



HAL
open science

Pollution des sols

Michel Quintard

► **To cite this version:**

Michel Quintard. Pollution des sols : mécanismes physico-chimiques et scénarios de pollution. Mémoires de l'Académie des sciences inscriptions et belles-lettres de Toulouse, 2013, 175, pp.153-169. hal-04295178

HAL Id: hal-04295178

<https://hal.science/hal-04295178>

Submitted on 20 Nov 2023

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

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



Open Archive Toulouse Archive Ouverte (OATAO)

OATAO is an open access repository that collects the work of Toulouse researchers and makes it freely available over the web where possible.

This is an author-deposited version published in: <http://oatao.univ-toulouse.fr/>
Eprints ID: 10388

Official URL: <http://cths.fr/an/societe.php?id=270>

To cite this version:

Quintard, Michel *Pollution des sols : mécanismes physico-chimiques et scénarios de pollution*. (2013) Mémoires de l'Académie des sciences inscriptions et belles-lettres de Toulouse, vol. 175, 19^e série. pp. 153-169. ISSN 0369-1896

Any correspondence concerning this service should be sent to the repository administrator:
staff-oatao@inp-toulouse.fr

Pollution des sols : mécanismes physicochimiques et scénarios de pollution

Michel Quintard^{1,2}, DR CNRS

¹ Université de Toulouse ; INPT, UPS ; IMFT (Institut de Mécanique des Fluides de Toulouse) ; Allée Camille Soula, F-31400 Toulouse, France

² CNRS ; IMFT ; F-31400 Toulouse, France

Introduction

La pollution des sols et des nappes aquifères constitue un enjeu environnemental considérable, d'importance planétaire, en raison du rôle de ces nappes comme ressource en eau. L'origine des pollutions est multiple: pollutions agricoles, industrielles, etc... Les pollutions diffuses par épandage agricole de pesticides ou engrais (sans oublier l'origine domestique éventuelle), les pollutions industrielles, chroniques ou accidentelles font l'objet de reportages journalistiques malheureusement fréquents, et dont, le plus souvent, la « vulgate » scientifique associée souffre de raccourcis préjudiciables à la compréhension publique. Une des raisons essentielle de cette difficulté est, sans doute, la part très faible dans l'enseignement générique de l'apprentissage des notions spécifiques à ce domaine « mystérieux » qu'est le monde souterrain. En conséquence, les enjeux environnementaux sont le plus souvent mal perçus. Ce texte se veut une modeste contribution, si possible ouverte à un lecteur non-spécialiste, à la compréhension de cette problématique environnementale.

Le monde souterrain est un système complexe, par essence hétérogène. On ne considère dans cette introduction que le cas des sols et nappes aquifères classiques¹ dont le matériau constitutif est fait de grains (consolidés ou non, centimétriques à micrométriques). Les grains délimitent un espace poral, les interstices, où circulent les fluides qui nous intéressent. L'ensemble constitue ce que l'on appelle un milieu poreux. La configuration classique d'une nappe aquifère est schématisée Figure 1. Cette figure représente un milieu poreux, de la surface du sol à une couche imperméable. Les « loupes » sur cette figure décrivent le milieu poreux à l'échelle *du pore ou microscopique*, souvent de dimension micrométrique. Cette figure illustre l'aspect multi-échelle typique qui caractérise la description des milieux poreux. L'échelle d'intérêt pratique (pour les problèmes d'analyse de risques par exemple) est celle décimétrique à kilométrique entre le site d'intérêt, et, par exemple, un pompage d'alimentation en eau potable. Cette échelle est appelée

¹ Il faut dire un mot des types d'aquifères que l'on élimine donc de cette courte introduction. En premier lieu, on ne considère pas les milieux fracturés (massif rocheux parcourus d'un réseau de fissures ou fractures). Ceux-ci peuvent être traités parfois comme des milieux poreux classiques, notamment si la densité de fracture est élevée. Mais cela devient plus problématique lorsque la zone source est de dimension métrique, proche de la taille des blocs. On ne considère également pas les zones karstiques bien qu'elles représentent dans de nombreuses régions de 10 à 20 % des ressources en eau. Les karsts sont en effet l'objet d'écoulements dans de nombreuses « singularités » (puits, conduits, galeries) qui nécessitent des descriptions spécifiques, d'ailleurs peu maîtrisées aujourd'hui.

macroscopique. Le passage d'une description microscopique à une description macroscopique est l'un des problèmes fondamentaux de la recherche sur les milieux poreux, qui ne sera pas évoqué ici. Il faut cependant retenir que les modèles macroscopiques nécessaires pour décrire l'ensemble des mécanismes intervenant dans les scénarios de pollution font toujours l'objet de recherches très actives à ce jour. En d'autres termes, les modèles mathématiques dont on aurait besoin pour l'analyse de risques n'existent pas forcément.

Dans la situation *normale*, i.e., hors pollution, les écoulements peuvent être décrits de la manière suivante :

- infiltration des eaux de pluies dans le sol, existence d'une zone dite non-saturée où l'eau coexiste avec une phase gaz (air) au sein de l'espace poral,
- existence d'une zone saturée (l'espace poral ne contient que de l'eau) dans laquelle l'eau s'écoule.

Cet ensemble sol/aquifère peut être pollué par diverses sources, comme cela a été évoqué ci-dessus. Si on ne prend en compte que les pollutions industrielles, on s'aperçoit que la majorité des sites (voir par exemple la base de données sols pollués : <http://basol.environnement.gouv.fr/>) font intervenir des pollutions par fluides partiellement miscibles avec l'eau : hydrocarbures, solvants chlorés, etc... C'est ce type de pollution que l'on prendra comme fil directeur dans ce texte introductif.

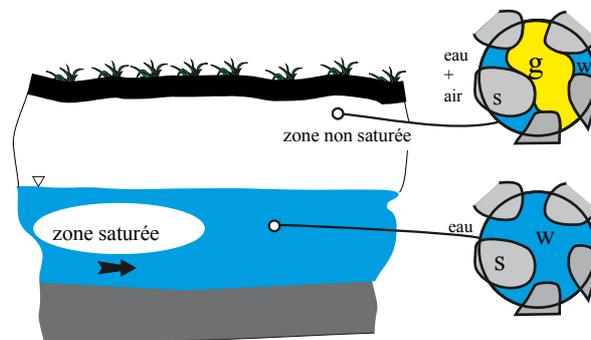


Figure 1. Schéma d'une nappe aquifère typique : phase gaz notée *g*, phase eau *w* et phase solide *s*.

La miscibilité partielle de deux fluides initialement purs est illustrée Figure 2. A l'instant initial deux phases distinctes (séparées par une interface visible) sont mises en présence. Pour ce qui concerne les problèmes de pollution, il s'agit de l'eau et la phase polluante. Instantanément, des molécules d'eau diffusent à travers l'interface vers la phase polluante, notée « *o* », et des molécules de polluant vers la phase eau, notée « *w* ». On ne s'intéressera, pour notre problématique environnementale, qu'à la concentration de polluant dans la phase *w*, soit l'espèce chimique notée *A*. Au bout d'un temps plus ou moins long, cette concentration atteint une valeur limite, appelée solubilité ou concentration à l'équilibre, et que nous noterons $C_{wA,eq}$. Cette notion de solubilité est cruciale pour comprendre toute la problématique de pollution par fluides partiellement miscibles. Le Tableau 1 présente quelques propriétés de polluants typiques, partiellement miscibles avec l'eau. On verra ultérieurement que la densité joue un rôle primordial dans le développement des scénarios de pollution. Pour l'instant, on se concentrera sur la question de la solubilité. Les concentrations, de l'ordre du mg/l, pourraient sembler faibles. Il faut comparer aux concentrations généralement considérées comme toxiques pour se rendre compte de la dangerosité environnementale de ce type de pollution ! Un exemple de concentrations toxiques généralement admises est donné dans le Tableau 2 ². La variabilité des seuils admis en fonction des institutions est là pour rappeler que

2 sources : fiches toxicologiques INERIS, décret n°2001-1220 du 20 décembre 2001, relatif à la qualité des eaux destinées à la consommation humaine et paru dans le journal officiel du 22 décembre 2001. Pour PCE+TCE, concerne la somme des concentrations.

l'estimation de la toxicité de polluants à très faibles doses est un problème délicat, qui ne sera pas discuté dans ce texte. Dans tous les cas, on voit, et c'est là la source principale des difficultés liées à ce type de pollution, que la concentration toxique est, en général, 3 ordres de grandeur plus faible que la solubilité !

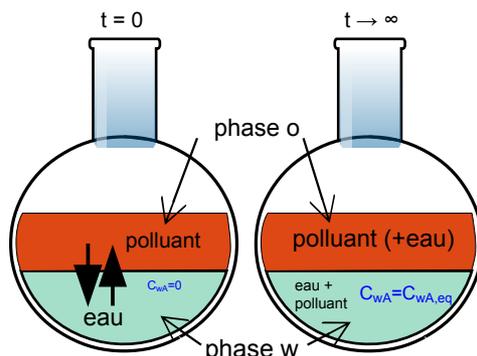


Figure 2. Miscibilité partielle

Tableau 1. Exemples de polluants partiellement miscibles

| Polluant | Usage | Densité (kg·m ⁻³ à 15 °C) | Solubilité dans eau (mg·l ⁻¹) C _{eq} |
|-------------------------|-------------------|--------------------------------------|---|
| Essence | moteur | 680 à 790 | 100 à 250 |
| Toluène | solvant | 867 | 515 |
| Benzène | solvant, synthèse | 879 | 1780 |
| Chlorure de Vinyle (VC) | polymérisation | 900 | 1100 |
| Eau | | 1000 | |
| Tetrachloroéthène (PCE) | solvant | 1622 | 150 |
| Trichloroéthène (TCE) | solvant | 1462 | 1270 |

Tableau 2. Valeurs de concentrations toxiques pour quelques polluants partiellement miscibles avec l'eau et pour diverses institutions

| Nom | France | UE | OMS |
|-------------------------|----------|----------|----------|
| VINYL CHLORIDE | 3 µg/L | 0.5 µg/L | 5 µg/L |
| 1,2-DICHLOROETHANE | 100 µg/L | 100 µg/L | 200 µg/L |
| CHLOROFORME | 10 µg/L | 10 µg/L | 70 µg/L |
| TRICHLOROETHENE (TCE) | 10 µg/L | 10 µg/L | NC |
| TETRACHLOROETHENE (PCE) | 10 µg/L | 10 µg/L | NC |

Pour illustrer le propos, considérons une source de pollution de chlorure de vinyle de 1 m³, sa dilution à la solubilité produit un volume d'eau pollué d'environ 1000 m³. Il faut encore diluer 1000 fois, soit un volume d'eau polluée de 1000000 m³, pour atteindre une concentration de l'ordre de 1 µg/l, proche de la concentration minimale toxique. Ces éléments quantitatifs sont essentiels pour comprendre les problèmes posés par ce type de pollution : l'analyse de risque aura comme cible des concentrations bien plus faibles que la solubilité³.

3 Ces faibles concentrations cibles sont parfois de l'ordre de grandeur du seuil de quantification par les instruments de mesure habituels, ce qui complique encore plus la tâche de l'environnementaliste.

On peut maintenant considérer la situation type d'une nappe aquifère polluée. Un schéma est proposé Figure 3. Comme précédemment, la figure reprend la vision multi-échelle : vue microscopique qui matérialise les phases en présence dans l'espace poral, et vue macroscopique. A partir de la zone d'alimentation de la nappe (fuite, accident, etc...), le polluant en phase rentre dans le milieu poreux. A cause de la miscibilité partielle, la phase eau se charge en polluant et génère un panache à partir de la zone source (la zone source est la zone où le polluant existe à l'état de phase différenciée). Il y a aussi un mécanisme d'échange avec la phase gaz (volatilisation) qui produit un panache gazeux pollué dans la zone non-saturée, non-représenté sur la figure.

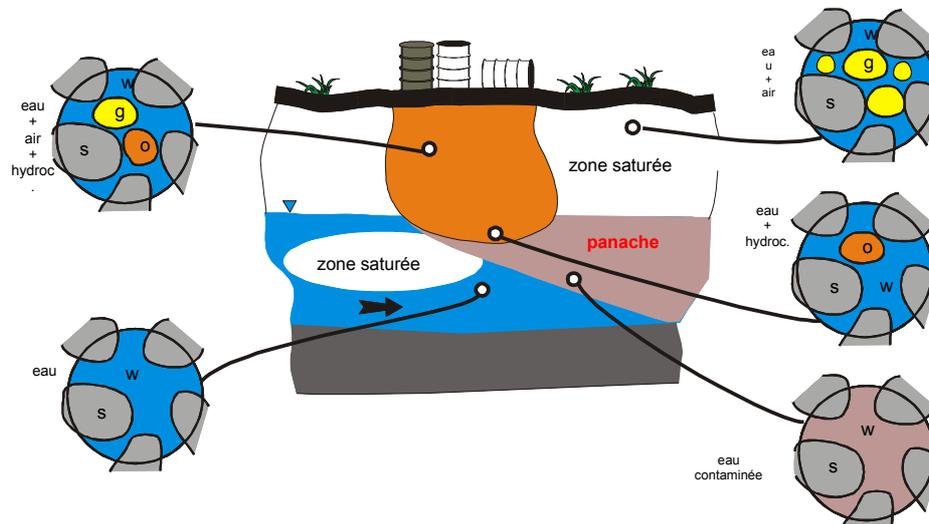


Figure 3. Schéma d'une nappe aquifère polluée

Quels sont les objectifs de l'analyse environnementale ? Le risque essentiel est celui, moins localisé que la zone source, lié au développement du panache dans la nappe aquifère (et celui éventuel lié au panache gazeux). Pour évaluer ce risque, il faut donc comprendre la séquence :

1. *mise en place de la zone source*. Il s'agit d'un écoulement multiphasique impliquant la phase polluante, la phase gaz et la phase « eau ». Quelle peut-être son ampleur, sa durée si la source de pollution est stoppée, etc... ?
2. *création du panache dissous* (ou du panache gazeux). L'eau au contact de la phase polluante se charge en polluant, dans le même temps, ce mécanisme de dissolution diminue le volume de phase polluante, et, à terme, peut faire disparaître la zone source. Quel sont les niveaux de concentration à la sortie de la zone source dans le panache ? Quelle est la durée du mécanisme de dissolution ?
3. *évolution du panache*. En particulier : quelle est la longueur du panache ? Quels niveaux de concentration sont atteints lorsque l'on se rapproche de pompes d'eau potable ? etc...

Comme évoqué dans l'introduction, ces mécanismes peuvent être décrits quantitativement en s'appuyant sur la physique des milieux poreux. Quelques notions élémentaires sont présentées dans la section suivante.

Quelques éléments de physique des milieux poreux

Avant tout développement, il faut rappeler que les modèles d'écoulements en milieux poreux qui seront utilisés pour l'analyse de risque sont des modèles macroscopiques qui représentent une vision « moyenne » des propriétés à l'échelle du pore. Ce changement d'échelles micro-macro est schématisé Figure 4. A une propriété microscopique, on associe une propriété moyenne, par exemple à la géométrie complexe de l'espace poral on associe une variable porosité correspondant à

la définition suivante

$$\varepsilon = \frac{\text{Volume de pore}}{\text{Volume de milieu poreux}} = \frac{V_p}{V} \quad (1)$$

Cette notion de porosité est importante. Si on reprend l'exemple précédent de volume d'eau pollué par la dissolution d'un volume de chlorure de vinyle de 1 m^3 , soit 1000000 m^3 à la concentration toxique, on obtient un volume de milieu poreux (i.e., un volume de nappe aquifère) touché par la pollution de 3000000 m^3 si la porosité est de 0,333.

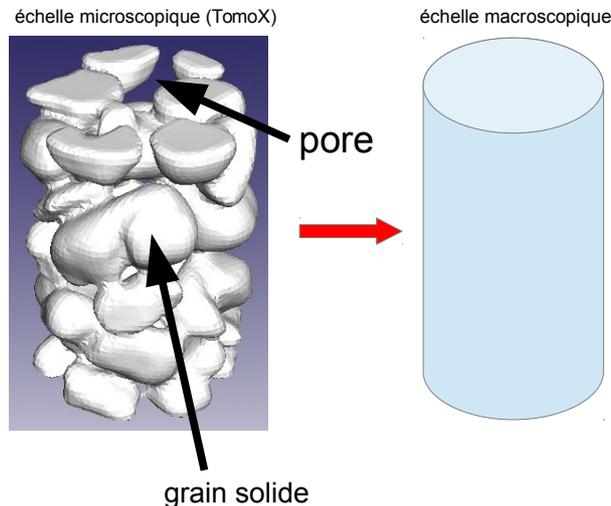


Figure 4. Changement d'échelle en milieu poreux

Dans ce texte très court, on ne développe pas toutes les notions mathématiques nécessaires à la compréhension des écoulements en milieux poreux ni de manière générale, ni dans le contexte pollution des nappes. De nombreuses méthodes de changement d'échelles, non abordées dans cette courte introduction, ont été développées. On trouvera ci-dessous quelques références essentielles (il ne s'agit pas là d'une analyse historique) pour diverses techniques :

- utilisation de moyennes spatiales : on peut consulter l'ouvrage de Whitaker (1999) pour une introduction,
- méthode d'homogénéisation asymptotique : Papanicolau et al. (1978),
- méthodes stochastiques : Dagan and Neuman (1997).

L'ouvrage de Fetter (1999) offre une introduction relativement complète à la problématique pollution des nappes. La problématique de l'atténuation naturelle, avec notamment un aperçu de la vision « française », est décrite dans les guides méthodologiques ADEME (Côme et al., 2006), pour le cas des solvants chlorés.

La seconde notion très importante pour décrire les écoulements en milieux poreux est la notion de perméabilité. Elle fut découverte par Darcy (1856) et nous présentons la loi de Darcy ici sous sa forme mathématique la plus simple

$$V_f = \frac{Q}{A} = \frac{1}{\mu} K \frac{\delta P}{H} \quad (2)$$

où Q est le débit de fluide traversant une colonne poreuse de section A et de hauteur H , μ est la viscosité dynamique du fluide, V_f la vitesse de filtration ou de Darcy, et, enfin, K est la perméabilité intrinsèque du milieu poreux, dont l'unité est le m^2 . Plus K est élevé, plus le milieu est dit perméable et plus faible sera la perte de pression à travers le milieu pour une vitesse de filtration donnée. Pour fixer les idées (dans ce domaine peu connu par l'expérience phénoménologique courante), les vitesses de nappe sont de l'ordre du m/jour et les perméabilités varient fortement en fonction du

milieu considéré. La Figure 5 présente quelques exemples de perméabilité de milieux naturels. Les valeurs pour les sables et graviers sont considérées comme très élevées : le polluant dans un tel milieu pourra se déplacer facilement. A contrario, les roches comme les argilites (connues pour la problématique stockage de déchets nucléaires ou exploitation des huiles ou gaz de schiste) offrent une résistance à l'écoulement considérable.

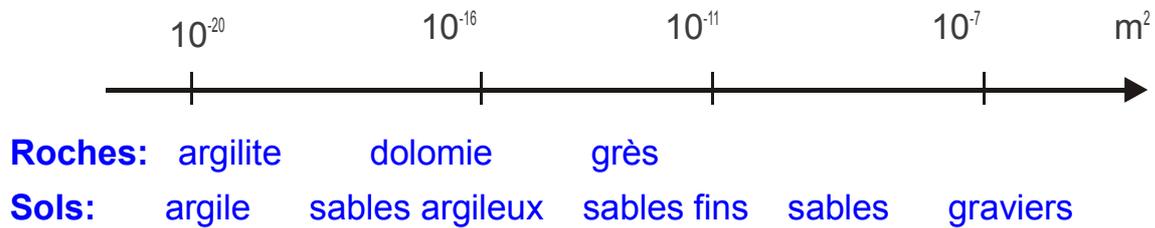


Figure 5. Exemples de perméabilité de milieux naturels

Une autre notion très importante pour la problématique environnementale est celle de dispersion, qui permet de déterminer l'évolution d'un panache dans la nappe. La Figure 6 illustre ce mécanisme. A l'instant initial, un panache de polluant de concentration uniforme est relâché dans une nappe soumise à un écoulement uniforme de vitesse de filtration V_f . A un instant ultérieur, le panache s'est déplacé et étalé de manière anisotrope, avec un étalement plus important dans la direction de l'écoulement déterminé par un coefficient de dispersion D_L . En règle générale, l'étalement dans la direction transversale à l'écoulement est plus faible, avec un coefficient de dispersion D_T environ 10 fois plus petit que D_L (m²/s). La vitesse de déplacement du panache n'est pas V_f , qui n'est qu'une vitesse débitante à travers le milieu poreux. Elle est donnée en fait par une vitesse « intrinsèque » de la phase en écoulement, ici l'eau, et notée U_f , telle que

$$U_f = \frac{V_f}{\varepsilon} \quad (3)$$

Une conséquence très importante de ce mécanisme de transport et dispersion est que la concentration maximale dans le panache diminue avec le temps, ce qui est évidemment très important pour l'analyse de risque ! On notera que ce mécanisme d'étalement est conservatif, c'est à dire que la masse totale de polluant n'est pas affectée : elle est seulement répartie sur un volume de nappe plus grand. On verra plus tard que des mécanismes non-conservatifs, comme la dégradation chimique, conduisent à une diminution de la quantité totale de polluant, ce qui est évidemment plus intéressant d'un point de vue environnemental.

Enfin, la mise en place de la zone source correspond à un écoulement au sein du milieu poreux de plusieurs phases. La description mathématique de ces écoulements est complexe et ne sera pas décrite ici. Il est cependant impératif de comprendre quelques notions essentielles. La première notion est celle de saturation en fluide. Soit V_f , le volume de pore dans un volume de milieu poreux donné occupé par la phase fluide f : la saturation en fluide f , notée S_f , est définie par :

$$S_f = \frac{V_f}{V_p} \quad (4)$$

Si le milieu est complètement saturé par le fluide f , alors la saturation vaut 1. A contrario, la saturation sera nulle si le fluide n'est pas présent dans l'espace poral. Lorsque le polluant o pénètre dans la zone saturée de la nappe, il déplace potentiellement l'eau en place, w , et la saturation S_w diminue. Il est une propriété remarquable de ces écoulements que la saturation S_w , par ce mécanisme de déplacement, n'atteint pas en général la valeur 0, mais une valeur finie, appelée *irréductible* (et due à des mécanismes de piégeage capillaire complexes) et notée S_{wir} . L'eau de la nappe est en mouvement et a donc également le potentiel pour déplacer la phase polluante. La saturation de la phase polluante, S_o , diminue donc dans ce cas. A cause de mécanismes capillaires,

différents mais tout aussi complexes, cette saturation n'atteint pas généralement la valeur 0 mais une saturation non-nulle, appelée *résiduelle* et notée S_{or} . Ces éléments sont très connus de l'industrie pétrolière, et jouent également dans notre problématique environnementale un rôle crucial, comme on le verra par la suite.

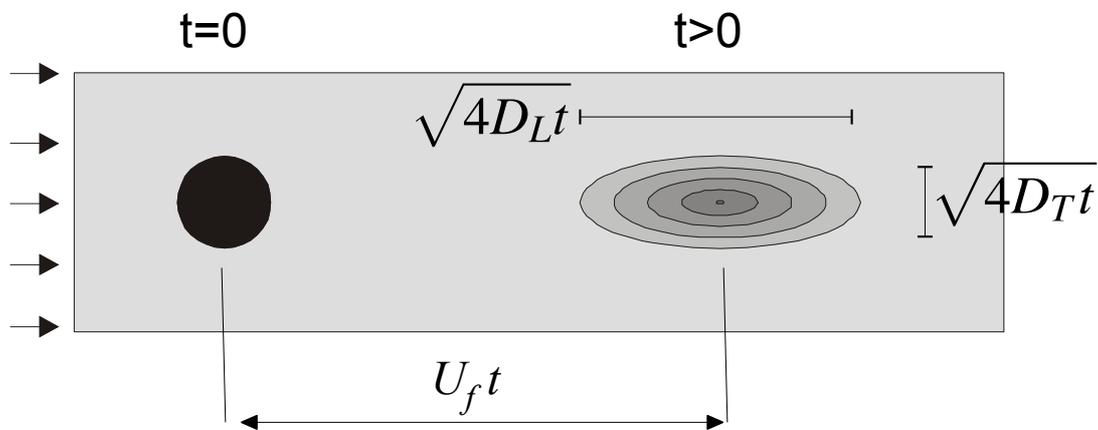


Figure 6. Illustration de la dispersion d'un panache de polluant

Les notions très élémentaires présentées dans cette section nous permettent de comprendre qualitativement les scénarios de pollution par fluides partiellement miscibles. On décrit ci-dessous les étapes essentielles :

1. mise en place de la zone source,
2. dissolution de la zone source et création du panache,
3. évolution du panache.

Mise en place de la zone source

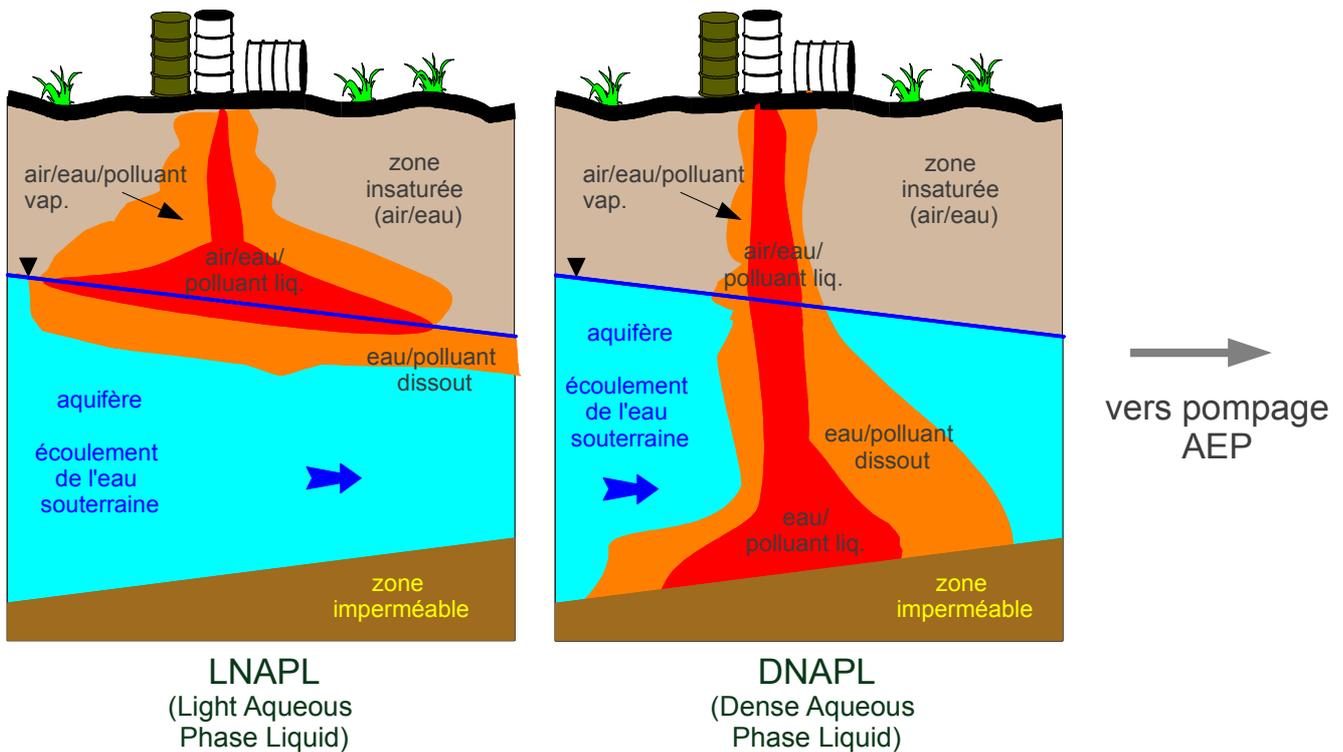


Figure 7. Scénarios de pollution pour des fluides moins dense (LNAPL) ou plus dense (DNAPL) que l'eau

La zone source est la zone où le polluant existe en phase. Elle se met en place par un écoulement multiphasique, à partir de l'origine de pollution. Au tout début, le polluant pénètre par gravité dans la zone non-saturée. Arrivé au contact de la zone saturée, on distinguera deux évolutions différentes en fonction de la densité du polluant par rapport à l'eau. Ces deux scénarios sont schématisés sur Figure 7.

Dans le cas d'un fluide moins dense que l'eau⁴, par exemple des carburants, la poussée d'Archimède a tendance à stopper le polluant dans la zone supérieure de la nappe aquifère. Ce confinement naturel par la nappe est intéressant, sachant que les nappes dans nos régions sont en général peu profondes, et peut être mis à profit pour mettre en place des méthodes de réhabilitation de site efficaces. Dans le cas d'un fluide plus dense que l'eau, par exemple un solvant chloré usuel, la poussée d'Archimède n'est plus favorable et le polluant a tendance à pénétrer profondément dans la nappe. Les conséquences environnementales peuvent être dramatiques, rendant la pollution en phase peu accessible à des méthodes de réhabilitation de site. Ceci explique le fait que de nombreux sites sont finalement utilisés alors que la pollution n'a pas été complètement éradiquée !

Deux éléments quantitatifs essentiels peuvent être déduits des modèles physiques brièvement présentés dans ce texte. En premier lieu, si la source de pollution est stoppée, on observe une tendance *naturelle* de la zone source à se retrouver à la saturation résiduelle, S_{or} . Pour un volume V^0 de polluant infiltré dans le sol, le volume maximum occupé, celui à la saturation résiduelle, est

$$V_{max} = \frac{V^0}{\varepsilon S_{or}} \quad (1)$$

Par exemple, avec des valeurs courantes des paramètres $\varepsilon = 0.38$, $S_{or} = 0.08$, on a

⁴ On trouve dans la littérature, y compris francophone, les acronymes anglo-saxons: LNAPL pour Light Non Aqueous Phase Liquid (i.e., moins dense que l'eau), et DNAPL pour Dense Non Aqueous Phase Liquid (i.e., plus dense que l'eau).

$V_{max} \simeq 32.9V^0$, soit un volume de milieu poreux touché par la pollution bien plus important que le volume de polluant injecté dans le sol. En outre, ce volume commence spatialement à la *fuite* de polluant. Par conséquent, si le volume V^0 est limité, la pollution restera confinée près de la *fuite* de polluant. Ainsi, par exemple, une faible quantité de solvant chloré DNAPL ne pourra descendre profondément dans la nappe, et peut même rester confinée à la zone non saturée.

Un autre élément quantitatif important est un aspect historique : pour des milieux suffisamment perméables (beaucoup des sols usuels), la mise en place de la zone source se fait en général en quelques jours, quelques mois, à partir de l'arrêt de la pollution. Ces temps caractéristiques seront à comparer à ceux correspondant à la dissolution complète de la zone source, le plus souvent bien plus longs (voir section suivante).

Dissolution de la zone source

Comme on l'a vu dans l'introduction, le composé chimique polluant a tendance à diffuser dans les autres phases : par dissolution dans la phase eau et par volatilisation dans la phase gaz. On a donc création d'un panache de vapeur et de phase dissoute, comme cela est schématisé sur la Figure 7. Ces deux panaches sont le danger le plus évident :

- le panache de vapeur va avoir tendance à diffuser vers l'atmosphère et, par exemple, polluer des bâtiments situés au dessus⁵,
- le panache dissous va évoluer par le mécanisme de dispersion décrit dans un paragraphe précédent et polluer un grand volume de la nappe, menaçant éventuellement, par exemple, un pompage d'eau potable.

Dans cette section, on se bornera à donner quelques indications sur la création du panache dissous, dans le cas d'un polluant ne contenant qu'un composé chimique unique. Pour illustrer le propos, Figure 8, on considère un écoulement unidirectionnel d'eau pure à travers une zone source rectangulaire, initialement à la saturation résiduelle (couleur orange). Si l'écoulement est suffisamment lent, l'eau se charge immédiatement à la solubilité et perd son pouvoir de dissolution, après avoir enlevé une mince tranche de phase polluante (les spécialistes appellent cela une dissolution « équilibre local »). Il en résulte une zone complètement dissoute (saturation $S_w=1$, couleur bleue), à l'amont d'un volume restant à la saturation résiduelle. L'eau sortant de la zone source a une concentration égale à la solubilité, C_{wo}^{eq} .

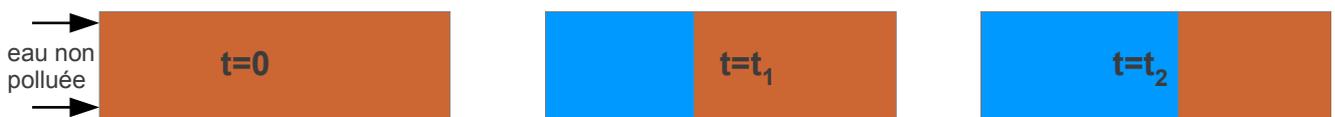


Figure 8. Dissolution d'une zone source

Il est aisé dans ce cas « équilibre local » de calculer la vitesse du front de dissolution, V_F , elle est donnée approximativement par :

$$V_F = V_w \frac{\rho_w C_{wo}^{eq}}{\rho_o \varepsilon S_{or}} \quad (1)$$

où V_w est la vitesse de Darcy de la phase « eau », ρ_w et ρ_o les masses volumiques des phases w et o. On voit que la vitesse du front sera plus élevée pour un polluant très soluble, et d'autant plus faible

⁵ C'est une problématique très importante aujourd'hui, car la réserve foncière des grandes agglomérations est essentiellement due à l'utilisation d'anciennes zones industrielles, généralement multipolluées.

que le volume de polluant dans l'espace poral sera élevé, i.e., εS_{or} grand. On peut aisément calculer la durée de vie de la zone source, et quelques exemples sont donnés dans le Tableau 3 pour une zone source de longueur 10 m, des données typiques de sites pollués et plusieurs types de polluant. On est tout de suite frappé par les durées obtenues, qui dépassent facilement plusieurs années, voire siècles, notamment pour les constituants peu solubles. Ce mécanisme de dissolution « équilibre local » est le plus rapide possible et, en réalité, la disparition complète de la zone source apparaît pour des temps bien plus longs.

Tableau 3. Exemple de durée de dissolution d'une zone source, avec les données suivantes :

$$\varepsilon = 0.38 \quad ; \quad S_{or} = 0.1 \quad ; \quad V_w = 0.1 \text{ ml/j} \quad ; \quad L = 10 \text{ m}$$

| contaminant | C_{eq} (mg/l) | ρ_o (kg/l) | V_F/V_w | Durée de la zone source (an) |
|---------------------------|-----------------|-----------------|-----------|------------------------------|
| <i>Benzene</i> | 1780 | 0.88 | 0.0533 | 5.14 |
| <i>Toluene</i> | 515 | 0.87 | 0.0156 | 17.56 |
| <i>Gazoline</i> | 100 | 0.73 | 0.0036 | 76.10 |
| <i>PCE</i> | 151 | 1.44 | 0.0028 | 97.84 |
| <i>TCE</i> | 1198 | 1.27 | 0.0247 | 11.09 |
| <i>Chlorure de vinyle</i> | 2790 | 0.67 | 0.1098 | 2.49 |
| <i>Naphtalene</i> | 31 | 1.14 | 0.0007 | 391.39 |

La concentration à la sortie de la zone source dans le cas « équilibre local » est simple : elle est égale à la concentration d'équilibre tant qu'il existe une saturation non nulle puis devient très rapidement nulle lorsque la zone source a disparu. Ceci est illustré sur la Figure 9. En réalité, comme indiqué plus haut, le mécanisme de dissolution observé est un peu différent, notamment lorsque la saturation en polluant devient petite, et la dissolution de la zone source est bien plus lente. La concentration à la sortie de la zone source commence à diminuer en dessous de la solubilité puis, très lentement, devient nulle à la disparition complète de la zone source (Figure 9).

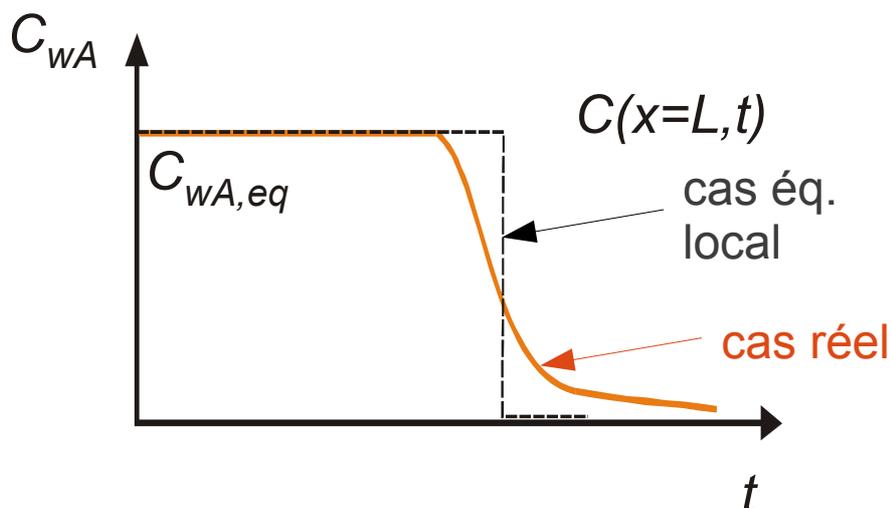


Figure 9. Concentration à la sortie de la zone source (position L) en fonction du temps

Panache et atténuation naturelle

Le développement du panache, à l'aval de la zone source, dépend de nombreux facteurs. Comme on l'a vu dans la partie sur les mécanismes fondamentaux de transport en milieu poreux, le champ de concentration est en premier lieu dépendant du transport avec l'écoulement d'eau, et d'un mécanisme d'étalement : la dispersion. Comme la zone source n'occupe pas la totalité de l'aquifère, il se crée un mécanisme de dilution (de l'eau contournant la zone source vient se « diluer » avec l'eau chargée en polluant). D'autres mécanismes interviennent, comme, par exemple, l'adsorption du polluant sur les particules solides. Ce mécanisme d'adsorption a comme effet essentiel de « retarder » l'arrivée du champ de concentration. Tout ces mécanismes sont conservatifs, c'est à dire que la masse totale de polluant injectée dans la nappe est inchangée. Il existe des mécanismes non-conservatifs qui sont très importants, parmi eux des mécanismes de dégradation biochimique⁶ : tout au long de son parcours, le polluant dissous est dégradé et sa concentration peut atteindre zéro. Un exemple typique est la dégradation aérobie du benzène, obéissant au schéma réactionnel suivant



qui produit donc deux espèces chimiques non toxiques, ce qui est intéressant du point de vue risques. La longueur du panache créé à l'aval de la zone source, et donc le potentiel de risque, dépendra des mécanismes mis en jeu. En règle générale (voir illustration sur la Figure 10 obtenue à partir de modélisations numériques), le panache se développe dans le temps sans restriction dans le cas conservatif, même si la concentration a tendance à diminuer vers l'aval. A contrario, on observe dans le cas avec (bio)dégradation, au bout d'un certain temps, un panache de dimension finie. Évidemment, la deuxième situation est plus intéressante d'un point de vue impact environnemental, puisque le périmètre touché par la pollution est plus petit.

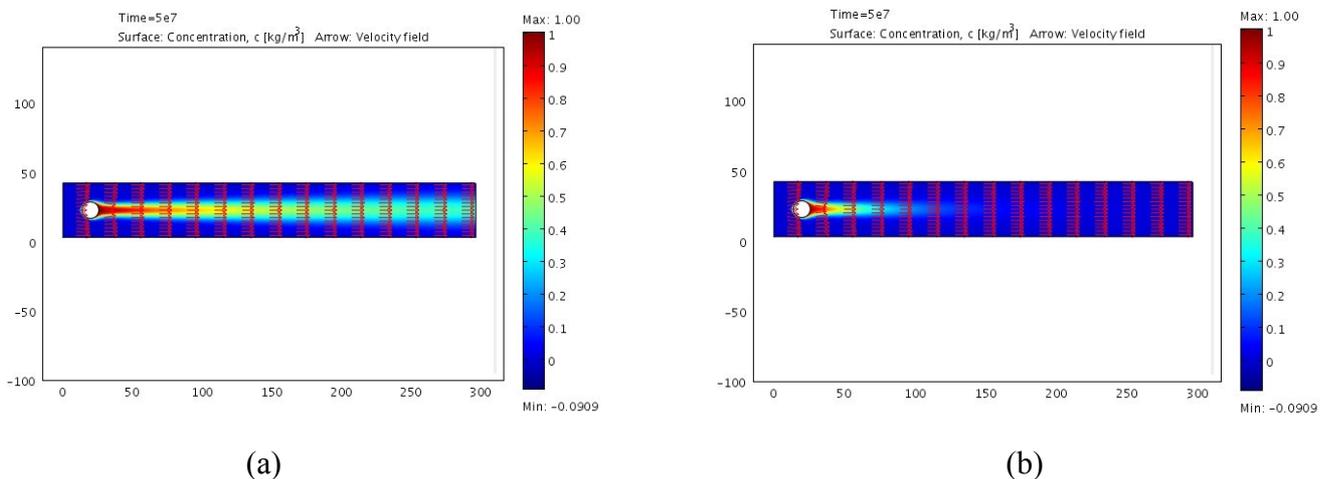


Figure 10. Panache de polluant développé derrière une zone source (cercle blanc sur la figure) : (a) transport, dilution et dispersion, (b) mêmes mécanismes avec en outre de la biodégradation

Si de nombreux hydrocarbures peuvent être « oxydés » et produire des espèces chimiques non nocives, il faut que l'oxygène dissous dans l'eau soit présent pour que ce mécanisme soit effectif. Ce n'est pas toujours le cas, puisque la consommation d'oxygène va justement diminuer la

⁶ En général, cette biodégradation est due à la présence de bactéries au sein de l'espace poral, généralement regroupées sous la forme de colonies appelées biofilms.

concentration de cette espèce chimique, et produire, par exemple plus en profondeur dans la nappe, une zone anaérobie. En outre, les schémas de biodégradation ne sont pas toujours aussi simples. Ainsi, par exemple, les solvants chlorés comme le PCE/TCE peuvent se dégrader d'une manière séquentielle en suivant le schéma présenté Figure 11. Le PCE se dégrade en TCE, qui est aussi un polluant, puis en DCE, puis en chlorure de vinyle (VC), qui est d'ailleurs un polluant « fils » considéré comme plus dangereux que les polluants initiaux (cf. Tableau 2). Il y a plus grave : le chlorure de vinyle se dégrade en général très mal dans des zones anaérobies. On peut donc, potentiellement, observer dans la pratique un panache plus long d'un produit plus toxique que le polluant initial !

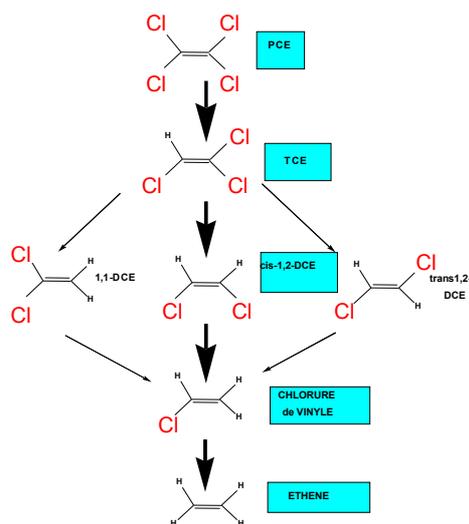


Figure 11. Schéma de dégradation séquentielle des solvants chlorés TCE/PCE

Ces exemples montrent que l'atténuation naturelle n'est donc pas nécessairement positive, et l'on doit évaluer les mécanismes réels intervenant pour émettre un jugement sur l'acceptabilité de cette voie « naturelle » de réhabilitation de site. Si les mécanismes de (bio)dégradation sont « bénéfiques » du point de vue de l'analyse de risque et conduisent, à terme, à la disparition du polluant, ils peuvent éviter de s'engager dans des méthodes de protection de site, ou de réhabilitation, très coûteuses voire hasardeuses sur le plan technique et économique. Pour décider sur ce point, les agences environnementales sont confrontées au problème suivant : est-ce qu'un mécanisme d'atténuation naturelle est à l'œuvre sur le site considéré, et, si oui, peut-il permettre de contenir voire d'éliminer le risque de développement d'un panache de polluant inacceptable ? Outre l'utilisation de méthodes de caractérisation de site très poussées, il faut aussi développer la modélisation, notamment numérique, du site pour évaluer le devenir de la pollution sur des échelles de temps qui peuvent être longues (années, siècles), comme on l'a vu ci-dessus⁷.

Réhabilitation et protection des sites

A cause de l'irréversibilité intrinsèque des mécanismes de transport, il est extrêmement coûteux sur le plan physique, et donc économique, d'arriver à une réhabilitation complète d'un site, ce qui serait pourtant a priori vertueux sur le plan écologique et politique. C'est pourquoi la

⁷ On peut consulter le guide méthodologique Côme et al. (2006) pour une discussion sur l'atténuation naturelle des solvants chlorés.

possibilité d'une limitation de l'étendue de la pollution par les mécanismes d'atténuation naturelle évoqués ci-dessus est envisagée par les agences environnementales. Dans le cas où l'atténuation naturelle n'est pas suffisante, des actions de confinement ou réhabilitation de sites (disparition de la pollution) doivent être engagées. De nombreuses méthodes sont utilisées ou font l'objet de recherches ou d'études de faisabilité. Sans être exhaustif, on mentionnera :

- les méthodes ex-situ : excavation et traitement ex-situ des sols, méthodes limitées à la couche superficielle du sol,
- des méthodes de pompage du polluant, s'il est mobile (donc pas à la saturation résiduelle), ou d'autres méthodes de récupération assistée inspirées parfois de méthodes de récupération utilisées en génie pétrolier. Ces méthodes sont réservées aux zones sources à saturation non-résiduelle et avec des volumes de polluant importants,
- les méthodes dynamiques de confinement de la pollution, notamment par la mise en place de puits de pompage qui interceptent le panache de polluant. L'eau doit être traitée avant d'être rejetée dans la nappe. On peut également tenter d'intercepter par aspiration le panache de vapeur. Ces méthodes sont très coûteuses si les débits envisagés doivent être importants et sur des durées très longues,
- les méthodes statiques de confinement de la pollution, « murs », membranes, etc.... En général, ces méthodes sont réservées à des pollutions peu profondes,
- les méthodes statiques de confinement doublées d'une action destructrice de la pollution : « murs réactifs »,
- des méthodes d'injection d'air (« venting » et « air sparging ») visant à accélérer la volatilisation du polluant,
- des méthodes thermiques, qui ont pour effet bénéfique de diminuer la viscosité du polluant, en cas de méthodes de récupération, et d'augmenter la volatilisation même dans des zones peu perméables non-touchées par l'écoulement (à cause de la conduction de la chaleur),
- des méthodes de destructions chimiques ou biochimiques,
- la phytoremédiation en effectuant des plantations de certaines plantes qui fixent ou « métabolisent » le polluant dans la couche superficielle du sol.

Les difficultés pour choisir telle ou telle méthode et estimer son efficacité sur le site pollué considéré peuvent se comprendre compte tenu de ce qui a été dit plus haut sur la complexité des mécanismes mis en jeu. Les aspects économiques et technologiques sont également très importants.

Conclusion

La pollution des sols et des nappes aquifères met en jeu des mécanismes physiques très complexes. De nombreux scénarios sont possibles, parfois très différents, comme par exemple dans le cas des fluides plus ou moins denses que l'eau. L'analyse de risque doit s'appuyer sur des éléments quantitatifs : niveaux de concentration, extension spatiale et évolution dans le temps. La prédiction dans ce domaine fait largement appel à la modélisation. Celle-ci est difficile pour les raisons fondamentales suivantes :

- comme on l'a vu dans cette courte introduction à la pollution des nappes, la physique mise en jeu est complexe, multi-échelles. Les modèles macroscopiques existants sont approchés et peuvent ne pas rendre compte correctement de la réalité,
- l'objet d'étude lui-même est complexe et peu facile d'accès : variabilité naturelle des couches

géologiques, métrologie difficile. Le coût d'une caractérisation précise de la zone source et de la nappe touchée par le panache est trop élevé et on doit se contenter d'approximations, basées sur un petit nombre de mesures, qui rendent le diagnostic moins sûr.

Références bibliographiques

Papanicolau, G.; Bensoussan, A. & Lions, J. *Asymptotic Analysis for Periodic Structures*, Elsevier Science, New York, 1978

Côme, J.-M.; Kaskassian, S.; Ropars, M.; Quintard, M.; Vogel, T. M.; Razakarisoa, O.; Nex, F.; Schafer, G. & Haeseler, F., *Atténuation naturelle des composés organo-chlorés aliphatiques dans les aquifères - Guide méthodologique*, Guides ADEME, 2006 (<http://www2.ademe.fr/servlet/getBin?name=0011B6D0CC65696C10BB39FF8264221E1240566289796.pdf>)

Côme, J.-M.; Quintard, M.; Schafer, G.; Mosé, R.; Delaplace, P. & Haeseler, F., *Modélisation du devenir des composés organo-chlorés aliphatiques dans les aquifères - Guide méthodologique*, Guides ADEME, 2006 (<http://www2.ademe.fr/servlet/getBin?name=91375DBF7A06A5CCF071CFAF3A6C0F7A1242122229965.pdf>)

Dagan, G. & Neuman, S. P. *Subsurface Flow and Transport: A Stochastic Approach*, Cambridge University Press, Cambridge, 1997

Darcy, H., *Les fontaines publiques de la ville de Dijon*, Victor Dalmont, Paris, 1856

Fetter, C. W., *Contaminant Hydrogeology*, Prentice Hall, Upper Saddle River, 1999

Whitaker, S., *The Method of Volume Averaging*, Kluwer Academic Publishers, Dordrecht, 1999

Liste des Figures

| | |
|--|----|
| Figure 1. Schéma d'une nappe aquifère typique : phase gaz notée g, phase eau w et phase solide s... | 3 |
| Figure 2. Miscibilité partielle..... | 3 |
| Figure 3. Schéma d'une nappe aquifère polluée..... | 5 |
| Figure 4. Changement d'échelle en milieu poreux..... | 6 |
| Figure 5. Exemples de perméabilité de milieux naturels..... | 7 |
| Figure 6. Illustration de la dispersion d'un panache de polluant..... | 8 |
| Figure 7. Scénarios de pollution pour des fluides moins dense (LNAPL) ou plus dense (DNAPL) que l'eau..... | 8 |
| Figure 8. Dissolution d'une zone source..... | 10 |
| Figure 9. Concentration à la sortie de la zone source (position L) en fonction du temps..... | 11 |
| Figure 10. Panache de polluant développé derrière une zone source (cercle blanc sur la figure) : (a) transport, dilution et dispersion, (b) mêmes mécanismes avec en outre de la biodégradation..... | 12 |
| Figure 11. Schéma de dégradation séquentielle des solvants chlorés TCE/PCE..... | 12 |

Liste des Tableaux

| | |
|---|----|
| Tableau 1. Exemples de polluants partiellement miscibles..... | 4 |
| Tableau 2. Valeurs de concentrations toxiques pour quelques polluants partiellement miscibles avec l'eau et pour diverses institutions..... | 4 |
| Tableau 3. Exemple de durée de dissolution d'une zone source, avec les données suivantes :..... | 10 |