captage dans les craies du Crétacé (Belgique)

A. Dassargues<sup>1</sup>

<sup>1</sup>: Laboratoires de Géologie de l'Ingénieur, d'Hydrogéologie, et de Prospection Géophysique (L.G.I.H.),  
Université de Liège, Bat. B19, 4000 LIEGE, BELGIQUE

En Région Wallonne de Belgique, les définitions légales des zones de prévention sont basées sur les temps de transfert de contaminants dans la zone saturée: 24 h pour la zone IIa et 50 jours pour la zone IIb. Une méthodologie complète (Dassargues, 1994) visant à la détermination pratique de ces zones a été appliquée pour un captage situé en zone rurale, dans l'aquifère crayeux de Hesbaye en Belgique. Elle comprend les opérations suivantes: synthèse géologique, observations morphostructurales, prospection géophysique, relevés piézométriques, essais de pompage, modélisation locale des écoulements, essais de traçage et modélisation locale du transport de contaminant. Les zones de craies fracturées sont affectées de paramètres hydrodynamiques et hydrodispersifs très différents de ceux relatifs aux zones de craie saine. La prise en compte de ces zones, qui sont localisées et déterminées à l'aide des techniques mentionnées ci-dessus, influence grandement les périmètres des zones de prévention à prévoir.

Le site d'étude comporte 2 puits exploitant l'aquifère crayeux du Crétacé (Dassargues et Monjoie, 1993). La nappe aquifère est une nappe libre, particulièrement vulnérable à toute contamination (Foster, 1993) provenant des activités agricoles ou des villages environnants. Cinq piézomètres ont été forés aux alentours des prises d'eau et les transmissivités déduites des essais de pompage varient entre  $7.5 \cdot 10^{-4}$  et  $4.5 \cdot 10^{-3}$  m<sup>2</sup>/s. L'épaisseur de l'aquifère varie entre 15 et 30 mètres et plusieurs vallées sèches sont visibles dans la topographie correspondant à des axes où la fracturation est plus importante dans la craie. La piézométrie de la nappe présente un gradient Sud-Nord. Toutefois, elle est manifestement influencée par l'existence de perméabilités plus grandes au droit des axes de fracturation où la nappe est mieux drainée. Lors de l'essai de traçage, quatre injections ont été réalisées, mais un seul traceur a été récupéré dans

un des deux puits de pompage. Par conséquent, la calibration du modèle de transport est réalisée sur la base des résultats mesurés en tenant compte des 'non-arrivées' aux puits. Le maillage du modèle couvre une zone de 2600 m x 1500 m. Il est constitué d'éléments finis triangulaires dont les côtés de l'angle droit ont une dimension de 100 m dans les zones les plus éloignées des puits. Le maillage a été raffiné localement, notamment à proximité des puits et dans les zones où des hétérogénéités ont été mises en évidence (au droit des vallées sèches). Des hauteurs piézométriques aux quatre frontières latérales du modèle ont été imposées sur base des niveaux piézométriques mesurés. Ce faisant, on suppose qu'aucune influence transitoire des pompages n'est observée à ces frontières. La calibration du modèle pour la simulation des écoulements a été réalisée en régime permanent. Au droit des axes fissurés, des transmissivités plus grandes ont été prises en compte dans le modèle.

La calibration du modèle simulant le transport de contaminant consiste à déterminer la valeur et la répartition des paramètres de transport dans la zone modélisée (porosité efficace, dispersivités longitudinale et transversale) de manière à obtenir une courbe de restitution calculée analogue à la courbe de restitution mesurée au puits (figure 1). Vu la forme particulière de la courbe de restitution mesurée, on a dû supposer que l'injection s'est produite en deux phases successives: (1) une phase à concentration élevée mais de durée brève, correspondant à la chasse effectuée lors de l'injection du traceur dans le piézomètre; (2) une phase comportant une série de paliers de concentration décroissante, correspondant à la migration progressive du traceur qui était resté piégé dans le piézomètre, dans le massif filtrant et aux alentours immédiats du piézomètre. Aucun suivi de l'évolution de la concentration en traceur n'ayant été réalisé au piézomètre d'injection, il est impossible de dire avec certitude si cette hypothèse est la meilleure pour expliquer la lente décroissance de la courbe de restitution du traceur (Porel, 1988). D'autres hypothèses peuvent être évoquées : (1) des effets d'eau immobile non pris en compte par la modélisation actuelle; (2) une migration du traceur vers des zones moins perméables (blocs moins fissurés, ...) avec une restitution différée vers l'eau en

écoulement; (3) une migration du traceur par d'autres trajets favorisés par des fractures secondaires et une zone fracturée au droit de la vallée sèche située à l'Est des puits. Toutefois, l'arrivée très rapide du seul traceur restitué et la montée rapide vers le pic de restitution (figure 1) semblent confirmer qu'une communication directe existe entre le piézomètre d'injection et le puits de récupération. Avec ce schéma d'injection adapté, les paramètres de transport obtenus par calibration du modèle sont les suivants: porosité efficace = 2.9 %, dispersivité longitudinale = 50 m et dispersivité transversale = 5 m.

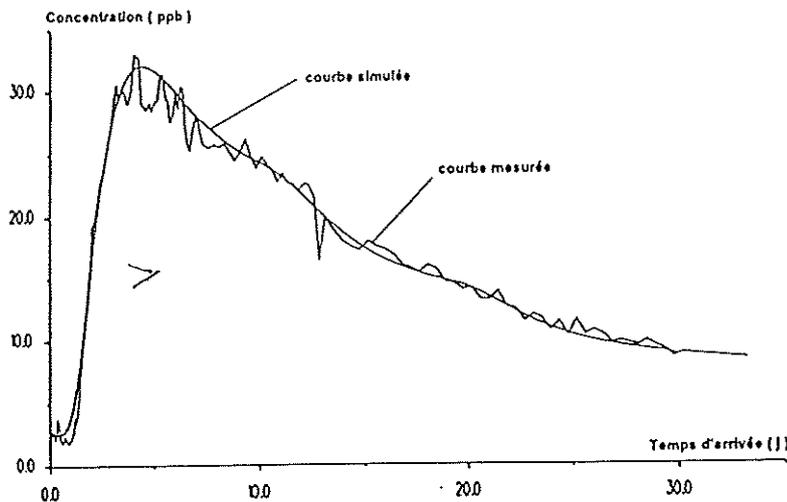


Figure 1 : Courbes de restitution mesurée et calibrée.

Tant que la dispersion du milieu peut être négligée vis-à-vis de la convection, il est aisé de déterminer les isochrones de transfert convectif. Quand la dispersion n'est plus négligeable, il est nécessaire de simuler des injections réparties partout sur la zone modélisée et de calculer, dans chaque cas, le temps mis par le polluant pour atteindre les puits (Biver et Dassargues, 1994). Néanmoins, il faut préciser le niveau de concentration qui est conventionnellement choisi comme étant la "première arrivée" aux puits: (1) soit un pourcentage du pic ou de la quantité totale de traceur arrivée au puits, le temps d'arrivée est alors indépendant de la masse injectée. Cependant, pour de courtes distances, la première arrivée peut déjà constituer une pollution non négligeable; (2) soit choisir une concentration limite à ne pas dépasser. La définition des zones de prévention dépend alors de la nature et de la masse du polluant introduit

dans l'aquifère. Dans la pratique, ce dernier critère conduit souvent à la définition d'une zone IIa plus importante que celle obtenue avec le premier critère. Il a été adopté ici en prenant en compte une concentration de 10 ppb et une masse injectée de 5000 kg. Une série d'injections ont été simulées en différents noeuds du maillage. Les zones de prévention IIa et IIb correspondant respectivement aux isochrones de 1 jour et 50 jours ont pu ainsi être proposées. Cependant, au stade actuel de développement du modèle et de la détermination des zones de prévention, des incertitudes subsistent concernant: (1) le manque de données piézométriques à l'Est et au Nord du site, (2) trois des injections réalisées n'ont pas induit de restitution détectable aux puits de pompage. Nous n'avons donc pas ou peu d'informations sur l'hétérogénéité des paramètres de transport et encore moins sur leurs éventuelles variations en 3D (Gelhar et al., 1992), (3) Une incertitude subsiste sur les processus ayant créé un effet de retard dans la restitution du seul traceur arrivé. Nous avons pu exclure l'effet d'adsorption-désorption, mais par contre, des effets d'eau immobile (Biver et al., 1995) pourraient également expliquer la dissymétrie importante de la courbe de restitution. Cette hypothèse n'a pas encore pu être testée. L'exercice de modélisation réalisé à ce jour permet donc de préciser les besoins ultérieurs en données nécessaires pour une détermination plus précise et plus rigoureuse des zones de prévention.

- 
- Biver P. et A. Dassargues, 1994. Using a numerical model of transport based on a deterministic theory to infer well protection zones in a chalky aquifer, *Computational Methods in Water Resources X*, vol.1, pp. 183-190, Kluwer Academic Publishers.
  - Biver P., V. Hallet et A. Dassargues, 1995. Contribution to the simulation of nitrates transport in a double-porosity aquifer, *Proceedings of Solutions'95, XXVI Int. Cong. of IAH*, Edmonton (les pages ne sont pas numérotées: voir "Dassargues").
  - Dassargues A., 1994. Applied methodology to delineate protection zones around pumping wells, *Journal of Environmental Hydrology*, IAEH, vol.2, n°2, pp.3-10.
  - Dassargues A. et A. Monjoie, 1993. Les aquifères crayeux en Belgique, *Hydrogéologie*, n°2, pp. 135-145, BRGM France.
  - Foster, S.S.D., 1993. The Chalk aquifer - its vulnerability to pollution, in *The Hydrogeology of the Chalk of North-West Europe*, Ed. by Downing R.A. and Jones G.P., pp. 93-112.
  - Gelhar, L.W., Welty, C., and Rehfeldt, K.R., 1992. A critical review of data on field-scale dispersion in aquifers, *Water Resources Research*, 28, pp. 1955-1974.
  - Porel, G., 1988. Transfert de soluté en aquifère crayeux, causes de modifications des résultats de traçages, Université de Lille (France).