Zeitschrift: Bulletin technique de la Suisse romande

Band: 104 (1978)

Heft: 23

Artikel: Propagation de substances miscibles en milieu poreux: étude théorique et expérimentale

Autor: Mermoud, André

DOI: https://doi.org/10.5169/seals-73563

Nutzungsbedingungen

Die ETH-Bibliothek ist die Anbieterin der digitalisierten Zeitschriften auf E-Periodica. Sie besitzt keine Urheberrechte an den Zeitschriften und ist nicht verantwortlich für deren Inhalte. Die Rechte liegen in der Regel bei den Herausgebern beziehungsweise den externen Rechteinhabern. Das Veröffentlichen von Bildern in Print- und Online-Publikationen sowie auf Social Media-Kanälen oder Webseiten ist nur mit vorheriger Genehmigung der Rechteinhaber erlaubt. Mehr erfahren

Conditions d'utilisation

L'ETH Library est le fournisseur des revues numérisées. Elle ne détient aucun droit d'auteur sur les revues et n'est pas responsable de leur contenu. En règle générale, les droits sont détenus par les éditeurs ou les détenteurs de droits externes. La reproduction d'images dans des publications imprimées ou en ligne ainsi que sur des canaux de médias sociaux ou des sites web n'est autorisée qu'avec l'accord préalable des détenteurs des droits. En savoir plus

Terms of use

The ETH Library is the provider of the digitised journals. It does not own any copyrights to the journals and is not responsible for their content. The rights usually lie with the publishers or the external rights holders. Publishing images in print and online publications, as well as on social media channels or websites, is only permitted with the prior consent of the rights holders. Find out more

Download PDF: 04.12.2025

ETH-Bibliothek Zürich, E-Periodica, https://www.e-periodica.ch

Propagation de substances miscibles en milieu poreux

Etude théorique et expérimentale

par ANDRÉ MERMOUD, Lausanne

1. Introduction

L'utilisation généralisée et intensive d'engrais, de pesticides ou d'herbicides, le recours massif à l'eau pour évacuer les déchets industriels et les dangers toujours plus menaçants de pollution des nappes phréatiques rendent indispensable une connaissance approfondie des mécanismes de transfert simultané d'eau et de produits miscibles dans les milieux poreux.

Cette connaissance doit aboutir à des modèles mathématiques qui permettent de prédire l'évolution spatio-temporelle d'une solution dans le sol et de mieux résoudre les problèmes de distribution des éléments fertilisants ou de sauvegarde des nappes souterraines.

Outre le génie rural et le génie sanitaire, de nombreuses autres disciplines scientifiques (géochimie, génie pétrolier, hydrologie, chromatographie...), sont concernées par les déplacements de substances miscibles.

Après un rappel succinct des mécanismes de propagation des produits solubles en milieu poreux, cet article présente les résultats de la comparaison entre des profils de concentration mesurés en laboratoire et ceux calculés à l'aide du modèle classique de « dispersion-convection ». Les limites de représentativité du modèle sont précisées et des schémas mathématiques plus élaborés sont présentés.

2. Considérations théoriques

L'étude de l'écoulement simultané d'eau et de soluté dans un sol ne peut être entreprise globalement. Il est nécessaire d'aborder le problème sous deux aspects :

— *aspect hydrodynamique :* c'est l'étude des transferts d'eau induits par des gradients de potentiel ;

— *aspect dispersif :* c'est l'étude des mécanismes de propagation du soluté dans l'eau, en mouvement ou au repos.

Les deux aspects du problème sont étroitement dépendants l'un de l'autre puisque le mouvement de soluté est lié au mouvement d'eau et que la présence de soluté peut influencer les transferts liquides.

2.1 *Problème hydrodynamique*

Nous supposons le milieu homogène et isotrope, la phase liquide incompressible et l'écoulement isotherme et unidimensionnel.

Dans ces conditions, l'équation des transferts d'eau s'obtient en associant l'équation générale de Darcy à l'équation de continuité.

La loi de Darcy étendue aux milieux poreux non saturés s'écrit :

$$q = -k(\theta)\frac{\delta \Phi}{\delta z} \qquad (1)$$

q : flux de solution ($cm \cdot min^{-1}$)

$k(\theta)$: conductivité hydraulique fortement dépendante de la teneur en eau θ ($cm \cdot min^{-1}$)

Φ : potentiel total générateur de l'écoulement $\Phi = \psi(\theta) - z$; ψ = succion (cm)

z : profondeur mesurée positivement vers le bas

Pour un écoulement non permanent l'équation (1) ne suffit plus à décrire les transferts ; il faut lui associer l'équation de continuité qui exprime la conservation de la masse d'eau et s'écrit :

$$\frac{\delta \theta}{\delta t} = -\frac{\delta q}{\delta z} \qquad (2)$$

En introduisant l'équation (1) dans l'équation (2), on obtient l'équation de l'écoulement :

$$\frac{\delta \theta}{\delta t} = \frac{\delta}{\delta z}\left[k(\theta)\frac{\delta}{\delta z}(\psi(\theta) - z)\right] \qquad (3)$$

En milieu tridimensionnel :

$$\frac{\delta \theta}{\delta t} = \text{div}\left[k(\theta)\ \text{grad}\ (\psi(\theta) - z)\right]$$

Cette équation fait appel aux 2 relations caractéristiques d'un sol qui lient d'une part la conductivité hydraulique et la teneur en eau et, d'autre part, la succion et la teneur en eau.

2.2 *Problème dispersif*

Le mouvement de substances miscibles est considéré classiquement comme la superposition de deux composantes : la *diffusion moléculaire* et la *convection*.

— La *diffusion moléculaire* caractérise le mouvement de soluté induit par des gradients de concentration au sein de la solution. Elle est due aux échanges de molécules ou d'ions entre particules voisines et tend à homogénéiser les concentrations.
Dans un milieu poreux, la diffusion a lieu uniquement dans la phase liquide représentée par la teneur en eau volumique θ. La loi de diffusion moléculaire (première loi de Fick) s'écrit donc, dans le cas unidimensionnel :

$$q_d = -D_d\,\theta\frac{\delta C}{\delta z} \qquad (4)$$

q_d : flux de soluté transféré par diffusion moléculaire ($g/cm^2 \cdot min$)

C : concentration en soluté (g/cm^3)

z : variable spatiale

D_d : coefficient de diffusion ($cm^2 \cdot min^{-1}$)

— La *convection* est le mécanisme par lequel les sels solubles sont entraînés par la solution en mouvement dans le sol. L'importance des transferts « convectifs » est fonction de la vitesse moyenne d'écoulement du fluide et de la concentration de la solution, soit :

$$q_c = q \cdot C \qquad (5)$$

q_c : flux de soluté transféré par convection

q : flux de solution $q = u \cdot \theta$

u : vitesse moyenne de pore ($cm \cdot min^{-1}$)

Lorsque la diffusion et la convection ont lieu simultanément, l'équation du flux de soluté s'obtient en associant les équations (4) et (5) :

$$q_s = -D_d\,\theta\,\frac{\delta C}{\delta z} + qC \qquad (6)$$

Les processus réels de mélange sont toutefois plus complexes que ne l'indique le schéma simplifié présenté ci-dessus. En effet, ce schéma ignore les effets de la géométrie des pores responsables des mécanismes dits de « dispersion hydrodynamique » qui provoquent la séparation de particules initialement voisines après un certain cheminement. Le phénomène de dispersion hydrodynamique est le résultat de l'hétérogénéité du champ des vitesses au sein du massif, hétérogénéité due à deux causes essentielles : d'une part les effets de contact entre le fluide et la matrice poreuse déterminent des vitesses croissantes lorsque l'on s'éloigne des parois et, d'autre part, la diversité de forme et de dimension des pores engendrent des vitesses très variables.

La dispersion hydrodynamique peut être prise en compte en remplaçant dans l'équation (6) le coefficient de diffusion effectif par un coefficient dit « coefficient de dispersion apparent ».

$$q_s = -D\,\theta\,\frac{\delta C}{\delta z} + qC \qquad (7)$$

D : coefficient de dispersion apparent ($cm^2 \cdot min^{-1}$)

D tient compte des effets de diffusion moléculaire et de dispersion hydrodynamique. Il varie avec la teneur en eau θ et la vitesse moyenne de pore u : $D = f(u, \theta)$.

En régime non permanent, l'équation (7) ne suffit plus à décrire les phénomènes de mélange ; il convient de faire intervenir l'équation de continuité appliquée à une masse élémentaire de solution qui s'écrit :

$$\frac{\delta(\theta C)}{\delta t} = -\frac{\delta q_s}{\delta z} \qquad (8)$$

En associant les équations (7) et (8), on obtient le modèle communément appelé de « dispersion-convection » :

$$\frac{\delta(\theta C)}{\delta t} = \frac{\delta}{\delta z}\left(D\,\theta\,\frac{\delta C}{\delta z}\right) - \frac{\delta(qC)}{\delta z} \qquad (9)$$

Cette équation se rapporte à des conditions d'écoulement isothermes et à un milieu homogène. Elle néglige les processus d'interaction chimique entre le sol et le soluté et elle suppose que toute la solution participe à l'écoulement.

En régime d'écoulement permanent u et θ sont des constantes et l'équation (9) devient :

$$\frac{\delta C}{\delta t} = D\,\frac{\delta^2 C}{\delta z^2} - u\,\frac{\delta C}{\delta z} \qquad (10)$$

Cette schématisation des phénomènes dispersifs sur la base de deux seules composantes ne suffit souvent pas à décrire convenablement les transferts couplés. En effet, un tel modèle ne tient pas compte des facteurs de production ou de consommation du milieu (fixation ou libération de ions par suite de réactions chimiques, de précipitations, d'échanges avec la matrice poreuse, etc...) et de la fraction liquide qui ne participe pas à l'écoulement (rétention dans les pores en cul-de-sac ou dans les interstices capillaires, adsorption sur les particules de sol, etc...).

Nous verrons par la suite les limites de ce modèle et les améliorations qu'il convient de lui apporter.

2.3 *Problème global*

L'étude des transferts simultanés doit nécessairement tenir compte des interactions réciproques entre les problèmes hydrodynamiques et dispersifs.

En reportant graphiquement les résultats de nombreux essais de laboratoire sous la forme de variables adimensionnelles, Pfannkuch (1962) a fait apparaître plusieurs régimes de dispersion (fig. 1).

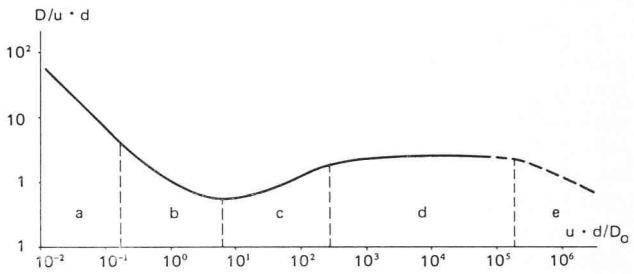

Fig. 1. — Régimes de dispersion (Pfannkuch).
D : coefficient de dispersion apparent
u : vitesse moyenne de pore
d : diamètre moyen des particules
D_0 : coefficient de diffusion moléculaire
$P = u \,.\, d/D_0$

Zone a : diffusion *moléculaire pure* ($P < .3$). La vitesse d'écoulement étant faible, seule la diffusion contribue à l'élaboration de la zone de transition.

Zone b : régime de *superposition* ($.3 < P < 5$). Avec l'augmentation de la vitesse, les phénomènes dispersifs ne sont plus négligeables ; ils se superposent à la diffusion.

Zone c : régime *d'interférence* ($5 < P < 400$ à 1000). La dispersion mécanique devient prépondérante bien que les phénomènes diffusifs exercent encore une action importante.

Zone d : régime de *dispersion pure* ($10^3 < P < 1{,}5 \cdot 10^5$). L'influence de la diffusion moléculaire devient négligeable.

Zone e : dispersion pure hors du domaine d'application de la loi de Darcy ($P > 1{,}5 \cdot 10^5$). La vitesse d'écoulement devient si élevée que les effets de turbulence et d'inertie ne peuvent plus être négligés. Seule la dispersion mécanique contribue au transfert de soluté.

Il apparaît donc que la vitesse de l'écoulement exerce une influence directe sur l'importance relative de la diffusion moléculaire ou de la dispersion mécanique dans les transferts de substances miscibles.

Les effets de la présence de soluté sur l'écoulement de la solution se manifestent essentiellement par une modification des caractéristiques du fluide (viscosité et densité) et par l'apparition d'un potentiel osmotique. Les expériences que nous avons conduites témoignent que pour les faibles concentrations et des taux d'humidité élevés, l'influence de la présence de soluté sur les transferts liquides est négligeable. De nombreux chercheurs (Corey, Letey, Taylor, Gaudet, ...), sont arrivés aux mêmes conclusions. Il est ainsi possible de traiter indépendamment les problèmes hydrodynamiques et dispersifs, c'est-à-dire de résoudre tout d'abord l'équation hydrodynamique et d'injecter ensuite les paramètres de l'écoulement dans l'équation de dispersion.

3. Dispositif expérimental

Un contrôle suivi de la dynamique des transferts couplés impose des mesures non destructives simultanées de la teneur en solution et de la concentration en soluté.

Le modèle physique est constitué par une colonne cylindrique en PVC de 90 mm de diamètre intérieur et de 100 cm de haut.

L'humidité du sol est déterminée par voie gammamétrique, à l'aide d'une source de Césium 137 associée à un photomultiplicateur. Le rayonnement émis par la source est plus ou moins fortement absorbé, suivant la teneur en eau du sol avant d'arriver sur un détecteur qui transmet les impulsions à un intégrateur. Le dispositif de mesures peut se déplacer tout au long de la colonne, ce qui permet de suivre les variations spatio-temporelles de l'humidité.

La détermination de la concentration se fait par des mesures de résistance au moyen de 10 capteurs disposés sur deux génératrices opposées du modèle.

L'alimentation en solution peut se faire par le haut, à l'aide d'un simulateur de pluie ou par le bas, au moyen d'un réservoir à niveau constant qui permet de simuler des remontées de sel dans la zone atteinte par la capillarité (fig. 2).

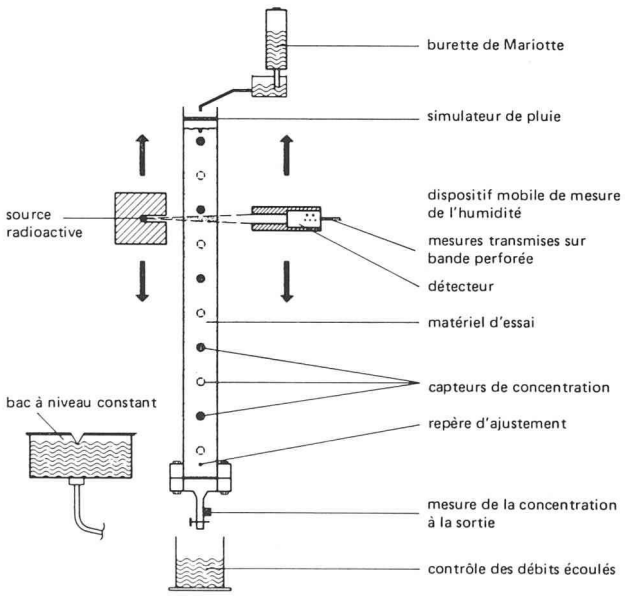

Fig. 2. — Schéma de la colonne expérimentale.

4. Essais et résultats

Les conditions aux limites imposées lors des essais décrits par la suite correspondent à des conditions d'échelon. Ces conditions sont réalisées en remplaçant brutalement, à un moment donné, l'eau pure en infiltration en régime permanent par une solution de concentration connue. Pendant les infiltrations le sol se trouvait à un taux d'humidité voisin de 0,36 cm^3/cm^3, soit une valeur proche de la saturation (0,39 cm^3/cm^3). Le flux de solution à travers la colonne était situé entre 0,16 et 0,24 $cm \cdot min^{-1}$.

Le soluté utilisé était du chlorure de calcium ($CaCl_2$) et accessoirement de la fluorescéine. Deux objectifs essentiels étaient visés :

— Suivre la progression des fronts d'humidité et de salinité ;

— Vérifier la représentativité du modèle de « dispersion-convection », pour différents matériaux et différentes conditions initiales.

Le modèle mathématique a été résolu analytiquement. En effet, pour les conditions aux limites correspondant à une infiltration avec de l'eau pure suivie d'un passage brutal à une solution de concentration C_0 dans une colonne semi-infinie, soit :

$$\begin{aligned} \text{C.L.}: \; & C(0,t) = C_0 = \text{cste} && t \geqq 0 \\ & C(\infty,t) = 0 && t \geqq 0 \\ \text{C.I.}: \; & C(z,0) = 0 && z \geqq 0 \end{aligned}$$

une solution de l'équation (10) est fournie par la relation :

$$\frac{C}{C_0} = \frac{1}{2}\left[\operatorname{erfc}\left(\frac{x-ut}{\sqrt{4\,Dt}}\right) + \exp\left(\frac{xu}{D}\right)\cdot\operatorname{erfc}\left(\frac{x+ut}{\sqrt{4\,Dt}}\right)\right] \quad (11)$$

4.1 *Evolution des fronts d'humidité et de concentration*

Les essais ont porté sur du sable fin. La solution comportait, suivant les cas, du $CaCl_2$ (5 g/l) ou de la fluorescéine (0,5 g/l).

Dans un milieu initialement sec, les fronts d'humidité et de concentration progressent rigoureusement à la même vitesse (fig. 3).

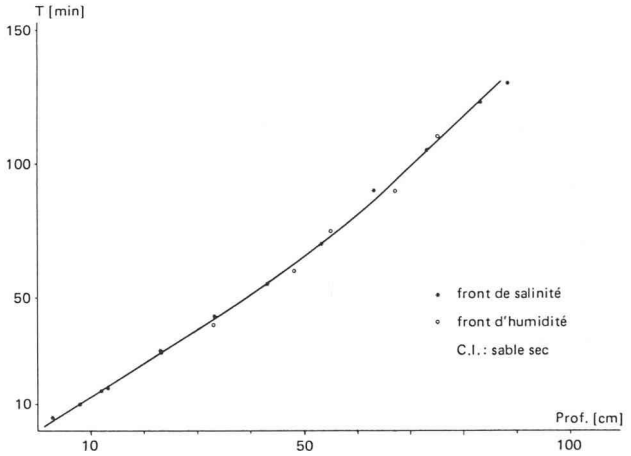

Fig. 3. — Progression dans le temps des fronts d'humidité et de concentration (sol initialement sec).

Dans un sol initialement humide par contre, le front de concentration prend un retard considérable sur le front d'humidité (fig. 4). Des résultats identiques sont observés avec une solution de fluorescéine.

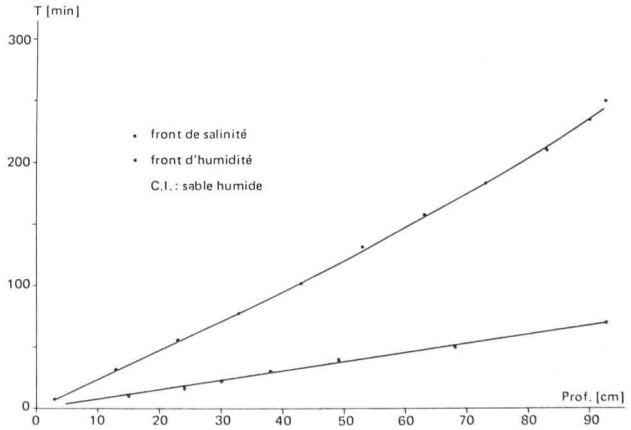

Fig. 4. — Progression dans le temps des fronts d'humidité et de salinité (sol initialement humide).

A ce jour, aucune explication satisfaisante n'est donnée à ces décalages. Résultent-ils d'échanges diffusifs entre la solution en infiltration et l'eau initialement présente dans le sol ? Doit-on admettre l'existence d'un effet piston qui aurait pour conséquence de mettre en mouvement l'eau en aval du front réel, auquel cas c'est le traceur qui indiquerait la vraie vitesse de l'écoulement ? Nous nous attachons actuellement à trouver une réponse à ces questions en multipliant les essais pour des conditions initiales et aux limites diverses.

4.2 *Représentativité du modèle de dispersion-convection*

Dans une première étape nos essais ont porté sur un sable composé de grains de diamètre situé entre 80 et 670 µ. Nous avons choisi à dessein un milieu relativement inerte et dépourvu d'éléments fins, donc peu sujet aux interactions physico-chimiques avec la solution. La figure 5 révèle une concordance satisfaisante entre les résultats de la modélisation et les valeurs mesurées.

Nous avons ensuite testé le modèle avec un sable pourvu d'environ 15 % de particules de dimension inférieure à 60 µ. Dans ce cas, la concordance entre les profils calculés et mesurés (fig. 6) est nettement moins favorable.

D'autres essais révèlent des divergences grandissantes entre les profils de concentration calculés et observés pour des teneurs en éléments fins croissantes.

5. Amélioration du modèle de dispersion-convection

De nombreux essais de laboratoire nous laissent penser que l'incapacité du modèle de dispersion-convection à rendre compte des phénomènes dispersifs dans les sols à forte teneur en éléments fins est essentiellement due à deux facteurs :

— d'une part, la non-prise en compte par le modèle de l'existence d'une phase d'eau immobile qui réagit avec la phase en mouvement sous la forme d'échanges diffusifs ;

— d'autre part, les effets de sorption qui sont responsables de la fixation ou de la libération d'ions par suite de réactions chimiques, de précipitations ou d'échanges avec la matrice poreuse.

5.1 *Modèle avec échange latéral*

En modifiant le modèle de dispersion-convection pour tenir compte de la présence de deux phases d'eau dans le sol (une phase mobile et une phase stationnaire) et en négligeant la dispersion longitudinale dans la zone stagnante on aboutit au modèle dit « avec échange latéral », qui s'écrit (Coats et Smith 1964) :

$$\theta_m \frac{\delta C_m}{\delta t} + \theta_{im} \frac{\delta C_{im}}{\delta t} = \theta_m D \frac{\delta^2 C_m}{\delta z^2} - u_m \theta_m \frac{\delta C_m}{\delta z} \quad (12)$$

Les indices m et im se réfèrent respectivement aux phases d'eau mobile et immobile.

La présence d'eau liée génère d'importants transferts diffusifs entre les deux phases liquides. Si on admet que le taux d'échange de soluté entre la solution mobile et la solution stationnaire est proportionnel à la différence de concentration de chacune des fractions, on doit associer à l'équation (12) la relation suivante :

$$\theta_{im} \cdot \frac{\delta C_{im}}{\delta t} = \alpha \, (C_m - C_{im}) \quad (13)$$

α = coefficient de transfert (min^{-1})

5.2 *Modèle avec sorption*

La sorption caractérise les phénomènes d'absorption ou de libération d'ions par la matrice poreuse.

On considère souvent qu'en milieu poreux les échanges ioniques entre le sol et la solution peuvent être décrits par un isotherme de Freundlich qui s'écrit :

$$S = K \cdot C^N \quad (14)$$

S : masse de soluté adsorbé ou libéré par le sol

K, N : coefficients

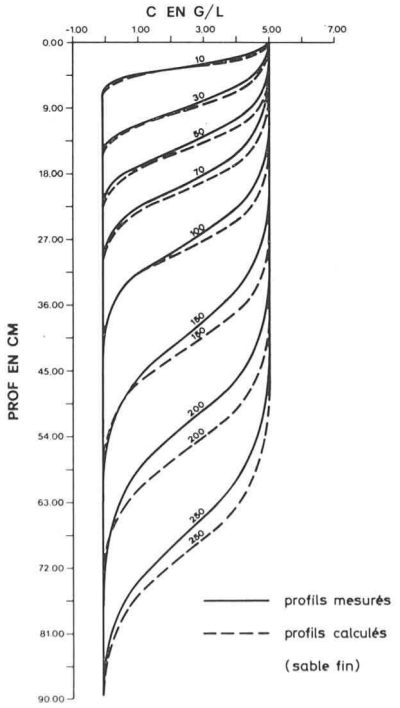

Fig. 5.

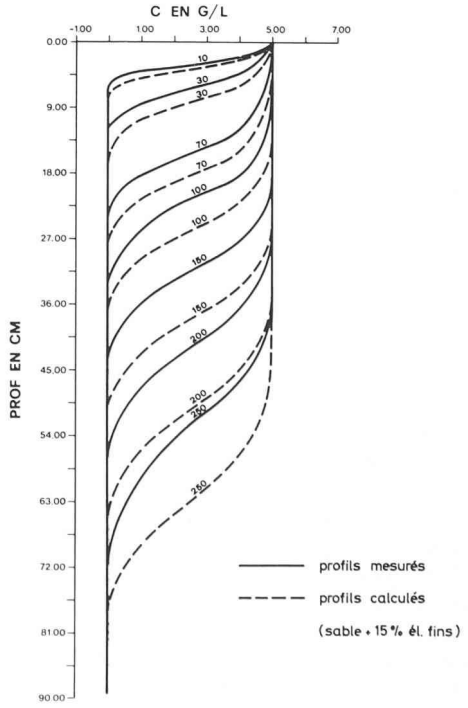

Fig. 6.

Profils de concentration calculés et mesurés (fig. 5 : sable pur ; fig. 6 : sable + limon).
(Les chiffres figurant au-dessus des profils indiquent le temps écoulé depuis le début de l'infiltration de la solution.)

L'équation (10) modifiée pour tenir compte des effets de sorption s'écrit :

$$\frac{\delta C}{\delta t} + \frac{\delta S}{\delta t} = D \frac{\delta^2 C}{\delta z^2} - u \frac{\delta C}{\delta z} \qquad (15)$$

En associant les équations (14) et (15) on obtient :

$$\frac{\delta C}{\delta t} (1 + K N C^{N-1}) = D \frac{\delta^2 C}{\delta z^2} - u \frac{\delta C}{\delta z} \qquad (16)$$

ou encore :

$$\frac{\delta C}{\delta t} = \frac{1}{R} \left(D \frac{\delta^2 C}{\delta z^2} - u \frac{\delta C}{\delta z} \right) \qquad (17)$$

en posant :

$$R = 1 + K N C^{N-1} = \text{facteur de retard}$$

Ces différents modèles conceptuels montrent que l'on peut compliquer à souhait la représentation mathématique des phénomènes dispersifs. On doit malheureusement constater que toute amélioration du modèle conduit à l'introduction de nouveaux paramètres difficiles à estimer et à la formulation de relations toujours plus complexes. En général, les équations différentielles ne peuvent plus être résolues par des méthodes analytiques, sans introduire des hypothèses très restrictives ; il faut recourir à des procédés numériques (différences finies ou éléments finis) pour obtenir des solutions aux problèmes les plus généraux. Dans les mois à venir nous nous attacherons à tester les modèles présentés plus haut et, si nécessaire, à les modifier de sorte à les rendre plus représentatifs de la réalité physique.

6. Conclusions

Les nombreux essais d'infiltration sur modèle physique de laboratoire ont révélé le retard important pris par le front de concentration sur le front d'humidité dans un milieu initialement humide. Les raisons de ce décalage demeurent encore mystérieuses ; il paraît néanmoins vraisemblable que des mécanismes « d'effet piston » et d'échanges diffusifs entre l'eau initialement dans le sol et la solution en infiltration n'y sont pas étrangers.

La comparaison entre les résultats fournis par le modèle classique de dispersion-convection et les valeurs mesurées a montré que dans le cas d'un sable pauvre en éléments fins, le modèle donne des résultats satisfaisants. Lorsque la teneur en limon et en argile augmente des divergences importantes apparaissent entre les profils de concentration calculés et mesurés.

Il apparaît qu'une modélisation plus fidèle et plus générale des phénomènes dispersifs doit intégrer les phénomènes de sorption et tenir compte de l'existence de deux phases liquides dans le sol : une fraction d'eau liée à la matrice poreuse et une autre en mouvement.

BIBLIOGRAPHIE

BIGGAR, NIELSEN : *Miscible displacement and leaching phenomena*. Irr. of Agric. Lands, Agron., Vol. 11, p. 254 à 274, 1967.

BRENNER H : *The diffusion model of longitudinal mixing beds of finite length*. Chem. Eng. Sc., Vol. 17, p. 229 à 243, 1962.

COATS, SMITH : *Dead-end pore volume and dispersion in porous media*. Soc. Petr. Eng. Journal, Vol. 4, p. 73 à 84, 1964.

FRIED J. J. : *Groundwater pollution*. Ed. V. T. Chow, 1975.

PARLANGE, STARR : *Linear dispersion in finite columns*. Soil Sci. Soc. Amer. Proc., Vol. 39, p. 817 à 819, 1975.

VACHAUD, WIERENGA, GAUDET, JEGAT : *Simulation of miscible displacement in unsaturated porous media*. System Simulation in Water Resources, North-Holland Publishing Company, p. 127 à 143, 1976.

VAN GENUCHTEN, WIERENGA : *Mass transfer studies in sorbing porous media*. Soil Sci. Soc. Am. J., Vol. 40, No. 4, p. 473 à 479, 1976.

VILLERMAUX, VAN SWAAIJ : *Modèle représentatif de la distribution des temps de séjour dans un réacteur semi-infini à dispersion axiale avec zones stagnantes*. Chem. Eng. Sci., Vol. 24, p. 1097 à 1111, 1969.

Adresse de l'auteur :
André Mermoud, Institut de génie rural
de l'Ecole polytechnique fédérale de Lausanne
En Bassenge
1024 Lausanne-Ecublens

Carnet des concours

Ecole supérieure de commerce, Neuchâtel

Ouverture

La Ville de Neuchâtel ouvre un concours de projets pour la construction d'une annexe à l'Ecole supérieure de commerce, à Neuchâtel, selon les dispositions de la norme SIA n° 152 de 1972 dont le règlement a été approuvé par la Commission SIA des concours.

Cette construction fait partie du plan directeur préparé pour les Jeunes-Rives, présenté et accepté par le Conseil général le 3 juillet 1978.

Le but recherché est de trouver la solution optimale pour intégrer dans le plan directeur des Jeunes-Rives :

— la construction de l'Ecole supérieure de commerce,

— la création d'un abri public souterrain.

Tous les projets primés ou achetés deviendront la propriété du maître de l'ouvrage

Le concours est ouvert à tous les architectes inscrits aux registres suisses des architectes ayant un bureau ouvert dans la commune de Neuchâtel depuis le 1er janvier 1977.

Le règlement-programme du concours peut être consulté au Service des bâtiments, 3, faubourg du Lac, 2e étage, dès le 30 octobre 1978 et jusqu'au 12 janvier 1979, dernier délai pour l'inscription et pour le retrait des documents.

Demande de renseignements : par écrit, sous le couvert de l'anonymat, jusqu'au 1er décembre 1978, à l'adresse de la direction des Bâtiments, Hôtel communal, 2001 Neuchâtel. Les questions posées et les réponses élaborées par le jury seront envoyées par circulaire, dans le plus bref délai, à tous les participants inscrits.

Une somme de Fr. 36 000.— est mise à disposition du jury pour les auteurs des six meilleurs projets. En outre, une somme de Fr. 4000.— est réservée pour d'éventuels achats.

Les projets doivent être remis, sans indication de nom, munis d'une devise écrite et adressés franco de port, jusqu'au 16 février 1979, à 17 h. 30, à la direction des Bâtiments, Hôtel communal, 1er étage, bureau n° 22. La maquette sera rendue le 2 mars 1979 à une adresse communiquée ultérieurement aux concurrents.

Une exposition des projets du concours est envisagée aussitôt après la fin des délibérations du jury. Tous les noms des auteurs des projets conformes et complets seront affichés et publiés dans les journaux locaux et dans le *Bulletin technique de la Suisse romande*.