



ETUDE EXPERIMENTALE DU TRANSPORT DE MASSE DANS UN MILIEU POREUX SATURE : "MODELISATION AU LABORATOIRE"

EXPERIMENTAL STUDY OF MASS TRANSPORT IN SATURATED POROUS MEDIA: "MODELING IN THE LABORATORY"

*IKNI T.¹, BERREKSI A.¹, BELHOCINE M.¹,
NEBBAR M.L.², BENKADJA R.²*

¹ Laboratoire de Recherche en Hydraulique Appliquée et environnement (LRHAE), Département d'Hydraulique, Université de Bejaia, Algérie

² Département d'Hydraulique, Université de M'Sila, Algérie

ikni_tahar@yahoo.fr

RESUME

Ce travail s'inscrit dans le cadre de la compréhension des mécanismes de transport et de rétention de matières en suspension dans un milieu poreux saturé. Cette étude concerne le transport des particules en suspension (PS) et le traceur dissout (TD). Les expériences sont basées sur des injections instantanées de ces deux traceurs (PS et TD). Les traçages ont été réalisés pour une gamme de vitesse de Darcy allant de 0.052 à 0.285 cm/s, dans le but d'étudier l'influence de la vitesse d'écoulement sur le phénomène de transport et le dépôt des particules en suspension. Un modèle analytique de convection–dispersion avec une cinétique de dépôt de premier ordre a permis d'ajuster les courbes de restitution et de déduire les paramètres hydrodispersifs. Cette étude expérimentale a permis de mettre en évidence que les particules en suspension arrivent en retard par rapport au traceur dissout (fluorescéine). Cette différence de comportement est attribuée principalement aux poids, taille et fréquence de collision des particules avec les grains du milieu. Cette étude a aussi montré que le taux de restitution et la dispersion augmentent avec la vitesse. Le taux de rétention et le coefficient de filtration diminuent quand la vitesse augmente.

Mots-Clés : Milieux poreux, particules en suspension, traceurs, colloïdes, pollution, dispersion.

ABSTRACT

This work is part of the understanding of the mechanisms of transport and retention of suspended matter in a saturated porous medium. It concerns the transport of suspended particles (SP) and the dissolved tracer (DT). The experiments are based on instantaneous injections of these two tracers (SP and DT). The tracing was carried out for a Darcy velocity range from 0.052 to 0.285 cm/s, the purpose of which is to study the influence of flow velocity on the phenomenon of transport and deposition of suspended particles. An analytical model of convection-dispersion with first order deposition kinetics made it possible to adjust the restitution curves and to deduce the hydro-dispersive parameters. This experimental study made it possible to demonstrate that the particles in suspension arrive behind the dissolved tracer (fluorescein). This difference in behavior is attributed mainly to the weights, size and frequency of collision of the particles with the grains of the medium. This study also showed that the rate of restitution and dispersion increase with speed. The retention rate and the filtration coefficient decrease as the speed increases.

Keywords: Porous media, suspended particles, tracers, colloids, pollution, dispersion.

INTRODUCTION

La migration de contaminants dans les aquifères est un problème récurrent, notamment pour les nappes alluviales. La nappe alluviale d'Ain Zada (Algérie), alimentée par plusieurs cours d'eaux (Oued Kharoua, Oued Boussellam, Oued Guellal, Oued Malah, Oued Taghrout et Oued Ftaissa), est vulnérable vis-à-vis de la pollution de surface. L'étude du transport des particules dans les sols, s'inscrit dans le cadre de la protection des sols et des eaux souterraines. Le transport et la rétention des particules en suspension constituent une part importante des recherches effectuées dans le domaine de l'hydrogéologie. En effet, de nombreuses particules sont présentes dans les milieux naturels, et plus particulièrement dans les eaux souterraines. Les particules colloïdales peuvent être contaminantes (composés organiques, fibres d'amiante, bactéries, etc.) ou bien vecteurs de contamination (Grolimund et al., 1996 et 2001; Ryan et Elimelech, 1996; Bolster et al., 1999). L'importance du rôle des particules colloïdales dans les problèmes de migration de contaminants dans les eaux souterraines a été mise en évidence par McCarthy et Zachara (1989), Corapcioglu et Jiang (1993) et Schijven et Hassanizadeh (2000). Ces particules

accélérent la propagation des polluants (Corapcioglu et Jiang, 1993; McDowell-Boyer et al., 1986; Jordan et al., 1997; Gohr Pinheiro et al., 1999). C'est ainsi, Seta et Karathanasis (1997) ont montré que le transport de pesticides pouvait être facilité dans les milieux poreux dès lors que des particules colloïdales étaient présentes. La présence de colloïdes permettrait d'augmenter de 2 à 18 % le transport d'atrazine, selon la nature et la mobilité des colloïdes (Seta et Karathanasis, 1997). La mobilisation des particules dans les sous-sols est due aux perturbations physico-chimiques telles que l'augmentation du pH de l'eau et de sa salinité ou l'augmentation de la vitesse d'écoulement par un pompage (Sen et Khilar, 2006). Une conséquence directe de ces deux mécanismes est la modification des propriétés physiques des sols (comme la porosité, la perméabilité, etc.). Cela est souvent observé dans les puits d'exploitation d'eau potable ou de pétrole (Moghadasi et al., 2004). Les évolutions de ces paramètres sont observées expérimentalement et modélisées numériquement dans plusieurs études dans la littérature (Tobiason et al., 1993; Mays et Hunt, 2005; Bradford et al., 2002; Santos et al., 2010). On trouve aussi dans la littérature d'autres méthodes (magnétique et acoustique) pour étudier le transport de masse dans le milieu poreux (Amitay-Rosen et al., 2005; Albers et Wilmanski, 2006; Belhocine et al., 2007; Tran et al., 2012). Les applications sont nombreuses dans le domaine du génie civil (endommagement des ouvrages), de l'environnement (migration de contaminants dans les aquifères) (Sen et Khilar, 2006) ou du génie pétrolier (récupération d'hydrocarbures par injection d'eau) (Roque et al., 1995). L'étude de ces systèmes nécessite une analyse approfondie des interactions qui ont lieu au sein du milieu poreux. Ces interactions du type particule-particule et particule et paroi des pores, sont à l'origine des phénomènes d'adsorption et de dépôt, phénomènes qui à leur tour peuvent conduire à des modifications de la structure poreuse du milieu. De même, il existe un autre type d'interaction pour décrire le processus de dépôt, il s'agit de l'ombrage hydrodynamique (Ko et Elimelech, 2000). Lorsqu'une particule se dépose sur les parois des pores, une zone d'ombrage ou d'écrantage s'établit derrière cette particule (dans le sens de l'écoulement), empêchant ainsi une autre particule de venir se déposer dans cette zone. L'écoulement joue aussi un rôle important sur la structure de la couche adsorbée et le taux de couverture de la surface du pore par la manifestation de l'ombrage hydrodynamique (Adamczyk et al., 1995; Ko et Elimelech, 2000; Djehiche et al., 2009). De ce fait, sous l'effet de la convection, toute nouvelle particule ne peut s'adsorber immédiatement derrière une autre déjà adsorbée et se trouve transportée plus loin, diminuant le taux de couverture qui décroît lorsque le nombre de pecket Pe augmente. Le dépôt des particules en suspension dans un milieu poreux dépend de mécanismes liés à la taille et la nature des particules ainsi que la structure du

milieu poreux (Silliman, 1995). Le transport de particules en suspension peut être étudié à l'aide d'expériences de traçage dans des colonnes de laboratoire qui permettent le contrôle des paramètres d'essai, tel que le débit d'écoulement (Compère et al., 2001). Le principe de ces essais est de reproduire, dans une colonne remplie d'un matériau granulaire, un écoulement de particules en suspension. Les courbes de restitution sont obtenues en mesurant la concentration en particules à la sortie de la colonne (Ahfir et al., 2007; Benamar et al., 2007; Ikni et al., et 2016). L'ajustement de la solution analytique avec les courbes expérimentales permet d'obtenir les paramètres de transport (Sauty, 1978). Dans ce domaine de transport de masse en milieu poreux, beaucoup d'études sont consacrées aux éléments dissous et aux colloïdes, mais peu de travaux concernent le transport de particules en suspension (Wang et al., 2000; Massei et al., 2002, Bennacer et al., 2013). Le but de ce travail est de déterminer l'influence des conditions hydrodynamiques (effet de la vitesse) sur le comportement de transport des particules en suspension et du transport de soluté. Une démarche mathématique est proposée en utilisant la méthode de régression parabolique, afin de déterminer des paramètres hydrodispersifs (le coefficient de dispersion, la cinétique de dépôt, le temps de séjour, la vitesse de pore et le nombre de Péclet). Le deuxième point de ce travail consiste à étudier la vitesse de transport des particules en suspension par rapport au traceur dissout. Ces expériences réalisées au laboratoire sont censées décrire les échanges de matières entre la surface et l'aquifère alluvial de Ain Zada (Algérie).

ETUDE EXPERIMENTALE ET MATERIAUX UTILISES

Dispositif expérimental

Le dispositif expérimental (figure 1) est composé des éléments suivant: une colonne en plexiglas alimentée par un réservoir d'eau ($\text{pH} = 6.8 \pm 0.01$), une pompe péristaltique (Masterflex) et une seringue d'injection de la suspension. Le système de détection à la sortie de la colonne est composé d'un turbidimètre (Kobold) qui mesure la turbidité des particules en suspension et d'un fluorimètre qui mesure la concentration du traceur dissout (fluorescéine). Un étalonnage préalable des deux appareils de mesure est nécessaire. La colonne, de diamètre intérieur 6.4 cm et de longueur 33 cm, est installée en position horizontale. Elle est équipée de piézomètres qui permettent de suivre l'évolution de la charge hydraulique le long de l'échantillon au cours des essais.

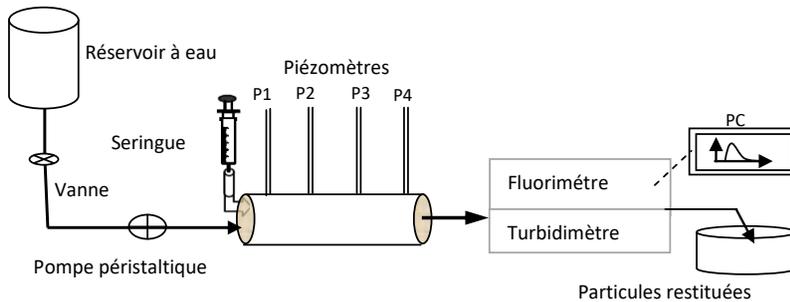


Figure 1 : Schématisation du dispositif expérimental: injection instantanée

Afin d'obtenir un milieu poreux homogène, le remplissage de la colonne est fait en position verticale et en conditions saturées. Le matériau granulaire est déversé dans la colonne préalablement remplie d'eau pour éviter le piégeage des bulles d'air. Le déversement des grains dans la colonne est fait partiellement par des couches de 5 cm, en faisant subir à la colonne de légères vibrations pour assurer une bonne compaction.

Injection instantanée

Les essais sont effectués sous un écoulement continu d'eau et une injection instantanée de la suspension des particules (0.5 g/l) ou du traceur dissout (fluorescéine à 0.5 mg/l) par une seringue (figure 1). La fluorescéine est considérée comme un traceur conservatif de référence. Le volume injecté est de 5 ml (2 % du volume des pores), il est choisi de façon à ne pas perturber l'écoulement dans la colonne lors de l'injection (Bennacer et al., 2013). La procédure d'essai consiste à commencer par le plus fort débit de façon à éviter le détachement au cours des essais, des particules piégées dans l'espace poral préalable. Les débits utilisés varient de 100 ml/min à 550ml/min, correspondant à des vitesses de Darcy qui oscillent entre 0.052 cm/s et 0.285 cm/s. Ces vitesses d'écoulement correspondent à un nombre de Reynolds compris entre 0.884 et 4.83. On peut alors considérer que l'écoulement se fait dans le régime de la loi de Darcy (De Marsily, 1986). Le transfert des particules en suspension (PS) a été comparé au traceur dissout (TD) dans le milieu poreux. En raison de la taille des particules, la densité, les fortes vitesses d'écoulement et le pH ($\text{pH} = 6.8 \pm 0.01$) de l'eau utilisée dans ces expériences, les interactions chimiques entre les grains du milieu et les particules peuvent être considérées comme

négligeables. La filtration des particules est dominée par les effets mécaniques (Ahfir et al., 2007 et 2009; Bennacer et al., 2013).

Matériaux

Dans le but de caractériser le transfert de particules en fonction de la vitesse d'écoulement, les essais sont réalisés dans un milieu poreux composé des alluvions de Ain Zada (Bordj Bouararedj, Algérie). La courbe granulométrique de l'échantillon est présentée sur la figure 2. Le coefficient d'uniformité du milieu est $C_u = d_{60}/d_{10} = 4 > 2.5$. Le milieu a une granulométrie étalée car C_u est supérieur à 2.5. La taille des grains varie de 0.3 à 3mm du milieu poreux (figure 2). La porosité totale du milieu est de 0.315. La perméabilité mesurée dans la colonne de laboratoire du milieu est égale à $1.25 \cdot 10^{-3}$ m/s (application de la loi de Darcy).

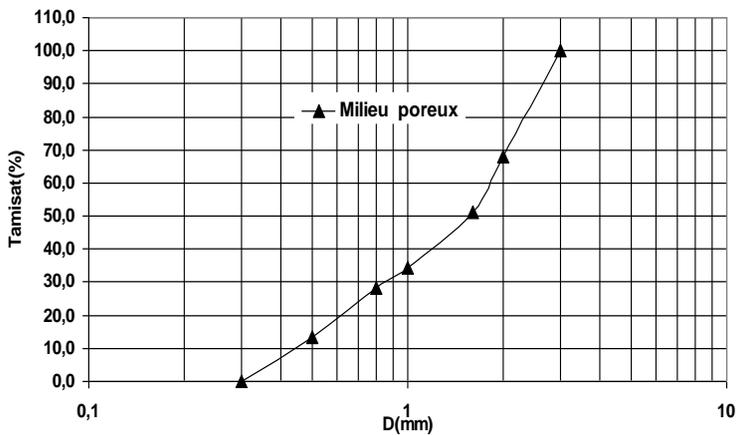


Figure 2 : Courbe granulométrique du milieu poreux

Les particules en suspension sont des particules limoneuses dont la courbe granulométrique (granulomètre laser Malvern 2000) est présentée sur la figure 3. La taille des particules en suspension est comprise entre 1 μm et 40 μm avec un diamètre moyen $d_{p50} = 8.88 \mu\text{m}$.

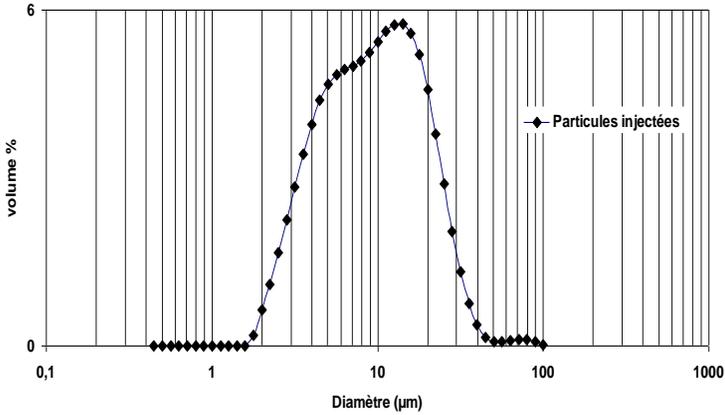


Figure 3 : Courbe granulométrique des particules en suspension injectées

CONSIDERATIONS THEORIQUES ET INTERPRETATION DES DONNEES EXPERIMENTALES

Dans un milieu poreux homogène et saturé, en conditions d'écoulement uniforme, avec l'hypothèse que le dépôt des PS ne modifie pas substantiellement les propriétés du milieu pour des faibles concentrations, le transport des particules en suspension est décrit par l'équation de convection-dispersion avec une cinétique de dépôt du premier ordre (eq.1) (Kretzschmar et al., 1997; Grolimund et al., 1998; Wang et al., 2000; Ikni et al., 2016).

$$\frac{\partial C}{\partial t} = D_L \frac{\partial^2 C}{\partial z^2} - U_p \frac{\partial C}{\partial z} - K_{dep} C \quad (1)$$

Où C est la concentration des PS [$M.L^{-3}$], D_L la dispersion [$L^2.T^{-1}$], K_{dep} le coefficient cinétique de dépôt [T^{-1}], U_p la vitesse de pore [$L.T^{-1}$] et t le temps [T].

Afin de déterminer les différents paramètres hydrodispersifs à partir des courbes de restitution expérimentales, la méthode de régression parabolique (Wang, 2000; Bennacer et al, 2013) basée sur la solution analytique de l'équation de convection-dispersion avec une cinétique de dépôt du premier ordre, est utilisée pour une injection instantanée. Si seule la diffusion suivant la direction principale est considérée, en supposant que la concentration du soluté ou des particules est la même sur une section de l'aquifère, la solution analytique pour une injection brève (Wang et al., 1987, Wang et al., 2000) s'écrit:

$$C(t, x) = \frac{M_I x}{Q \sqrt{4\pi D_L t^3}} \exp(-K_{dep} t) \exp\left(-\frac{(x - U_p t)^2}{4D_L t}\right) \quad (2)$$

Où D_L est le coefficient de dispersion [$L^2 T^{-1}$], U_p la vitesse de pore [LT^{-1}], K_{dep} le coefficient de la cinétique de dépôt [T^{-1}], paramètre caractérisant la vitesse de dépôt des particules, Q le débit d'écoulement et M_I la masse du traceur injectée [M].

Les conditions initiales et aux limites adoptées pour obtenir la solution analytique sont les suivantes (Wang et al., 2000; Ahfir et al., 2007 et 2009):

$$\begin{aligned} C(t = 0, x) &= 0 \\ C(t, x = 0) &= M_I / Q \delta(t) \\ C(t, x = \infty) &= 0 \end{aligned} \quad (3)$$

Où: $\delta(t)$ est une fonction de type de Dirac en temps [T^{-1}]; Q le débit d'écoulement [$L^3 T^{-1}$]; M la masse du traceur injectée qui est calculée par : $M = C_0 V_{inj}$; C_0 la concentration [$M.L^{-3}$], et V_{inj} le volume de la solution du traceur injectée [L^3].

La condition aux limites ($C(t, x = \infty) = 0$), valable pour un milieu semi-infini, n'étant pas réaliste dans le cas de nos essais, on admet cependant que la solution analytique obtenue est acceptable, même pour une colonne de dimension finie (Wang et al., 2000; Massei et al., 2002; Ahfir et al., 2009). Pour une distance L fixée entre le point d'injection et le point d'observation, et en définissant le nombre de Péclet $Pe = U_p L / D_L = L / \alpha_L$ [$L T^{-1} L L^{-2} T$], et le temps de transfert par convection $t_c = L / U_p$ [T], l'équation (2) s'écrit (Wang et al., 2000):

$$C(t) = \frac{m}{Q} \sqrt{\frac{P_e t_c}{4\pi t^3}} \exp(-K_{dep} t) \exp\left(-\frac{P_e}{4t_c} \frac{(t_c - t)^2}{t}\right) \quad (4)$$

Cette solution a été développée sous forme adimensionnelle pour obtenir une nouvelle méthode dite méthode de régression parabolique (MRP), qui permet de déterminer les paramètres de transport. Cette équation adimensionnelle s'écrit (Wang et al., 1987; Wang et al., 2000; Bennacer et al., 2013):

$$C(t_R) = \sqrt{\frac{P_e t_{cR}}{4\pi t_R^3}} \exp(-K_{dR} t_R) \exp\left(-\frac{P_e}{4t_{cR}} \frac{(t_{cR} - t_R)^2}{t_R}\right) \quad (5)$$

où,

$$t_R = t/t_w \text{ [T}^1 \text{T}^{-1}\text{]}, t_w = V_P/Q \text{ [L}^+3 \text{L}^{-3} \text{T}^1\text{]}, V_P = LS\omega\omega \text{ [L}^3\text{]}, t_{cR} = t_c/t_w \text{ [T}^1 \text{T}^{-1}\text{]}, C_R = CV_P/M \text{ [ML}^{-3} \text{L}^3 \text{M}^{-1}\text{]}, \text{ et } K_{dR} = K_{dep}t_w \text{ [T}^{-1}\text{T]}.$$

La méthode de régression parabolique consiste à transformer la solution analytique (Eq.5) en une équation parabolique par un changement de variables (Wang et al., 1987; Wang, 2000; Bennacer et al., 2013).

$$t_R \ln(C_R t_R^{1.5}) = -(K_{dR} + \frac{Pe}{4t_{cR}})t_R^2 + \frac{1}{2}(P_e + \ln(\frac{P_e t_{cR}}{4\pi}))t_R - \frac{P_e t_{cR}}{4} \quad (6)$$

avec,

$$\begin{aligned} h_t &= t_R \ln(C_R t_R^{1.5}) \\ a &= -(K_{dR} + \frac{Pe}{4t_{cR}}) \\ b &= \frac{1}{2}(P_e + \ln(\frac{P_e t_{cR}}{4\pi})) \\ c &= -\frac{P_e t_{cR}}{4} \end{aligned} \quad (7)$$

Nous obtenons finalement une relation parabolique entre y_t et t_R dont les trois paramètres (a, b et c) sont à déterminer (figure 4).

$$h_t = at_R^2 + bt_R + c \quad (8)$$

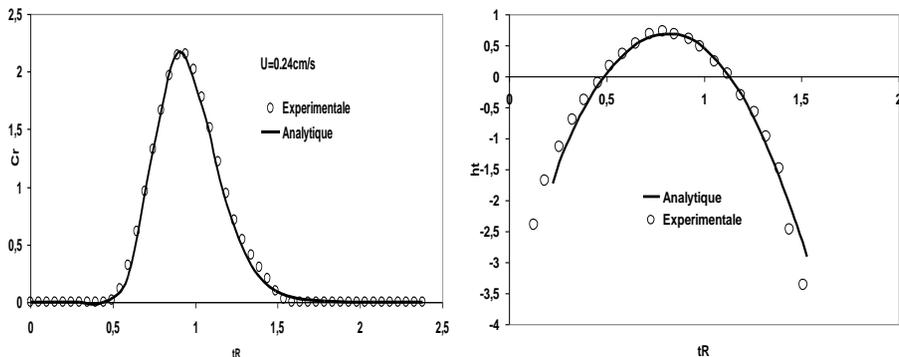


Figure 4 : Principe de la méthode de régression parabolique (MRP).
(a) Calage de la courbe expérimentale par la solution analytique. (b) Transformation de la courbe expérimentale par la méthode MRP

Pour appliquer cette méthode, on calcule tout d'abord les couples de valeurs (yt , t) à partir des données expérimentales (courbes de restitution). Ensuite, une fois que a , b et c sont approximés par la régression parabolique, on détermine Pe , t_{cR} et K_{dR} comme suit:

$$\begin{aligned}
 Pe &= 2b - \ln(c/\pi) \\
 t_{cR} &= -4c/Pe \\
 K_{dR} &= -a - \frac{Pe}{4t_{cR}}
 \end{aligned}
 \tag{9}$$

Nous obtenons finalement:

$$\begin{aligned}
 U_p &= xQ/t_{cR}V_p \\
 D_L &= x/Pe \\
 K_{dep} &= K_{dR}V_p/Q
 \end{aligned}
 \tag{10}$$

Le coefficient cinétique K_{dep} et le coefficient de filtration λ sont liés par la relation (Kretzschmar et al., 1997):

$$U_p \lambda = K_{dep}
 \tag{11}$$

Pour le traceur dissout (fluorescéine), le phénomène de dépôt n'intervient pas ($K_{dep}=0$). On peut également appliquer cette méthode d'interprétation pour déterminer U_p et D_L .

RESULTATS ET DISCUSSIONS

Calage des courbes expérimentales

Les essais de traçage du traceur dissout (la fluorescéine) et traceur de suspension de particules, permettent de comparer les paramètres de transport. Dans cette étude, des injections impulsions sont réalisées à l'entrée de la colonne avec une seringue. Le volume injecté V_{inj} est très faible devant le volume de pores V_p du milieu poreux ($0.02 V_p$), dans le but de ne pas perturber l'écoulement dans le milieu poreux (Benamar et al., 2005 ; Ahfir et al., 2007). Pour déterminer les différents paramètres hydrodispersifs à partir des courbes de restitution expérimentales, la méthode de régression parabolique est utilisée (Wang et al., 2000). Cette méthode permet de déterminer à la fois le coefficient

de dispersion longitudinal D_L , la vitesse de pore (ou de particule) et le coefficient cinétique de dépôt K_{dep} . La figure 5 montre le calage des courbes expérimentales de restitution des particules en suspension (limon) et du traceur dissout par la méthode de régression parabolique (MRP). La concentration relative est déterminée par la relation suivante (Ahfir et al., 2009) :

$$C_R = \frac{CV_P}{M_I} = \frac{CV_P}{V_{inj}C_0} \quad (12)$$

Avec, V_p le volume de pore du milieu poreux [L^3], V_{inj} le volume injecté [L^3] et C_0 la concentration initiale [ML^{-3}].

La figure 5 montre aussi la variation de la restitution en fonction du volume de pore pour différentes vitesses. La restitution des particules se produit après celle du traceur dissout (TD) pour toutes les vitesses testées. Le traceur dissout est donc transporté plus rapidement que les particules en suspension. La restitution est proportionnelle à la vitesse d'injection dans le milieu poreux comme le montre la figure 5. L'augmentation des forces hydrodynamiques due à la vitesse, empêche le dépôt des grosses particules en suspension (Alem et al., 2013; Ikni et al., 2013).

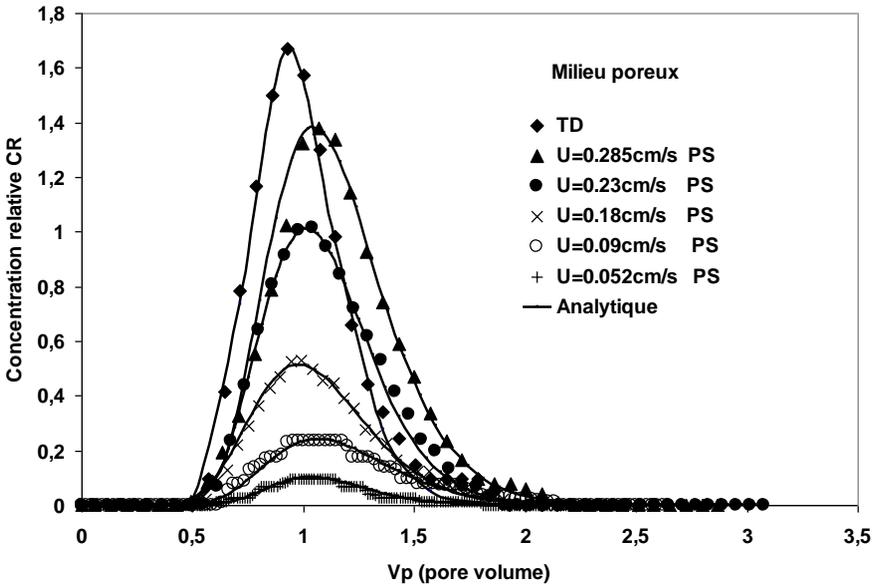


Figure 5 : Courbes de restitution des particules en suspension et de la fluorescéine du milieu poreux

Effet de la vitesse d'écoulement

Restitution

L'injection des particules en suspension (PS) dans le milieu poreux a été faite à des débits différents, de façon à mettre en évidence l'influence de la vitesse sur la restitution de particules. Il est important de connaître les fractions de particules restituées à la sortie dans le milieu poreux. La masse des particules restituées à la sortie du milieu poreux est représentée par l'aire de la courbe de restitution. Cette masse restituée est déterminée par le taux de restitution $r(\%)$ qui est calculé à partir de l'équation (13).

$$r(\%) = \frac{M_R}{M_I} \times 100 \quad (13)$$

avec,

$$M_R = Q \int_0^{\infty} C(t).dt \quad (14)$$

Où: M_R masse du traceur restituée; $C(t)$ concentration au temps t [$M.L^{-3}$]; Q : débit [$L^3.T^{-1}$]; C_0 concentration initiale d'injection [$M.L^{-3}$]; $M_I = C_0 V_{inj}$ masse du traceur injectée et V_{inj} volume injecté [L^3].

Sur la figure 6 est présentée la variation du taux de restitution $r(\%)$ des particules de limon et du traceur dissout en fonction de la vitesse de pore dans le milieu poreux. Pour le TD (fluorescéine), le taux de restitution varie peu quelle que soit la vitesse d'écoulement, le TD est entièrement restitué, sa valeur est située autour de 100% (figure 6).

Pour les particules en suspension, le taux de restitution $r(\%)$ est inférieur à 100%. Cela montre qu'une partie des particules sont piégées dans le milieu poreux. On constate que le taux de restitution augmente avec la vitesse d'écoulement. En effet, à forte vitesse, les forces hydrodynamiques exercées par l'écoulement sont suffisantes pour entraîner les particules les plus grosses alors qu'à faible vitesse, elles restent piégées dans le milieu. Ce résultat est conforme à certains travaux dans la littérature pour les particules colloïdales (Lahav et Tropp, 1980; Elimelech et O'Melia, 1990; Yan, 1996).

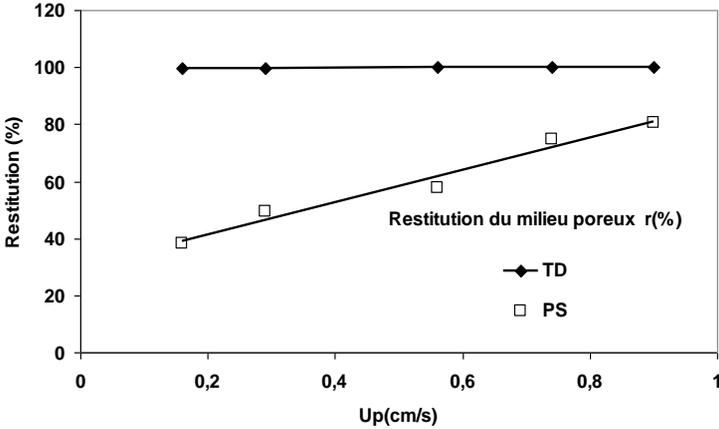


Figure 6 : Taux de restitution $r(\%)$ des particules en suspension et du traceur dissout en fonction de la vitesse de pore U_p (cm/s) du milieu poreux

Coefficient de dispersion

Pour un milieu homogène, Hu et Brusseau (1994) propose une formule qui donne la dispersion hydrodynamique. Celle-ci est composée de la diffusion moléculaire et de la dispersion cinématique pour un écoulement monodimensionnel.

$$D_L = \frac{D_0}{\tau^2} + \alpha_L \cdot U^m \tag{15}$$

Où D_0 est le coefficient de diffusion moléculaire en eau libre, α_L la dispersivité longitudinale, τ la tortuosité du milieu poreux et m un coefficient empirique.

Dans cette étude, la dispersion cinématique domine la diffusion moléculaire. Les valeurs du nombre de Péclet de diffusion sont dans le régime IV de dispersion ($300 < P_{ed} < 10^5$) défini par Pfannkuch (1963) et Herzig (1970). L'équation (15) se réduit alors à:

$$D_L = \alpha_L \cdot U^m \tag{16}$$

Les valeurs de m peuvent être inférieures, égales, ou supérieures à 1 (Ahfir et al., 2009; Bennacer et al., 2013). Les relations entre la dispersion, les conditions d'écoulement et les caractéristiques des milieux poreux ont fait l'objet de plusieurs études (Koltz et al., 1980; Brusseau, 1993; Hu et Brusseau, 1994; Roychoudhury, 2001). La dispersion hydrodynamique est calculée par calage

des courbes de restitution expérimentales par le modèle analytique, en utilisant la méthode de régression parabolique (MRP). La figure 7 représente la dispersion D_L des deux traceurs (TD, PS) dans le milieu poreux.

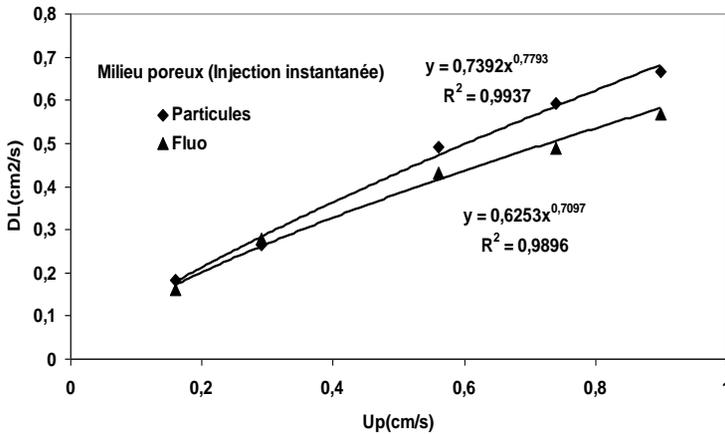


Figure 7 : Dispersion hydrodynamique des deux traceurs (TD et PS) en fonction de la vitesse de pore

La dispersion D_L augmente avec la vitesse et elle suit une loi puissance, dont l'exposant m est de 0.71 pour le TD et 0.78 pour le PS. La dispersion des particules en suspension est supérieure à celle du traceur dissout. Cela peut être expliqué par une large distribution des tailles des particules en suspension, injectées dans le milieu qui produit une grande dispersion de la vitesse des particules transportées. Cette différence est d'autant plus marquée que les vitesses d'écoulement sont importantes, où les particules sont transportées à des vitesses variables en raison notamment, des forces d'inertie qui agissent sur les particules (Ahfir et al., 2009). Ce comportement peut être aussi lié à l'effet d'exclusion de taille qui est plus marqué à forte vitesse d'écoulement (Di Marzio et Guttman, 1970; Kretzschmar, et al., 1997; Saiers et Hornberger, 1994; Sirivithayapakorn et Keller, 2003).

Le coefficient de filtration (λ) et la rétention des particules en suspension

La rétention des particules en suspension à travers un milieu poreux saturé dépend de plusieurs paramètres : le milieu (porosité, dimensions des grains, dimensions du milieu, forme et surface spécifique des grains), les particules en suspension (la concentration, la taille, la forme et la densité), les caractéristiques du fluide d'écoulement (la viscosité, la densité, la salinité et le pH), les

caractéristiques de l'écoulement (la vitesse ou les forces hydrodynamiques) et la mise en contact des particules avec les grains du milieu poreux (McDowell-Boyer et al., 1986; Elimelech et O'Melia, 1990). Le taux de rétention $R(\%)$ est égal à $(1 - r)$. Sur la figure 8 est présentée l'évolution du taux de rétention des particules en suspension et le traceur dissout dans le milieu poreux.

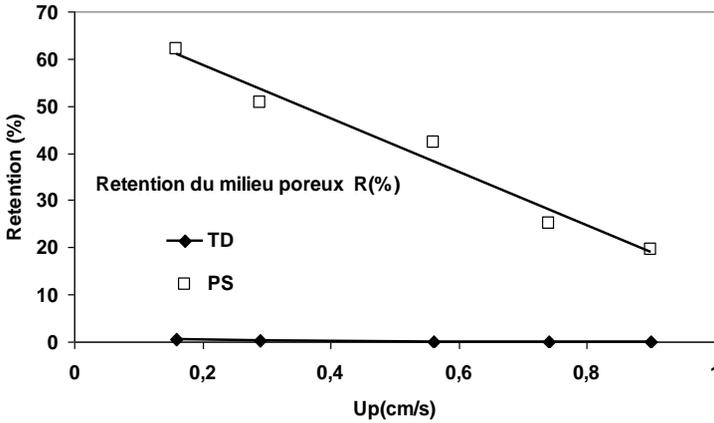


Figure 8 : Taux de rétention $R(\%)$ des particules en suspension et du traceur dissout en fonction de la vitesse de pore (U_p (cm/s)) du milieu poreux

On constate que le taux de rétention $R(\%)$ des particules en suspension diminue avec la vitesse d'écoulement. Le taux de rétention et la vitesse d'écoulement sont donc inversement proportionnels. Quand la vitesse est faible, la force hydrodynamique exercée par l'écoulement sur les particules est insuffisante pour entraîner les plus grosses particules qui restent ainsi piégées. Pour le TD (fluorescéine), le taux de rétention est situé autour de 0%, quel que soit la vitesse d'écoulement.

Le coefficient de filtration des particules en suspension est déterminé à partir de l'équation 11. Sur la figure 9, est présenté le coefficient de filtration en fonction de la vitesse de pore (U_p (cm/s)) pour le milieu poreux. Les résultats montrent que le coefficient de filtration dans le milieu, diminue avec l'augmentation de la vitesse d'écoulement. La vitesse d'écoulement et le coefficient de filtration sont inversement proportionnels. Ce comportement ressemble aux résultats présentés dans la littérature concernant les particules colloïdales (Grolimund et al., 1998; Kretzschmar et al., 1997 ; Porubcan et Xu, 2011) et les particules en suspension (Ahfir et al., 2007; Bennacer et al., 2013; Ikni et al., 2013).

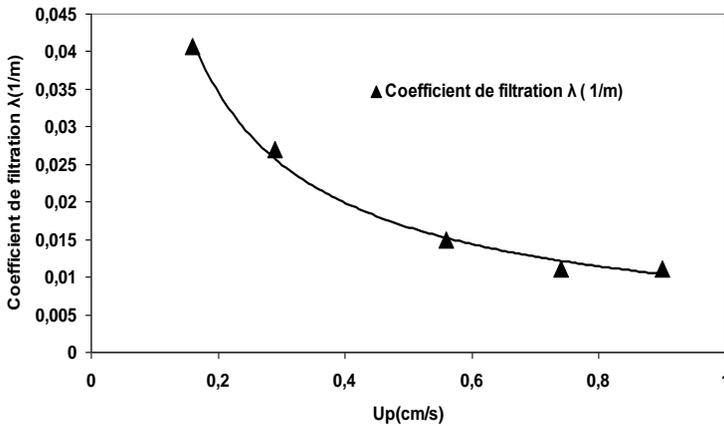


Figure 9 : Le coefficient de filtration en fonction de la vitesse de pore (U_p (cm/s)) du milieu poreux

VITESSE RELATIVE DE TRANSPORT ENTRE LES PARTICULES EN SUSPENSION ET LE TRACEUR DISSOUT

Les séries de traçage réalisées sont des injections brèves du mélange particules en suspension / traceur dissout (fluorescéine), qui montrent que des particules en suspension arrivent en retard par rapport à la fluorescéine (figure 5). Le temps de séjour des particules en suspension dans le milieu est plus long que celui du traceur dissout, contrairement à certains résultats obtenus pour les particules colloïdales présentés dans la littérature (Lahav et Tropp, 1980; Corapcioglu et Jiang, 1993 ; Niehren et Kinzelbach, 1998). Ce facteur de retard sur la restitution, noté $U_R = U_f / U_p$, est exprimé par le rapport entre la vitesse du traceur dissout et celle des particules. Sur la figure 10 est présenté le rapport U_R en fonction de la vitesse de pore U_p .

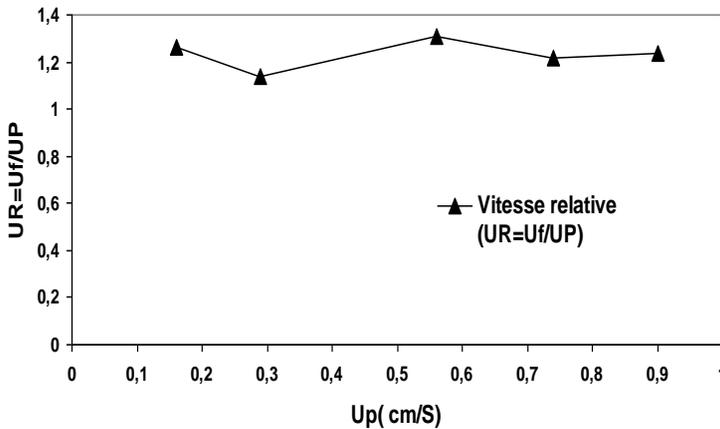


Figure 10 : Vitesse relative $U_R = U_f/U_p$ en fonction de la vitesse de pore U_p du milieu poreux

On peut déduire de cette courbe, que U_R est toujours supérieur à 1 quel que soit la vitesse d'écoulement dans le milieu poreux. Les particules en suspension arrivent donc en retard par rapport au traceur dissout dans tous les cas. Ceci peut être attribué à l'effet de leur poids (gravité, inertie et collisions). Lorsque l'inertie d'une particule est forte, celle-ci ne pourra plus suivre exactement les lignes de courant et va donc pouvoir augmenter la fréquence de collision avec les grains du milieu. L'effet de gravité est croissant avec la taille des particules et peut entraîner une trajectoire plus complexe que celle du traceur dissout (Bennacer et al., 2013; Ikni et al., 2013 et 2016). Un autre phénomène peut être attribué au retard des particules, c'est la fréquence de collision particules-particules et entre particules et grains du milieu qui augmente avec le nombre de particule injectée (Zenit et al., 1997; Buffière et Moletta, 2000). Zenit et al. (1997) ont observé une évolution croissante de la fréquence de collision en fonction de la fraction solide.

CONCLUSION

L'étude menée dans le cadre de ce travail a porté sur l'influence des effets hydrodynamiques, sur le transport de soluté et de particules en suspension dans un milieu poreux saturé. L'approche expérimentale est appuyée par un modèle mathématique de convection-dispersion avec une cinétique de dépôt de premier

ordre. L'interprétation des résultats de traçage, basée sur la solution analytique du modèle mathématique, utilisant la méthode de régression parabolique pour l'injection brève, a montré un bon ajustement entre les courbes expérimentales et théoriques de restitution. Cette étude a permis d'établir des particularités propres à ces deux types de traceurs utilisés. Les molécules de soluté étaient entièrement restituées ($r=100\%$). Le taux de restitution des particules en suspension est inférieur à 100% quel que soit la vitesse. Cela montre qu'une fraction des particules est retenue au sein du milieu poreux. Les expériences réalisées ont montré que le taux de restitution des particules en suspension augmente avec la vitesse d'écoulement. La restitution est d'autant plus importante que la vitesse est forte. Les forces exercées sur les grosses particules sont suffisantes pour les transporter. La relation entre la dispersion hydrodynamique et la vitesse moyenne de pore est décrite par une loi puissance ($D_L = \alpha U_p^m$), avec m inférieur à 1. La dispersion D_L augmente avec la vitesse de pore et suit une loi de puissance. Ces expériences ont permis aussi de mettre en évidence des différences dans le comportement du soluté et les particules en suspension, ainsi le temps de transfert des molécules de soluté est inférieur à celui des particules en suspension. Cela est probablement dû à la fréquence de collision des particules en suspension avec les grains du milieu poreux et la fréquence de collision particules-particules.

RÉFÉRENCES BIBLIOGRAPHIQUES

- ADAMCZYK Z., SIWEK B., SZYK L. (1995). Flow-induced surface blocking effects in adsorption of colloid particles. *Journal of Colloid and Interface, Science* 174, 130-141.
- AHFIR N.D., WANG H.Q., BENAMAR A., ALEM A. (2007). Transport and deposition of suspended particles in saturated porous media: hydraulic effect. *Hydrogeology Journal*, 15, 659-668.
- AHFIR N.D, BENAMAR A., ALEM A., WANG H.Q. (2009). Influence of Internal Structure and Medium Length on Transport and Deposition of Suspended Particles: A Laboratory Study. *Transp Porous Med.* 76, 289-307, DOI 10.1007/s11242-008-9247-3.
- ALBERS B., WILMANSKI K. (2006). Influence of coupling through porosity changes on the propagation of acoustic waves in linear poroelastic materials. *Arch. Mech.*, 58, No 4-5, 313-325.
- ALEM A., ELKAWAFI A., AHFIR N.-D., WANG H.Q. (2013). Filtration of kaolinite particles in a saturated porous medium: hydrodynamic effects. *Hydrogeol. J.* 21, 573-586.

- AMITAY-ROSEN T., CORTIS A., BERKOWITZ B. (2005). Magnetic Resonance Imaging and Quantitative Analysis of Particle Deposition in Porous Media. *Environ. Sci. Technol.*, 39 (18) 7208-7216.
- BELHOCINE, F., DERIBLE, S., FRANKLIN, H. (2007). Transition term method for the analysis of the reflected and the transmitted acoustic signals from water-saturated porous plates. *J. Acoust. Soc. Am.*, 122(3), 1518-1526.
- BENAMAR A., WANG H.Q., AHFIR N.D., ALEM A., MASSÉI N., DUPONT J.P. (2005). Effets de la vitesse d'écoulement sur le transport et la cinétique de dépôt de particules en suspension en milieu poreux saturé. *C. R. Geoscience*, 337, 497-504.
- BENAMAR A., AHFIR N.D., ABDELLAH ALEM A., WANG H.Q. (2007). Particle transport in saturated porous medium. pore structure effects. *C.R.Geoscience* 10/2007: 339(10) 674-681.
- BENNACER L., AHFIR N.D., BOUANANI A., ALEM A., WANG H.Q. (2013). Suspended Particles Transport and Deposition in Saturated Granular Porous Medium: Particle Size Effects. *Transp Porous Med* DOI 10.1007/s11242-013-0220-4.
- BOLSTER C.H., MILLS A.L., HORNBERGER G. M., HERMAN J.S. (1999). Spatial distribution of deposited bacteria following miscible displacement experiments in intact cores. *Water Resour. Res.*, 35, 1797-1807, doi:10.1029/1999WR900031.
- Bradford, S.A., Yates, S.R., Bettahar, M., Simunek, J., 2002. Physical factors affecting the transport and fate of colloids in saturated porous media. *Water resources research*, 38(12), 1327-1338.
- BUFFIÈRE P., MOLETTA R. (2000). Collision frequency and collisional particle pressure in three-phase fluidized beds. *Chem. Eng. Sci.*, 55, 5555-5563.
- COMPÈRE F., POREL G., DELAY F. (2001). Transport and retention of clay particles in saturated porous media. Influence of ionic strength and pore velocity. *Journal of Contaminant Hydrology*, 49, 1-21.
- CORAPCIOGLU M.Y., JIANG S. (1993). Colloid-facilitated groundwater contaminant transport. *Water Resour. Res.* 29, 2215-2226.
- DE MARSILY G. (1986). *Quantitative Hydrogeology. Groundwater Hydrology for Engineers.* Academic Press Inc, New York (1986).
- DJEHICHE A., CANSECO V., OMARI A., BERTIN H. (2009). Étude expérimentale du dépôt de particules colloïdales en milieu poreux : Influence de l'hydrodynamique et de la salinité. Publié par Elsevier Masson SAS 2009. doi:10.1016/j.crme.2009.08.002.
- DI MARZIO E.A., GUTTMAN C.M. (1970). Separation by flow. *Macromolecules*, 3 (2)131-146.
- ELIMELECH M., O'MELIA C.R. (1990). Kinetics of deposition of colloidal particles in porous media. *Environ. Sci. Technol.*, 24, 1528-1536, 1990.

- GOHR PINHEIRO I., SCHMITZ P., HOUI D. (1999). Particle capture in porous media when physicochemical effects dominate. *Chem. Eng. Sci.* 54 (1999) 3801–3813.
- GROLIMUND D., BORKOVEC M., BARMETTLER K., STICHER H. (1996). Colloid-Facilitated Transport of Strongly Sorbing Contaminants in Natural Porous Media: A Laboratory Column Study. *Environ. Sci. Technol.*, 30, 3118-3123.
- GROLIMUND D., ELIMELICH M., BORCOVEC M., BARMETTLER K., KRETZSCHMAR R. H., STICHER H. (1998). Transport of in situ mobilized colloidal particles in packed soil columns. *Environ. Sci. Technol.* 32, 3562 – 3569.
- GROLIMUND D., ELIMELICH M., BORCOVEC M. (2001). Aggregation and deposition kinetics of mobile colloidal particles in natural porous media. *Colloids and Surfaces A: Physicochem. Eng. Aspects* 191, 179 – 188.
- HERZIG J.P., LECLERC D.M., LE GOFF P. (1970). Flow of suspension through porous media, Application to deep bed filtration. *Industrial and Engineering Chemistry*, 62, 8–35.
- HU Q., BRUSSEAU M.L. (1994). The effect of solute size on diffusive-dispersion transport in porous media. *Journal of Hydrology*, 158, 305-317.
- IKNI T., BENAMAR A., KADRI M., AHFIR N.D., WANG H.Q. (2013). Particle transport within water-saturated porous media: Effect of pore size on retention kinetics and size selection. *Hydrology, environment, C. R. Geoscience* 345 (2013) 392–400.
- IKNI T., BERREKSI A., BENKADJA R., NEBBAR M.L., KADRI M., BENAMAR A. (2016). Étude expérimentale du transport de particules en suspensions et du traceur dissout (fluorescéine) dans un milieu poreux saturé. *Larhyss Journal*, ISSN 1112-3680, n°27, Sept 2016, pp. 153-174.
- JORDAN R., YONGE D., HATHHORN W. (1997). Enhanced mobility of Pb in the presence of dissolved organic matter. *J. Contam. Hydrol.*, 29: 59-80.
- KO C.H., ELIMELECH M. (2000). The “Shadow Effect” in colloid transport and deposition dynamics in granular porous media: measurements and mechanisms. *Environmental Science & Technology*, 34, 3681-3689.
- KRETZSCHMAR R., BARMETTLER K., GROLIMUND D., YAN Y., BORKOVEC M., STICHER H. (1997). Experimental determination of colloid deposition rates and collision efficiencies in natural porous media. *Water Resources Research*, Vol.33, No.5, p.1129-1137, 1997.
- LAHAV N., TROPP D. (1980). Movement of synthetic microspheres in saturated soil columns. *Soil Sci.*, 130, 151–156, 1980.
- MASSEI N., LACROIX M., WANG H.Q., DUPONT J.P. (2002). Transport of particulate material and dissolved tracer in a highly permeable porous medium: comparison of the transfer parameters. *J. Cont. Hydrol.* 57, 21- 39.
- MAYS D.C., HUNT J.R. (2005). Hydrodynamic aspects of particle clogging in porous media. *Environ. Sci. Technol.*, 39, 577-584.

- MCCARTHY J.F., ZACHARA J.M. (1989). Subsurface transport of contaminants. *Environmental Sciences Technologies*, Vol.23, No. 5, p. 496-502, 1989.
- MCDOWELL-BOYER L. M., HUNT J.R., SITAR N. (1986). Particle transport through porous media. *Water Resour. Res.*, 22, 1901–1921, 1986.
- MOGHADASI J., JAMIALAHMADI M., SHARIF A. (2004). Theoretical and experimental study of particle movement and deposition in porous media during water injection. *Journal of Petroleum Science and Engineering*, vol. 43, 163-181.
- NIEHREN S., KINZELBACH W. (1998). Artificial colloid tracer tests: development of a compact online microsphere counter and application to soil-column experiments. *Journal of Hydrology*, Vol.35, p. 249-259.
- PFANNKUCH H.O. (1963). Contribution à l'étude des déplacements de fluides miscibles dans un milieu poreux. *Rev Inst Fr Pétrol.* 18, 215–270.
- PORUBCAN ALEXIS A., XU S.P. (2011). Colloid straining within saturated heterogeneous porous media. *Water Res.* 45, 1796 -1806.
- ROQUE C., CHAUVETEAU G., RENARD M., THIBAUT G., BOUTECA M. (1995). Mechanisms of formation damage by retention of particles suspended in injection water. *Society of Petroleum Engineers SPE 30110*, 329-343.
- ROYCHOUDHURY A.N. (2001). Dispersion in unconsolidated aquatic sediments. *Stuarine, Coastal and Shelf Science*, 53, 745-757.
- RYAN J.N., ELIMELECH M. (1996). Colloid mobilization and transport in groundwater. *Colloids Surf. A* 107 (1996) 1–56.
- SAIERS J.E., HORNBEGER G.M. (1994). First-and second-order kinetics approaches for modelling the transport of colloidal particles in porous media. *Water Resources Res.* 30, 2499-2506.
- SANTOS A., BARROS P.H.L. (2010). Multiple particle retention mechanisms during filtration on porous media. *Environ. Sci. Technol.*, 44(7), 2515-2521.
- SAUTY J.P. (1978). Identification des paramètres hydrodispersifs dans les aquifères par interprétation de traçages en écoulement cylindrique convergent ou divergent. *Journal of Hydrology*, 39, 68-103.
- SCHIJVEN J.F., HASSANIZADEH S.M. (2000). Removal of viruses by soil passage: Overview of modeling, processes, and parameters. *Crit. Rev. Environ. Sci. Technol.*, 30, 49–127.
- SEN T.K., KHILAR K.C. (2006). Review on subsurface colloids and colloids-associated contaminant transport in saturated porous media. *Advances in Colloid and Interface Science*, Volume 119, Issues 2-3, Pages 71-96.
- SETA A.K., KARATHANASIS A.S. (1997). Atrazine adsorption by soil colloids and co-transport through subsurface environments. *Soil Science Society of American Journal*, Vol.61, No.2, p.612-617, 1997.
- SILLIMAN S.E. (1995). Particles transport through two-dimensional saturated porous media: influence of physical structure of the medium. *J. Hydrol.* 167, 79-98.

- SIRIVITHAYAPAKORN S., KELLER A. (2003). Transport of colloids in saturated porous media: a pore scale observation of the size exclusion effect and colloid acceleration. *Water Resour. Res.* 39 (4) (2003) 1109.
- TOBIASON E.J., JOHNSON S.G., WESTERHOFF K.P., VIGNESWARAN B. (1993). Particle Size and Chemical Effects on Contact Filtration Performance. *J. Environ. Eng.*, 119(3), 520-540.
- TRAN D.H., DERIBLE S., FRANKLIN H., BENAMAR A., WANG H.Q. (2012). Ultrasonic measurements of particle retention by a porous medium. [Ultrasonics, Volume 52, Issue 1](#), January 2012, Pages 62–68.
- WANG H.Q., CRAMPON N., GARNIER J.M., HUBERSON S. (1987). A linear graphical method for determining hydrodispersive characteristics in tracer experiments with instantaneous injection. *J. Hydrol.* 95, 143–154.
- WANG H.Q., LACROIX M., MASSEI N., DUPONT J.P. (2000). Transport des particules en milieu poreux: détermination des paramètres hydrodispersifs et du coefficient de dépôt. *CRAS-Series IIA - Earth and Planetary Science*, 331, 97-104.
- YAN Y.D. (1996). Pulse-injection chromatographic determination of the deposition and release rate constants of colloidal particles in porous media. *Langmuir*, No.12, p. 3383-3388, 1996.
- ZENIT R., HUNT M.L., BRENNEN C.E. (1997). Collisional particle pressure measurements in solid-liquid flows. *J. Fluid Mech.*, 353, 261-283.