

REPUBLIQUE ALGERIENNE DEMOCRATIQUE ET POPULAIRE
MINISTERE DE L'ENSEIGNEMENT SUPERIEUR ET DE LA RECHERCHE
SCIENTIFIQUE

UNIVERSITE ABOU BEKR BELKAID - TLEMCEM

FACULTE DE TECHNOLOGIE



THESE

En vue de l'obtention

DU DOCTORAT EN SCIENCES

Spécialité : Génie Civil

Présenté Par

Lyacine BENNACER

CONTRIBUTION À LA CONNAISSANCE DES MÉCANISMES
DE TRANSFERT ET DE RETENTION DES PARTICULES
SOLIDES DANS LES SOLS SATURÉS

Soutenue le : 25/05/2014

Devant le jury composé de :

Mohamed Amine ALLAL	Professeur, Université de Tlemcen	Président
Nabil ABOU BAKR	Professeur, Université de Tlemcen	Rapporteur
Karim BENDANI	Professeur, Université de Mostaganem	Rapporteur
Abderrezak BOUANANI	Professeur, Université de Tlemcen	Directeur de thèse
Nasre-dine AHFIR	Maître de Conférences, Université du Havre	Co-directeur de thèse
Abdellah ALEM	Maître de Conférences, Université du Havre	Co-directeur de thèse

REMERCIEMENTS

J'adresse mes plus vifs remerciements à Monsieur **Abderrezak BOUANANI** Professeur à l'Université de Tlemcen, pour sa bienveillance et son dynamisme, ses nombreux conseils et son intérêt constant avec lesquels il m'a dirigé au cours du présent travail.

Je remercie Monsieur **Huaqing WANG**, Professeur à l'Université du Havre et responsable de l'équipe Milieux poreux et Géo-environnement du Laboratoire Ondes et Milieux Complexes (LOMC) de l'Université du Havre, de m'avoir accueilli et offert de conditions idéales de travail dans son équipe.

Je remercie sincèrement Monsieur **Nasre-Dine AHFIR**, Maître de conférences à l'Université du Havre et co-directeur de thèse, qui m'a invité à travailler avec lui et m'a aidé à réaliser ce travail de recherche. Sans son aide permanente, sans ses conseils avisés, sans ses connaissances scientifiques qui m'ont guidé à faire mes premiers pas en recherche, cette thèse n'aurait, peut être, pas vu le jour.

Je remercie Monsieur **Abdellah ALEM**, Maître de conférences à l'Université du Havre et co-directeur de thèse, pour sa disponibilité et son soutien. Ses critiques constructives m'ont toujours guidé à améliorer la qualité de ce travail.

Je remercie chaleureusement Monsieur **Mohamed Amine ALLAL**, Professeur à l'Université de Tlemcen d'avoir accepté de présider le jury.

J'exprime ma gratitude à Messieurs **Nabil ABOU BAKR**, Professeur à l'Université de Tlemcen, et **Karim BENDANI**, Professeur à l'Université de Mostaganem, pour l'honneur qu'ils me font en acceptant d'être les rapporteurs de cette thèse.

Merci aussi à mes très chers parents et à mes frères et sœurs pour leur patience et leur soutien tout au long de mon parcours.

Je remercie ma petite famille, ma femme et mes enfants **Fady** et **Mayssa**, pour les joies quotidiennes qu'ils m'apportent.

Enfin, Que tous ceux, trop nombreux pour être cités nommément, qui m'ont aidé de près ou de loin, trouvent ici l'expression de ma gratitude

Résumé

L'étude réalisée dans ce travail de thèse s'inscrit dans le cadre de la compréhension des mécanismes de transport et de rétention de particules en suspension (PES) dans un milieu poreux saturé. Dans ce but, une étude expérimentale en colonne de laboratoire a été menée en utilisant des traceurs particulaires et dissous de caractéristiques maîtrisées. Les objectifs étaient d'étudier expérimentalement l'influence des effets hydrodynamiques, de la taille et de la distribution en tailles des PES sur le transport et le dépôt des PES dans un sable saturé. La procédure expérimentale consiste en l'injection à différentes vitesses d'écoulement de cinq populations de PES, de diamètres médians (d_{50}) 3.5, 9.5, 13.8, 18.3 et 24.3 μm dans un milieu poreux (sable) saturé de caractéristiques physiques connues. Pour étudier l'effet de la polydispersité et de la distribution en taille des particules, une sixième population notée «Mélange» ($d_{50} = 17.4 \mu\text{m}$) obtenue en mélangeant, en proportions égales (en volume), les deux populations 3,5 μm et 18,3 μm a également été utilisée. Les comportements des PES et d'un traceur dissous (TD) sont comparés. L'approche expérimentale est appuyée par un modèle mathématique de convection-dispersion avec une cinétique de dépôt de premier ordre (site irréversible). Les courbes de percée ainsi que la distribution de taille des particules restituées sont mesurées et analysées pour identifier les processus prépondérants.

Les expériences menées avec des traceurs de différentes tailles ont permis de mettre en évidence des mécanismes de transport et de dépôt fortement dépendants de la vitesse d'écoulement et de la taille des particules. Les résultats montrent que les paramètres hydrodispersifs évoluent avec la vitesse d'écoulement et la taille des PES. La restitution du TD est plus rapide que les PES ce qui indique que le déplacement des PES est plus lent que celui du TD. La dispersion des PES augmente avec la vitesse moyenne de pore et est décrite par une relation de puissance. Plus la taille des PES augmente plus la dispersivité est élevée. Le taux de restitution des particules en suspension augmente avec la vitesse d'écoulement et diminue avec la taille des PES. Le coefficient cinétique de dépôt augmente avec la vitesse d'écoulement suivant une loi de puissance. Les résultats obtenus montrent que la valeur de ce coefficient dépend non seulement de la vitesse d'écoulement et de la taille des PES mais aussi de leur polydispersivité.

Mots-clés : Milieu poreux, Particules en suspension, Distribution de taille, Polydispersivité, Transport, Convection-dispersion, Dépôt, Cinétique de dépôt, Sédimentation, Blocage mécanique, Hydrodynamique

Abstract

The present work is devoted to the experimental study of the transport and deposition of suspended particles (SP) in saturated porous medium. The objectives of this work were to investigate the influence of the hydrodynamic effects, the size of the SP, and their size-distribution on the transport and deposition in saturated porous medium. Five populations with different particles size distributions were selected. The median diameter d_{50} of these populations was 3.5, 9.5, 13.8, 18.3 and 24.3 μm . To study the effect of polydispersivity, a sixth population noted "Mélange" ($d_{50} = 17.4 \mu\text{m}$) obtained by mixing in equal proportion (volume) the populations 3.5 and 18.3 μm was also used. The SP transfer was compared to the dissolved tracer (DT) one. Short pulse was the technique used to perform the SP and the DT injection in a column filled with the porous medium. The breakthrough curves were competently described with the analytical solution of a convection–dispersion equation with first-order deposition kinetics (irreversible site), and then the hydro-dispersive parameters were deduced. For each SP pulse injection, samples were collected at the column outlet for granulometric analysis with Coulter Multisizer Counter.

The results show that hydro-dispersive parameters change with the flow velocity and the size of the SP. The transport of the SP was less rapid than the transport of the DT whatever the flow velocity and the size distribution of the injected SP. The mean diameter of the recovered particles increases with flow velocity. The longitudinal hydrodynamic dispersion increases, respectively, with the increasing of the flow velocities and the SP size distribution. The SP were more dispersive in the porous medium than the DT. The recovery rate of the SP increases with the flow velocity and decreases when the sizes of the transported SP are large. The results further showed that the deposition kinetics depends strongly on the size of the particle transported and their distribution.

Keywords: Porous medium, Suspended particles, Size distribution, Polydispersivity, Transport, Convection-dispersion, Deposition, Deposition kinetics, Sedimentation, Straining, Hydrodynamic

ملخص

() 24.3 18.3 ,13.8 ,9.5 ,3.5

18.3 3.5

Table des matières

Liste des figures	i
Liste des tableaux.....	v
nomenclature	vi
Introduction générale.....	1

Partie I : Etude bibliographique

Chapitre 1 : contexte de l'étude

1.1 Introduction.....	4
1.2 Domaines d'intérêts et applications	4
1.2.1 Les particules, vecteurs du transfert des contaminants	4
1.2.2 L'érosion interne	6
1.2.3 Renforcement des sols	7
1.2.4 Le colmatage	7
1.3 Conclusion et position du problème.....	8

Chapitre 2 : Phénomènes de transfert dans les milieux poreux saturés

2.1 Introduction.....	10
2.2 Notions sur les caractéristiques du milieu poreux.....	10
2.2.1 Texture.....	10
2.2.2 Granulométrie	11
2.2.3 Surface spécifique.....	12
2.2.4 Masse volumique	13
2.2.5 La porosité	13
2.2.6 Tortuosité	14
2.2.7 Perméabilité	15
2.3 Ecoulement en milieu poreux saturé.....	16
2.3.1 La loi de Darcy	16
2.4 Principaux mécanismes de transport.....	17

2.4.1	Convection	17
2.4.2	Diffusion moléculaire	18
2.4.3	Dispersion	18
2.4.3.1	Dispersion cinématique	18
2.4.3.2	Dispersion hydrodynamique	20
2.5	Nombres adimensionnels	21
2.5.1	Nombre de Reynold	21
2.5.2	Nombre de Péclet	21
2.6	Régimes de dispersion	22
2.7	Equation classique de convection- dispersion	23
2.8	Conclusion.....	24

Chapitre 3 : Mécanismes de dépôt et de mobilisation des particules

3.1	Introduction.....	26
3.2	Particules en suspension, Définition et origine	26
3.3	Forces intervenant dans la mobilisation des particules.....	27
3.3.1	Les forces physico-chimiques	27
3.3.1.1	Forces de Van Der Waals.....	28
3.3.1.2	Force Double couche électrique	28
3.3.1.3	Forces de répulsion de Born.....	29
3.3.2	Forces hydrodynamiques et mécaniques.....	30
3.3.3	Forces dues aux mouvements browniens.....	31
3.4	Mécanismes influençant le transport et le dépôt des PES.....	33
3.4.1	La filtration.....	33
3.4.1.1	Filtration mécanique	34
3.4.1.2	Filtration physico-chimique	36
3.4.2	Collision des particules	36
3.4.3	Wedging.....	37
3.4.4	Le relargage.....	38
3.5	Paramètres modifiant le dépôt et la mobilisation des PES	38
3.5.1	Effet des paramètres physiques.....	39
3.5.1.1	Effet de la taille, distribution, et de la densité des PES.....	39
3.5.1.2	Effet de la concentration des PES	42

3.5.1.3	Effet de la vitesse d'écoulement	43
3.5.1.4	Effet du milieu poreux	44
3.5.1.5	Effet des conditions hydriques du milieu.....	45
3.5.2	Effet des paramètres chimiques.....	46
3.5.2.1	Effet du pH de la solution.....	46
3.5.2.2	Effet de force ionique et valence des ions	46
3.6	modification des propriétés hydrodynamiques due au dépôt des PES.....	47
3.7	Effet d'exclusion de taille	48
3.8	Conclusion.....	49

Partie II : Méthodologie

Chapitre 4 : Essais en laboratoire

4.1	Introduction.....	51
4.2	Description du Dispositif expérimental.....	51
4.3	Caractéristiques des matériaux utilisés	53
4.3.1	Milieu poreux.....	53
4.3.2	Traceurs	56
4.3.2.1	Particules en suspension.....	56
4.3.2.2	Traceur dissous	59
4.4	Procédure des essais de traçage	59
4.4.1	Mode opératoire	60
4.4.2	Étalonnage du turbidimètre	62
4.4.3	granulométrie des particules restituées.....	64
4.5	Caractéristique d'une Courbe de Restitution	65
4.5.1	Temps caractéristiques	66
4.5.2	Paramètres statistiques.....	67
4.5.3	Paramètres étudiés	69
4.6	Conclusion.....	69

Chapitre 5 : Méthodes de détermination des paramètres hydrodispersifs

5.1	Introduction.....	71
5.2	Solution analytique de l'équation de transport	71

5.2.1 Rappel de l'équation de transport	71
5.2.2 Hypothèses de travail.....	74
5.2.3 Résolution	74
5.3 Méthodes d'identification des paramètres de transport	75
5.3.1 Méthode des moments.....	75
5.3.2 Méthode graphique linéaire (M.G.L.).....	78
5.3.3 Méthode de régression parabolique (M.R.P.)	80
5.4 Ajustement des courbes expérimentales	82
5.5 Conclusion.....	84

Partie III : Interprétation des résultats et discussion

Chapitre 6 : Le comportement de transport

6.1 Introduction.....	86
6.2 Importance relative des forces agissant sur les particules.....	87
6.3 Courbes de Restitution	90
6.3.1 Effet de la vitesse d'écoulement et de la taille des PES.....	90
6.3.2 Temps de transfert	95
6.4 Taux de restitution	97
6.5 Coefficient de dispersion hydrodynamique	99
6.6 Comparaison du comportement de transport entre les PES et le TD	104
6.7 Porosité cinématique	106
6.8 Conclusion.....	107

Chapitre 7 : Évolution de la granulométrie des particules en suspension restituées

7.1 Introduction.....	109
7.2 Distribution de la taille des PES restituées	109
7.3 Evolution temporelle de la taille des PES restituées.....	112
7.4 Conclusion.....	115

Chapitre 8 : Cinétique de dépôt des particules en suspension

8.1 Introduction.....	116
8.2 Cinétique de dépôt.....	116
8.2.1. Effet de la vitesse.....	117
8.2.2. Influence de la taille des particules	118
8.3 Filtration et capture des PES	120
8.3.1 L'efficacité de capture expérimentale.....	120
8.3.2 Efficacité de collision.....	122
8.4 Conclusion.....	124
Conclusion générale et Perspectives	126
Références bibliographiques	129
Annexe	138

Liste des figures

Figure 1.1. Illustration du rôle présumé des particules dans un aquifère.....	5
Figure 1.2. scénario possible de pollution de la nappe phréatique (d'après Fried et al., 1979).....	5
Figure 1.3. Destruction des ouvrages en terre par érosion interne (citée par Alhaddad, 2011).....	6
Figure 1.4. Injection des sols en vu de l'excavation d'un tunnel (http://www.kellerholding.com/).....	7
Figure 1.5. Vue de dessus du sol d'un bassin d'infiltration colmaté (citée par Alhaddad, 2011).....	8
Figure 2.1. Triangle textural montrant les pourcentages d'argile, de limons et de sable dans les classes fondamentales de texture du sol (d'après Bouwer, 2002).....	11
Figure 2.2. Définition de l'Élément de Volume Représentatif d'un milieu poreux en 2D	12
Figure 2.3. Schéma illustrant la définition de la tortuosité (de Marsily, 1986)	14
Figure 2.4 Illustration des sources de dispersion longitudinale d'après (d'après Fetter, 1994)	19
Figure 2.5. Répartition des différents régimes d'un déplacement miscible (Pfannkuch, 1963)	22
Figure 3.1. Classification schématique des particules dispersées en fonction de leur taille (d'après Zamani et al., 2009)	27
Figure 3.2. Représentation du modèle de la double couche électrique (d'après Elimelech et al., 1995)	29
Figure 3.3. Schéma représentatif des forces d'interaction entre une particule en mouvement sur une surface plane (d'après Ryan and Elimelech, 1996)	30
Figure 3.4. Energie d'interaction totale entre deux surfaces en fonction de l'écart δ (d'après Khilar et al., 1990)	32
Figure 3.5. Les 3 mécanismes de filtration (d'après McDowell-Boyer et al., 1986) ..	34

Figure 3.6. Influence de la taille de la particule sur le mécanisme de straining	36
Figure 3.7. Mécanismes de capture des particules en suspension dans un champ d'écoulement autour d'un collecteur (d'après Yao et al., 1971)	37
Figure 3.8. sites de dépôt des particules par wedging (d'après van der Lee et al., 1994)	37
Figure 3.9. Système utilisé dans le modèle de Happel (d'après compère et al., 2001)	40
Figure 3.10. Efficacité du collecteur en fonction de la taille des particules (Auset and Keller, 2006)	42
Figure 3.11. Interactions particule–grain, particule-particule et illustration des phénomènes: (b) «blocking effect », (c) « ripening effect » (Kretzschmar et al., 1999)	43
Figure 3.12. Sites de rétention et forme des grains du milieu poreux (d'après Van der Lee et al., 1994).....	45
Figure 3.13. Effet d'exclusion de taille dans un tube capillaire pour deux particules de rayons respectifs R_{P1} et R_{P2} avec $R_{P1} > R_{P2}$ (Harmand, 1996).....	48
Figure 4.1. Schéma du dispositif expérimental de laboratoire	53
Figure 4.2. Images du sable au MEB	55
Figure 4.3. Détermination de la porosité efficace par égouttage	56
Figure 4.4. Courbes granulométriques des PES injectées	58
Figure 4.5. Photographie au MEB d'une particule limoneuse	58
Figure 4.6. Vitesse de Darcy U en fonction du gradient hydraulique i	61
Figure 4.7. Courbes d'étalonnage du turbidimètre avec les différentes tailles des particules en suspension étudiées	63
Figure 4.8. Variation du coefficient d'étalonnage du turbidimètre en fonction du diamètre médian (d_{50}) des PES.....	64
Figure 4.9. Points de prélèvement des échantillons de PES	64
Figure 4.10. Compteur de particules Coulter Mutisizer II.....	65

Figure 4.11. Courbe de restitution. Détermination des paramètres temporels caractéristiques et description physique de la courbe (Porel, 1988)	67
Figure 4.12. Exemple de réponse à une injection impulsion en cas de remplissage correct (a) et de mauvais remplissage de colonne : (b) court-circuit, (c) zone stagnante, (d) zone morte (Harmand, 1996).....	69
Figure 5.1. Calage de la courbe expérimentale de restitution par la régression parabolique (ligne continue)	82
Figure 5.2. Exemple de calage des courbes expérimentales par la méthode de régression parabolique MRP	83
Figure 5.3. Ajustement par la méthode Graphique linéaire MGL.....	84
Figure 5.4 Ajustement par la méthode des moments	84
Figure 6.1. Courbes de restitution des traceurs pour différentes vitesses d'écoulement : (a) Limon 3,5 μm , (b) Limon 9,5 μm , (c) Limon 13,8 μm , (d) Limon 18,3 μm	92
Figure 6.2. Courbes de restitution des traceurs pour différentes vitesses d'écoulement : (a) Limon 24,3 μm , (b) Mélange, (c) TD	93
Figures 6.3. Courbes de restitution des traceurs pour différentes vitesses d'écoulement : (a) $U = 0,42 \text{ cm/s}$, (b) $U = 0,33 \text{ cm/s}$, (c) $U = 0,28 \text{ cm/s}$, (c) $U = 0,15 \text{ cm/s}$	94
Figure 6.4. Temps d'arrivée (a), temps final (b) et temps de séjour moyen (c) des PES en fonction diamètre d_{50} pour différentes vitesses d'écoulement	96
Figure 6.5. Evolution du taux de restitution (a) et de rétention (b) des particules en suspension en fonction de la vitesse d'écoulement ainsi que (c) le taux de restitution versus d_{50} pour les différentes vitesses d'écoulement.....	98
Figure 6.6. Variations de $1/Pe$ en fonction du nombre de Péclet diffusion	100
Figure 6.7. Evolution du coefficient de dispersion hydrodynamique D_L en fonction de la vitesse de pore	101
figure 6.8. Evolution du coefficient D_L en fonction de d_{50} à différentes vitesses d'écoulement	102

Figure 6.9. Evolution de la dispersivité longitudinale α_L en fonction de d_{50} des populations injectées	104
Figure 6.10. Facteur de retard r en fonction de la vitesse d'écoulement	105
Figure 6.11. Facteur de retard r en fonction de d_{50} des PES	106
Figure 6.12. Evolution de la porosité cinématique en fonction de la vitesse d'écoulement	107
figure 7.1. Suivi granulométrique des particules restituées (population Mélange): Influence de la vitesse d'écoulement et de la taille des PES	110
Figure 7.2. Evolution du d_{50} restitué en fonction de la vitesse d'écoulement	111
Figure 7.3. Temps de prélèvement relatifs pour chaque vitesse étudiée.....	112
figure 7.4 Evolution des distributions granulométriques dans les échantillons prélevés: (a) $U = 0,20$ m/s, (b) $U = 0,05$ m/s.....	114
Figure 7.5 Evolution de d_{50} restitué en fonction du nombre de volume de pore moyen de prélèvement.....	115
Figure 8.1. Evolution du coefficient cinétique de dépôt des PES en fonction de la vitesse d'écoulement	118
Figure 8.2. Evolution du coefficient cinétique de dépôt en fonction du diamètre médian d_{50} des PES.....	119
Figure 8.3. Evolution de l'efficacité de capture expérimentale en fonction (a) de la vitesse d'écoulement, (b) du diamètre médian d_{50} des PES	122
Figure 8.4. Evolution de l'efficacité de collision α en fonction (a) de la vitesse d'écoulement, (b) du diamètre médian d_{50} des PES.....	124

Liste des tableaux

Tableau 2.1. La conductivité hydraulique des matériaux (de Marsily, 1986)	15
tableau 3.1. Récapitulatif de quelques études sur les paramètres influençant le transport de particules en suspension	50
Tableau 4.1. Granulométrie cumulée du sable	54
Tableau 4.2. Récapitulation des caractéristiques physiques du sable.....	56
Tableau 4.3. Caractéristiques statistiques des particules injectées	59
Tableau 4.4. Volumes et concentrations en PES injectés	60
Tableau 4.5. Valeurs du nombre de Reynolds de chaque vitesse testée	61
Tableau 6.1. Valeurs des grandeurs utilisées sans le calcul des forces	87
Tableau 6.2. Distance δ à laquelle les forces de Van der Waals sont égales à la force de gravité.....	88
Tableau 6.3. Importance relative de la force de gravité (F_G), et de la force de Van der Waals (F_{vdw}) par rapport à la force de hydrodynamique (F_H).....	89
Tableau 6.4. Valeurs du nombre de Péclet dynamique Pe , Péclet de diffusion Pe_d et du coefficient de dispersion hydrodynamique D_L à différentes vitesses d'écoulement pour le TD.....	99
Tableau 6.5. Valeur la puissance m ($D_L = \alpha_L u^m$).....	102
Tableau 6.7. Calcul de la vitesse d'une particule par rapport à la vitesse du fluide porteur	104
Tableau 8.1. Rapport du diamètre dp/dg	119

Nomenclature

Symboles Latin

A	Section de la colonne
C	Concentration de la suspension
C_0	Concentration Initiale
C_R	Concentration Relative
C_u	Coefficient d'uniformité
d_i	Diamètre d'une particule de type i
d_g	Diamètre moyen des grains
d_{10}	Diamètre efficace
d_{50}	Diamètre Médian des particules
D^*	Coefficient de diffusion effectif
D_m	coefficient de diffusion moléculaire
D_L	Coefficient de dispersion Longitudinale
F_B	Force de répulsion de borne
F_{DLVO}	Force de DLVO
F_G	Force de gravité
F_H	Force hydrodynamique
F_{DL}	Force de Double couche électrique
F_{VDW}	Forces de Van Der Waals
$f(d_i)$	Fréquence du diamètre d_i observée dans la distribution granulométrique
g	Accélération de la pesanteur
H	Constante de Hamaker
i	Gradient hydraulique
K	Conductivité Hydraulique
k_B	Constante de Boltzman
k_D	Longueur réciproque de Debye
K_{dep}	Coefficient cinétique de dépôt
L	Longueur de la colonne

L^*	Longueur réelle des lignes de courant
M	Masse de particules injectée
M_s	La masse des grains solides
N_i	Nombre de particules de type
Pe	Nombre de Péclet Dynamique
Pe_d	Nombre de Péclet Diffusion
Q	Débit d'écoulement
R	Taux de restitution
Re	Nombre de Reynolds
r	Facteur de retard
S	Surface spécifique du matériau
T	Température
t	Temps
t_c	temps de transport par convection
t_{TD}	Temps de séjour du traceur dissous
t_{PES}	Temps des particules en suspension
U	Vitesse de darcy
u	Vitesse moyenne de pore
V_{inj}	Volume injecté
V_g	Volume réel des grains
V_P	Volume de pore
V_t	Volume total du milieu
x	longueur

Symboles Grecque

α	Efficacité de collision
α_L	Dispersivité Longitudinale
α_T	Dispersivité transversale

ξ_p	Potentiel zêta de la particule
ξ_g	Potentiel zêta du grain
ε	Constante diélectrique
Δh	Perte de charge
$\delta(t)$	Fonction de Dirac
δ	Distance entre la surface du grain et de la particule
ρ_d	Masse volumique sèche
ρ_f	Masse volumique du fluide
ρ_p	Masse volumique des particules
ρ_s	Masse volumique réelle
ν	Viscosité cinématique du fluide
ϕ	<i>Porosité totale</i>
ϕ_c	<i>Porosité cinématique</i>
η_0	Efficacité de capture théorique
η_D	Efficacité de capture par diffusion
η_G	Efficacité de capture par gravité
η_I	Efficacité de capture par interception
σ_c	Diamètre de collision
μ	Viscosité dynamique
τ	Tortuosity



INTRODUCTION GÉNÉRALE

Introduction générale

Le transfert des matières en suspension dans les milieux poreux est l'un des phénomènes mis en œuvre au cours d'écoulement et qui suscitent un véritable intérêt pour la recherche dans des domaines d'applications très variés. Dans le domaine du génie civil, le détachement de particules de matériau constituant le milieu poreux, peut conduire au phénomène d'érosion interne qui est la cause principale d'incidents sur les ouvrages hydrauliques en terre (barrages, digues, canaux) (Bonelli et al., 2006). Le renforcement des sols par injection de coulis de ciment pour améliorer ses caractéristiques mécaniques et hydrauliques est souvent confronté à la problématique de filtration des particules de ciment par le sol qui conduit à une diminution de l'efficacité du procédé. Dans le domaine de la science de la terre, notamment en hydrogéologie et en génie environnemental, le transport des PES a un impact environnemental en ce sens qu'il peut contribuer à la détérioration de la ressource en eau souterraine, soit directement, car certaines particules sont des polluants intrinsèques, soit indirectement en transportant des polluants fixés à leur surface tels que bactéries et virus, pesticides, métaux et éléments radioactifs (Sen and Khilar, 2006); (Malkovsky and Pek, 2009). On parle alors de transport facilité. Dans le domaine du génie pétrolier, la combinaison des deux mécanismes de transport et de dépôt de particules lors de l'injection de l'eau dans les champs pétroliers engendre le colmatage progressif des puits de récupération. En dépit de la diversité des domaines d'intérêt où l'on recourt au transport et dépôt de matières en suspension, il semble que les différents mécanismes et processus s'impliquant dans la migration de ces matières, sont encore imparfaitement connus et que les efforts de recherche de natures expérimentales et théoriques soient encore nécessaires. L'étude des mécanismes de transport de masses dans les milieux poreux a fait l'objet de nombreux travaux théoriques et expérimentaux. Cependant la majorité de ces études ont été consacrées aux éléments dissous et aux colloïdes à cause de leur abondance dans les sous-sols et leur importante surface spécifique. On cite par exemple les travaux de (Mc Dowelle-Boyer et al., 1986; Sharma and Yortsos, 1987; Corpcioglu and Jlang, 1993; Song and Elimelech, 1993; Saiers and Hornberge, 1994; Kretzschmar et al., 1997). Récemment, plusieurs études dans des colonnes de laboratoire ont été conduites dans le but de contrôler les différents facteurs qui gouvernent le transport des particules non colloïdales dans un milieu poreux ou

fissuré. En raison de leurs grandes taille et densité, leurs transport a attiré une attention significative récemment (Gohr Pinheiro et al., 1999; Wang et al., 2000; Massei et al., 2002; Benamar et al., 2005; Ahfir, 2007).

La présente étude expérimentale en colonne de laboratoire permet d'explorer l'influence de certains paramètres (vitesse d'écoulement, taille et distribution des particules solides injectées) sur le transport et dépôt des PES dans un sable saturé, en utilisant un modèle analytique de convection- dispersion avec une cinétique de dépôt de premier ordre.

Ce manuscrit est organisé en trois parties, elles mêmes divisées en plusieurs chapitres.

La première partie, constituée de trois chapitres, positionne le travail de thèse vis-à-vis de l'état de l'art. Elle établie une synthèse bibliographique sur les mécanismes de transfert et de rétention des matières en suspension dans les sols saturés. Le premier chapitre présente le contexte de cette étude ainsi que les différents domaines d'application liés au problème de transport. Les chapitres deux et trois sont consacrés aux notions générales relatives aux écoulements dans les milieux poreux, aux mécanismes de mobilisation, aux paramètres influençant le transport et capture des particules solides en général ainsi que les aspects de la modélisation du transport et dépôt des particules en suspension.

La deuxième partie est composée des chapitres quatre et cinq. On présente l'approche expérimentale et les outils mathématiques utilisés pour l'analyse des mesures expérimentales et la détermination des paramètres de transport et dépôt des PES dans le milieu poreux saturé. Le chapitre quatre est consacré à la synthèse et la caractérisation des matériaux utilisés ainsi qu'au mode opératoire des essais de traçage dans la colonne de laboratoire. La préparation des essais, la technique d'injection, les mesures effectuées et les analyses des échantillons prélevés dans les effluents sont présentés. Le chapitre cinq développe les outils mathématiques utilisés pour l'analyse des mesures expérimentales. Le modèle mathématique basé sur la solution de l'équation convection-dispersion est présenté suivi d'une description des méthodes de détermination des paramètres de transport et dépôt.

La troisième partie est constituée des chapitres six, sept et huit. Elle est consacrée à l'interprétation et à la discussion des résultats de traçage obtenus. L'influence de chacun des paramètres étudiés est discutée. Le sixième chapitre traite le

comportement de transport des différents traceurs, l'évolution de la dispersion dans le milieu poreux et les paramètres susceptibles de modifier la cinétique de transport et de la restitution. Le suivi dans le temps et au pic de la restitution de la distribution en tailles des particules à la sortie de la colonne est également discuté dans le chapitre 7. Le huitième chapitre aborde la variation de la cinétique de dépôt et de filtration des différentes populations de particules en suspension ainsi que l'importance du blocage mécanique (straining) dans le processus de filtration.

A la lumière des résultats expérimentaux obtenus, sont dégagées des perspectives de recherche pour l'étude du transfert de PES en milieu poreux naturels.

Partie I

Etude bibliographique



CHAPITRE 1
CONTEXTE DE L'ÉTUDE

1.1 Introduction

En association ou non avec tous les mécanismes de transfert de masse, le dépôt et la mobilisation des particules solides dans les sols saturés sont parmi les causes principales de la rupture des ouvrages hydraulique en terre (barrages et digues), la chute de l'injectivité (productivité) des puits de pétrole et de la contamination des eaux souterraines. Les enjeux économiques et sanitaires qui en résultent sont conséquents et justifient pleinement les nombreuses études sur ce sujet. Le premier chapitre de ce manuscrit s'intéresse à la problématique du transport et dépôt de particules dans les milieux poreux. Ce chapitre se propose de définir le contexte de la présente étude. D'un point de vue général, il s'agit de présenter la problématique du transport et dépôt de particules dans les milieux poreux avec l'impact environnemental et industriel qui en résulte. Nous dresserons pour cela un rapide bilan des connaissances acquises et les multiples champs d'investigation. Nous terminerons en définissant les principales motivations à réaliser cette étude dans le cadre de cette thèse.

1.1 Domaines d'intérêts et applications

1.1.1 Les particules, vecteurs du transfert des contaminants

Plusieurs études ont évoqué le rôle important que jouent les particules solides présentes dans les sols (particules, colloïdes, virus, bactéries....) pour favoriser le transfert des polluants. Ces derniers sont susceptibles d'être transportés dans les eaux souterraines (McCarthy and Zachara, 1989; Grolimund et al., 1996; Kim and Corapcioglu, 2002; Wang et al., 2011). La Figure 1.1 illustre le rôle des particules de faciliter le transport des polluants dans les sols. Les particules mobiles dans l'environnement peuvent constituer un vecteur de substances polluantes ou représentent elles-mêmes un risque pour l'environnement (McCarthy, 1998; Kretzschmar et al., 1999). Des études récentes (Bekhit et al., 2009) montrent qu'il ne s'agit pas seulement d'une «facilitation» du transport mais davantage d'une «association» entre les polluants et les particules. De nombreuses observations concernant l'adhésion bactérienne ont montré que 99,9% des bactéries vivent attachées dans des surfaces de particules (Foppen et al., 2007; Bolster et al., 1998). En effet, le transport ne concerne pas uniquement l'accélération du transfert des

contaminants par les particules mais également leur éventuel retard induit par les processus d'immobilisation des particules (Holzbecher et al., 2006).

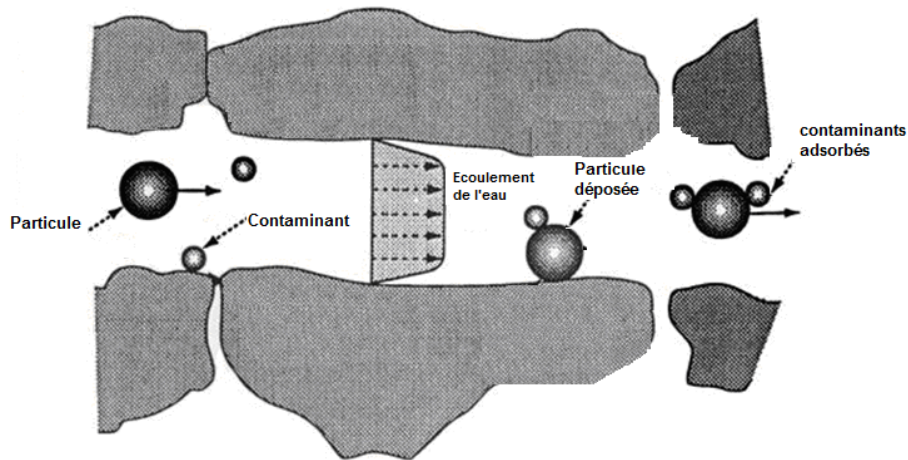


Figure 1.1 Illustration du rôle présumé des particules dans un aquifère

Les polluants fortement liés à la surface (adsorbés) de particules peuvent être transportés à la même vitesse que l'eau et sous l'effet des forces gravitaires ou suite à un événement pluvial à travers la zone non saturée pour atteindre ensuite la nappe phréatique (McCarthy, 1998). Un scénario possible de contamination des aquifères par des déchets est présenté sur la figure 1.2.

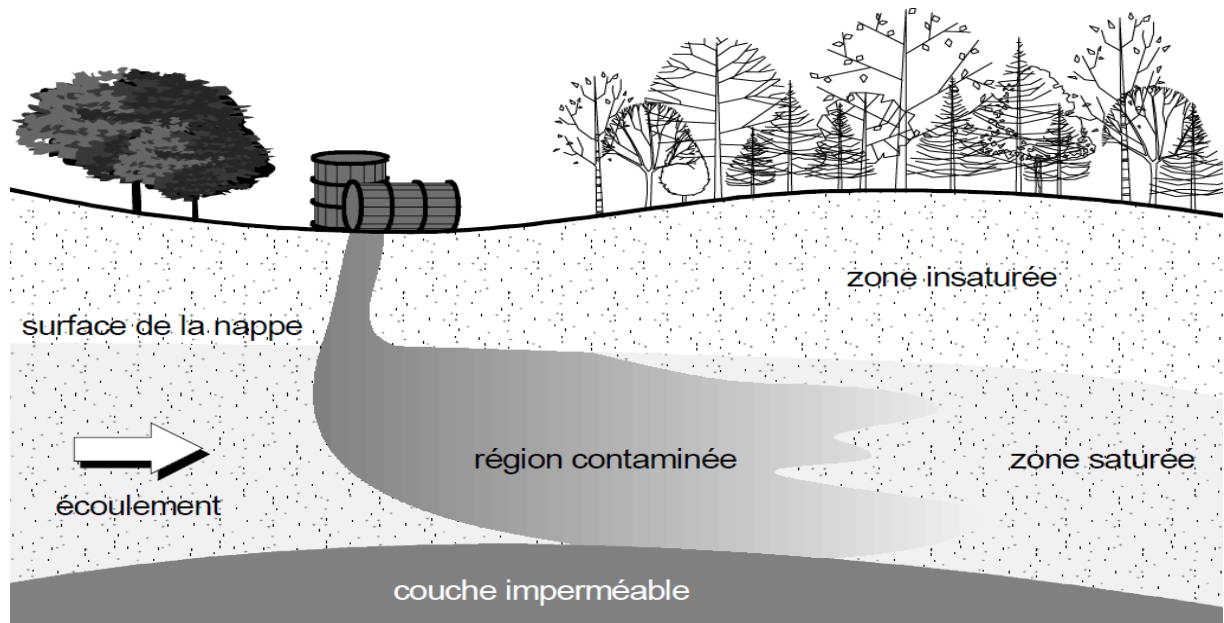


Figure 1.2 scénario possible de pollution de la nappe phréatique (d'après Fried et al., 1979)

Corapcioglu and Jlang (1993) ont noté aussi que des particules argileuses provenant de boues de sondage pouvaient migrer vers l'aquifère durant le creusement d'un puits. Depuis un certain temps, plusieurs études (McCarthy and Zachara, 1989; Mills et al., 1991; Ryan and Elimelech, 1996; Sen and Khilar, 2006) ont rapporté que les particules solides mobiles participent de manière non négligeable à la dissémination rapide des radionucléides et des métaux à des distances plus grandes que celles qu'on pouvait déduire des expériences sur colonnes effectuées en laboratoire (Malkovsky and Pek, 2009). Un des cas où la migration de particules dans un aquifère est suspecté correspond au site test du Nevada pour les essais nucléaires (Van der Lee et al., 1994).

1.1.2 Érosion interne

Parmi les causes principales de dégradation des ouvrages hydrauliques en terre de retenue d'eau et les infrastructures linéaires de transport est l'érosion interne (Bonelli et al., 2006). Cette pathologie correspond à une dégradation progressive des sols percolés par un écoulement et qui se développe lorsqu'il y a la combinaison de deux phénomènes: l'arrachement des particules et leur transport et la migration de ces particules solides qui conduit à une modification des caractéristiques hydrauliques et mécaniques du matériau constituant l'ouvrage. Cette modification peut engendrer un conduit de fuite qui s'agrandit jusqu'à provoquer l'effondrement de la structure (Figure 1.3).

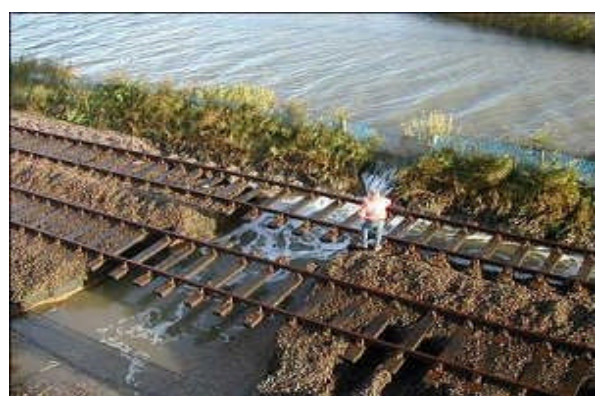


Figure 1.3. Destruction des ouvrages en terre par érosion interne (citée par Alhaddad, 2011)

1.2.1 Renforcement des sols

Le renforcement par injection est une technique très répandue d'amélioration des caractéristiques des sols médiocres en vue de l'implantation d'ouvrages de génie civil. L'injection consiste en l'introduction, sous pression, d'une suspension de coulis de ciment dans le sol susceptible de se solidifier dans le temps, créant après prise et hydratation une matrice cimentée (Biarez et al., 1998). Cette méthode de renforcement régie par des phénomènes de transport et filtration d'une suspension de coulis de ciment au sein du réseau granulaire du sol. L'injection de coulis de ciment est particulièrement utile pour réduire la perméabilité initiale (amélioration de l'étanchéité du sol) et/ou pour augmenter la résistance mécanique du sol. Un cas concret d'injection est représenté par la figure 1.4, il s'agit d'une injection de consolidation avant excavation d'un tunnel, qui vise à renforcer le sol de dessus de ce dernier afin de prévenir un effondrement du sol lors de l'excavation.

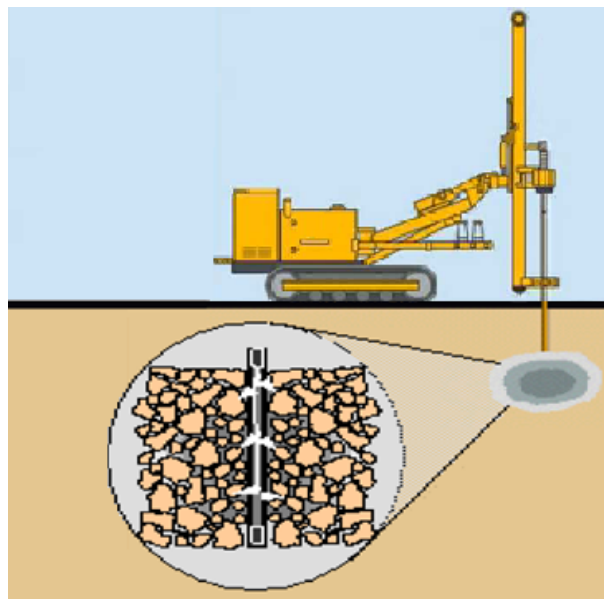


Figure 1.4. Injection des sols en vue de l'excavation d'un tunnel
(<http://www.kellerholding.com/>)

1.2.2 Colmatage

Le colmatage est le problème le plus aigu des problèmes rencontrés dans les procédés de séparation solide-liquide employé couramment dans de nombreuses applications. C'est un phénomène dû essentiellement aux dépôts par filtration de particules. Le colmatage d'un sol peut être défini comme l'ensemble des phénomènes qui interviennent dans la modification de ses propriétés filtrantes. Dans

le domaine du génie pétrolier, l'attachement et le détachement de particules solides posent un sérieux problème. Lorsque la pression dans le réservoir diminue au fur et à mesure que l'extraction du brut se poursuit, on est amené à employer diverses techniques de récupération assistée qui permettent soit d'augmenter le taux de récupération des hydrocarbures et/ou de prolonger l'exploitation des gisements. L'injection d'eau est l'une des techniques les plus utilisées. Dès lors, il a été observé que la présence de particules fines, qui une fois à l'intérieur du gisement, interagissent entre elles et avec les parois des pores, et en fonction des conditions physico-chimiques (concentration en sel dans l'eau, type de roche et géométrie du gisement) et hydrodynamiques, elles pourront se déposer et ainsi endommager la formation (Moghadas et al., 2004a; Moghadas et al., 2004b). La réduction de la perméabilité est un exemple clair de cet endommagement, qui souvent se traduit par la hausse des coûts de production. La figure 1.4 illustre une vue d'un sol (bassin d'infiltration) colmaté par des particules fines. Dans la partie supérieure de la photo, où le sol est intact, on observe en effet nettement une couche qui a obturé la surface.



Figure 1.5. Vue de dessus du sol d'un bassin d'infiltration colmaté (cité par Alhaddad, 2011)

1.3 Conclusion

Tel que nous l'avons vu dans ce chapitre, le transfert de particules solides dans les milieux poreux concerne la problématique qui intéresse les domaines présentés ci-

dessus (transport facilité des contaminants, renforcement des sols, érosion interne et colmatage). Les mécanismes de dépôt et de mobilisation des particules en milieux poreux saturés ont fait l'objet d'une abondante littérature depuis les années 60 et demeurent toujours un sujet de recherche d'actualité. Leur migration dans les milieux poreux dépend des mécanismes liés à l'environnement physico-chimique mais aussi à la taille des particules, au milieu poreux dans lequel le transport ait lieu et à la vitesse d'écoulement. Récemment beaucoup d'études en colonnes de laboratoire ont été entreprises afin de contrôler les différents paramètres régissant le transport des particules en suspension dans les milieux poreux saturés. En effet, l'utilisation de la colonne de laboratoire permet de faire varier un paramètre à la fois tout en contrôlant les autres.

L'étude expérimentale menée, dans cette thèse, est particulièrement consacrée à l'influence de la taille et de la distribution en taille des particules en suspension sur leur transport et dépôt dans un milieu poreux granulaire saturé. Six populations différentes de particules naturelles (Limon) sont étudiées. Les différents aspects considérés dans cette étude sont :

- Les effets de la vitesse d'écoulement
- Les effets de la taille et de la polydispersivité en tailles de particules en suspension
- Le comportement de transport de chaque population (comparaison de comportement de transport avec un traceur dissous)
- L'effet d'exclusion de taille.

Les résultats de cette étude permettent, de mieux cerner l'impact de la vitesse d'écoulement, de la taille des particules de chaque population transportée dans le milieu poreux et de la polydispersivité en tailles de particules sur les divers mécanismes intervenants dans leur rétention ainsi que sur la cinétique de dépôt.

CHAPITRE II

PHENOMENES DE TRANSFERT DANS LES MILIEUX POREUX SATURES

2.1 Introduction

Le transfert de masse dans les milieux poreux ne peut intervenir pratiquement sans la présence de l'eau, et ces matières ne se déplaceront que s'il existe un mouvement de l'eau. L'eau du sol évolue dans un espace délimité par la géométrie de la fraction solide du milieu. La connaissance d'un certain nombre de paramètres relatifs aux particules élémentaires du milieu apporte de précieux renseignements à notre étude. Il importe donc, d'une part, de définir les principales variables essentielles qui caractérisent le milieu et d'autre part, de rappeler les éléments théoriques de base des écoulements ainsi que les mécanismes prépondérants intervenants dans l'étude des transferts de masse en milieu poreux saturé. Les différentes propriétés seront ensuite traduites en paramètres dans les équations régissant les phénomènes d'écoulement et de transport de masse en milieu poreux saturé. Nous définirons également quelques notions spécifiques indispensables à la bonne compréhension du texte.

2.2 Notions sur les caractéristiques du milieu poreux

En tant que siège des transferts de masse, le milieu poreux est constitué par un squelette solide et d'un espace libre appelé pores qui peuvent être interconnectés ou non. Ces pores peuvent être occupés par de l'eau, de l'air ou d'autre fluide. Le milieu poreux est dit saturé en eau si les pores sont exclusivement remplis d'eau. En présence d'une phase gazeuse le milieu est dit non saturé en eau. On caractérise généralement le milieu poreux par sa texture, sa granulométrie, sa porosité et sa perméabilité.

2.2.1 Texture

La texture du milieu est identifiée en se référant aux classes décrites dans le triangle des textures (Figure 2.1). La texture d'un sol est une notion purement quantitative, qui dépend directement de la fraction de particules minérales qui le composent exprimée par les proportions relatives des diverses tailles des grains solides représentées par la courbe granulométrique.

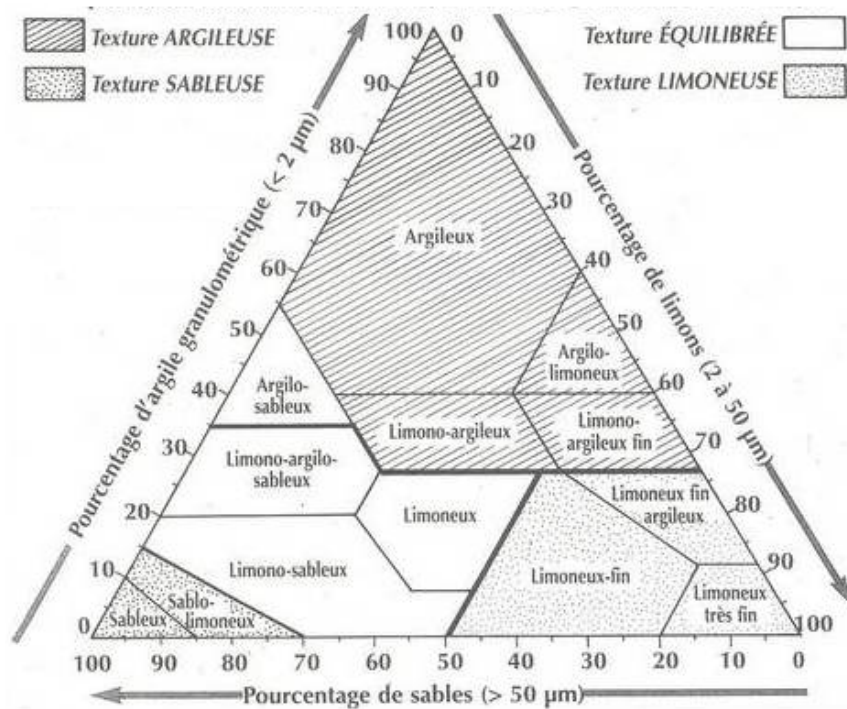


Figure 2.1. Triangle textural montrant les pourcentages d'argile, de limons et de sable dans les classes fondamentales de texture du sol (d'après Bouwer, 2002)

2.2.2 Granulométrie

Les premières informations sur les propriétés d'un matériau poreux sont fournies par l'analyse granulométrique, souvent réalisée par tamisage, qui vise à déterminer la distribution des grains qui composent la matrice. On obtient ainsi une courbe granulométrique représentant le pourcentage (volumique ou massique) des éléments dont le diamètre est inférieur ou égal à un diamètre donné. L'analyse de cette courbe fournit en particulier deux informations essentielles :

Le diamètre efficace d_{10} : dimension pour laquelle 10% des éléments du milieu sont plus petits que d_{10} , qui est le paramètre qui conditionne le plus les propriétés de perméabilité du milieu (de Marsily, 1986).

Le coefficient d'uniformité C_u : valeur numérique moyenne de la pente de la courbe qui donne une information sur l'homogénéité du milieu.

$$C_u = \frac{d_{60}}{d_{10}} \quad (2.1)$$

On considère généralement que le milieu est uniforme au sens granulométrique pour des valeurs de C_u inférieures à 2,5.

✓ **Volume Élémentaire Représentatif VER**

La complexité des processus de transport et du milieu poreux dans lequel ils se produisent, nécessite de définir un Volume Élémentaire Représentatif (VER) dont la taille permet de déterminer une valeur moyenne (homogénéisée) de la porosité telle que les effets dus à des fluctuations à l'échelle du pore n'ont plus d'effet (Figure 2.2). Ce volume doit répondre aux critères suivants (de Marsily, 1986) :

- Le VER doit contenir un grand nombre de pores afin d'avoir une moyenne globale significative ;
- Le VER doit être suffisamment petit pour que les variations des propriétés d'un domaine au domaine voisin puissent être approchées par des fonctions continues pour pouvoir introduire l'analyse infinitésimale, sans introduire d'erreur décelable par les instruments de mesure à l'échelle macroscopique.

Une fois ce changement d'échelle effectué, le milieu poreux peut être considéré comme un milieu continu. Les valeurs des variables définies à cette échelle représentent alors des quantités moyennes sur l'ensemble de VER.

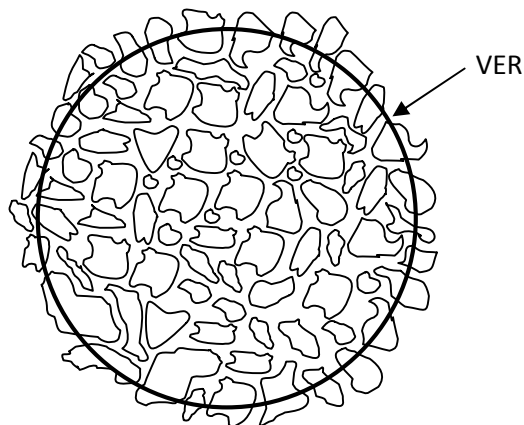


Figure 2.2. Définition de l'Élément de Volume Représentatif d'un milieu poreux en 2D

2.2.3 Surface spécifique :

La surface spécifique d'un matériau granulaire se définit comme la surface totale des grains rapportée au volume des grains ou à la masse. La connaissance de la

distribution granulométrique permet d'accéder à la surface spécifique du matériau telle que:

$$S = \frac{\sum N_i \cdot f(d_i) \cdot d_i^2}{\sum N_i \cdot f(d_i) \cdot \frac{d_i^3}{6}} \quad (2.2)$$

S: surface spécifique du matériau [L^{-1}]

d_i : diamètre d'une particule de type i [L]

$f(d_i)$: fréquence du diamètre d_i observée dans la distribution granulométrique [-]

N_i : nombre de particules de type i [-]

2.2.4 Masse volumique

La masse volumique réelle, ρ_s [$M.L^{-3}$], exprime la quantité de matière solide rapportée au volume réel des grains :

$$\rho_s = \frac{M_s}{V_g} \quad (2.3)$$

M_s : la masse des grains solides [M]

V_g : le volume réel des grains [L^{-3}].

On appelle la masse volumique sèche ρ_d [$M.L^{-3}$], le rapport de la masse des grains et le volume total apparent.

$$\rho_d = \frac{M_s}{V_t} \quad (2.4)$$

V_t : le volume apparent des grains solides [L^{-3}].

2.2.5 La porosité

La porosité totale ϕ d'un milieu poreux représente la densité des pores pouvant être occupée par le fluide liquide ou gazeux. Elle est exprimée par le rapport entre le volume des espaces vides et le volume total du milieu poreux.

$$\phi = \frac{V_p}{V_t} = 1 - \frac{\rho_d}{\rho_s} \quad (2.5)$$

Où où ρ_s représente la masse volumique des solides

(Luxmoore, 1981) propose trois différentes classes de pores selon la taille entre les pores:

- micropores : diamètre équivalent des pores $< 10 \mu\text{m}$,
- mésopores : diamètre équivalent des pores varie entre $10 \mu\text{m}$ et $1000 \mu\text{m}$,
- macropores : diamètre équivalent des pores $> 1000 \mu\text{m}$.

Le volume poreux dans lequel l'eau libre peut circuler est inférieur au volume vide total. On appelle la porosité cinématique, ϕ_c , le rapport entre le volume des espaces vides occupée par l'eau mobile (V_g) sur le volume total du milieu poreux.

$$\phi_c = \frac{V_g}{V_t} \quad (2.6)$$

2.2.6 Tortuosité

La description de la géométrie des pores fait intervenir la notion de connectivité, correspondant à la complexité du chemin continu à travers l'espace des pores. Pour décrire ces différents aspects, on introduit le paramètre τ appelé tortuosité, que l'on définit de la manière suivante.

$$\tau = \left(\frac{L^*}{L} \right)^2 \quad (2.7)$$

Où L^* est la longueur réelle des lignes de courant du fluide traversant un matériau poreux de longueur L .

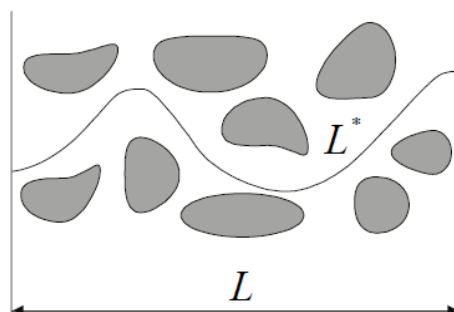


Figure 2.3. Schéma illustrant la définition de la tortuosité (de Marsily, 1986)

2.2.7 Perméabilité

La perméabilité caractérise l'aptitude d'un matériau poreux de se laisser traverser par un fluide sous l'effet du gradient de charge. La perméabilité dépend aussi de la perméabilité intrinsèque k , de la viscosité dynamique μ [$M.L^{-1}.T^{-1}$], et de la masse volumique du fluide ρ_f [$M.L^{-3}$] traversant le milieu poreux :

$$K = \frac{k \cdot \rho_f \cdot g}{\mu} \quad (2.8)$$

La perméabilité intrinsèque s'exprime, indépendamment des caractéristiques du fluide. Le coefficient de perméabilité K et la perméabilité intrinsèque k sont des coefficients si le milieu est isotrope ou unidirectionnel. Dans le cas d'un milieu tridimensionnel et anisotrope, le coefficient de conductivité hydraulique est défini par un tenseur symétrique de la forme:

$$K = \begin{bmatrix} K_{xx} & K_{xy} & K_{xz} \\ K_{yx} & K_{yy} & K_{yz} \\ K_{zx} & K_{zy} & K_{zz} \end{bmatrix} \quad (2.9)$$

Avec : $K_{ij} = \frac{k_{ij} \cdot \rho_f \cdot g}{\mu}$

Où

g : l'accélération de la pesanteur [$L.T^{-2}$]

Le tableau 2.1 ci dessous rassemble quelques valeurs de K en fonction du milieu poreux.

Tableau 2.1. La conductivité hydraulique des matériaux (de Marsily, 1986)

K [m/s]	10^{-2}	10^{-5}	10^{-9}
Très perméable	Perméable	Peu perméable	Imperméable
Graviers	Sables	- Grès - Calcaires	- Marnes - Argiles

2.3 Ecoulement en milieu poreux saturé

Les écoulements en milieux poreux jouent un rôle important et sont largement répandus dans différents domaines des sciences et de l'ingénierie. La compréhension des processus d'écoulement et de transport de matières dans les sols constitue une étape déterminante pour gérer les ressources en eau et assurer leur préservation.

2.3.1 La loi de Darcy

Les causes de déplacement d'un fluide en milieux poreux dans une direction quelconque sont les gradients de pression et la gravité. A l'échelle macroscopique, la loi de Darcy stipule que le flux de solution à travers une couche du milieu poreux est proportionnel au gradient de potentiel agissant sur ce fluide (de Marsily, 1986). Pour un fluide incompressible, la loi de Darcy s'écrit :

$$Q = K \cdot \frac{\Delta h}{L} \cdot A = K \cdot i \cdot A \quad (2.10)$$

Où Q [$L^3 \cdot T^{-1}$] est le débit volumique d'écoulement d'eau, Δh est la perte de charge de l'écoulement [L], i est le gradient hydraulique [-], et K est le tenseur de perméabilité [LT^{-1}].

✓ Vitesse de Darcy

La vitesse de Darcy U [$L \cdot T^{-1}$], déterminée par la loi de Darcy, représente une densité de flux volumique, qui fait intervenir le débit volumique d'eau Q et la surface totale de la section du milieu poreux considéré S [L^2].

$$U = \frac{Q}{A} \quad (2.11)$$

C'est donc une vitesse fictive, puisqu'elle suppose que toute la surface (y compris les grains solides) participe à l'écoulement.

✓ Vitesse moyenne réelle

La vitesse moyenne réelle est la vitesse de l'eau dans le milieu poreux obtenue en divisant la vitesse de darcy par la porosité totale.

$$u = \frac{U}{\phi} \quad (2.12)$$

✓ Vitesse de pore

La vitesse de pore ou effective est définie comme le rapport entre la vitesse de Darcy et la porosité cinématique dans le processus d'écoulement.

$$U_p = \frac{U}{\phi_c} \quad (2.13)$$

2.4 Principaux mécanismes de transport

Dans des milieux poreux saturés ou non, le transport de matière peut être engendré par les actions indépendantes ou simultanées des processus de convection et de dispersion. L'eau, dans son déplacement, peut entraîner des éléments sous forme dissoute ou particulaire. Le transport particulaire est un processus qui met en jeu plusieurs phénomènes physiques (convection, dispersion hydrodynamique) et chimiques (diffusion moléculaire, adsorption, précipitation/dissolution etc....) qui peuvent favoriser ou retarder le déplacement.

2.4.1 Convection

La convection est le phénomène par lequel des éléments en solution se déplacent avec le mouvement moyen de l'eau. Lorsque le soluté ne réagit pas avec le milieu, la vitesse de transfert du soluté est donc celle du fluide qui se déplace. L'équation purement convective qui régit ce phénomène est obtenue en appliquant le principe de conservation de la masse:

$$\frac{\partial C(x, t)}{\partial t} + u \nabla C(x, t) = 0 \quad (2.14)$$

Où C est la concentration de soluté dans le liquide [M.L⁻³].

2.4.2 Diffusion moléculaire

La diffusion moléculaire est un phénomène indépendant de la vitesse du fluide car elle se produit même en l'absence de l'écoulement. Ce phénomène physique provient de l'agitation moléculaire qui se traduit par l'apparition d'un transfert de masse des zones à forte concentration vers les zones à faible concentration. Ce phénomène est décrit par la deuxième loi de Fick qui s'écrit:

$$\frac{\partial C(x,t)}{\partial t} = D_m \frac{\partial^2 C(x,t)}{\partial x^2} \quad (2.15)$$

Où D_m est le tenseur diagonal de diffusion moléculaire dans l'eau [$M^2.T^{-1}$] obtenu par l'équation d'Einstein (Spielman and Cukor, 1977).

$$D_m = \frac{k_B T}{3\pi \mu d_p} \quad (2.16)$$

Avec k_B est la constante de Boltzman égale à $1,3806503.10^{-23}$ ($m^2.kg.s^{-2}.K^{-1}$) et T est la température absolue ($^{\circ}K$).

En milieu poreux, la diffusion moléculaire se poursuit dans l'ensemble de la phase fluide (mobile et immobile). La présence des grains ralentit le mouvement des particules. il en résulte, pour un fluide dans un milieu poreux qui ne s'écoule pas, un coefficient de diffusion moléculaire, dit effectif, D^* et est associé au coefficient de diffusion en eau libre D_m par la relation (de Marsily, 1986).

$$\frac{D^*}{D_m} = \frac{1}{\tau^2} \quad (2.17)$$

2.4.3 Dispersion

2.4.3.1 Dispersion cinématique

Ce phénomène de mélange est lié essentiellement aux hétérogénéités de la microstructure du milieu qui engendre des variations de la vitesse d'écoulement à l'échelle microscopique.

Les causes principales de dispersion cinématique sont illustrées en figure 2.4 :

- (a) La distribution parabolique des vitesses à l'intérieur d'un pore (la vitesse est maximale au milieu du pore et minimale au voisinage des parois).
- (b) La différence des ouvertures et des longueurs de trajets engendre une différence des vitesses moyennes de propagation d'un pore à l'autre.
- (c) Les cheminements plus ou moins longs à l'échelle locale (tortuosité du milieu) par rapport à la direction de la vitesse moyenne.
- (d) L'étalement des lignes de courant par rapport à la direction moyenne de l'écoulement ce qui se traduit par une dispersion transversale.

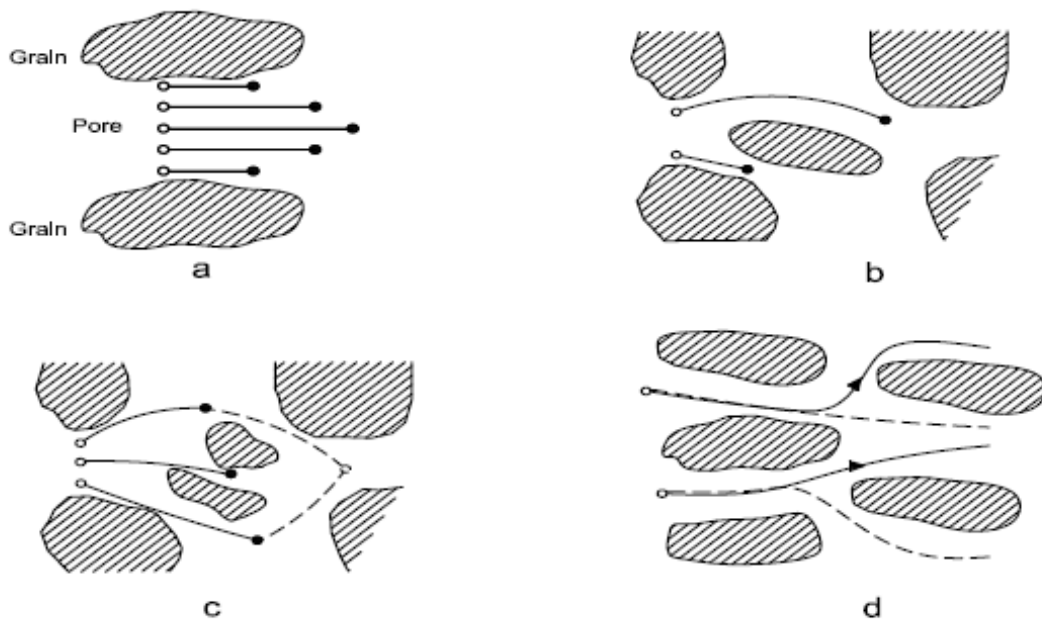


Figure 2.4 Illustration des sources de dispersion longitudinale (d'après Fetter, 1994)

Dans un milieu poreux, si l'on considère uniquement la dispersion cinématique, le transfert dispersif peut être décrit par une loi similaire à la loi de Fick :

$$\frac{\partial C(x,t)}{\partial t} = D \cdot \frac{\partial^2 C(x,t)}{\partial x^2} \quad (2.18)$$

Ces phénomènes qui engendrent un mélange dans la direction de l'écoulement induisent une dispersion longitudinale. Mais un front de soluté peut également s'étaler dans des directions perpendiculaires à celle de l'écoulement. Ainsi le tenseur de dispersion cinématique dans les trois directions principales peut être exprimé par:

$$\bar{\bar{D}}' = \begin{bmatrix} D'_L & 0 & 0 \\ 0 & D'_T & 0 \\ 0 & 0 & D'_T \end{bmatrix} \quad (2.19)$$

D'_L Étant le coefficient de dispersion cinématique longitudinale (dans le sens de l'écoulement) et D'_T le coefficient de dispersion cinématique transversale (dans les deux directions orthogonales à la vitesse).

2.4.3.2 Dispersion hydrodynamique

La notion de dispersion hydrodynamique a été introduite par (Bear, 1972). La dispersion hydrodynamique est un phénomène par lequel les particules migrent dans le milieu poreux. Cette propagation est provoquée, d'une part, par le déplacement des molécules sous l'effet de la diffusion moléculaire et, d'autre part, par la dispersion cinématique. A cet effet les processus de diffusion moléculaire et de dispersion mécanique ne peuvent pas être clairement distingués dans la réalité. C'est pourquoi elles sont généralement décrites ensemble par une loi de diffusion de Fick avec un coefficient de dispersion commun $D_{L,T}$, appelé coefficient de dispersion hydrodynamique, qui regroupe le coefficient de dispersion cinématique et le coefficient de diffusion moléculaire (Hu and Brusseau, 1994), soit :

$$\begin{cases} D_L = \alpha_L \cdot u + D^* \\ D_T = \alpha_T \cdot u + D^* \end{cases} \quad (2.20)$$

Où α_L et α_T [L] sont les dispersivités longitudinales et transverses, u est la vitesse moyenne réelle de l'écoulement et D^* le coefficient de diffusion effectif dans le milieu poreux.

Dans le domaine des vitesses usuelles, la relation suivante est généralement admises (Hu and Brusseau, 1994):

$$D_{L,T} = \alpha_{L,T} \cdot u \quad (2.21)$$

Avec $5 \leq \frac{\alpha_L}{\alpha_T} \leq 100$ (de Marsily, 1986).

2.5 Nombres adimensionnels

Dans les équations de l'hydrodynamique, on emploie souvent des nombres adimensionnels essentiellement pour définir des similitudes entre des expériences d'une part et des modèles ou des analogues d'autre part. Ici, nous citerons deux nombres adimensionnels: le nombre de Reynolds et le nombre de Péclet. Le premier permet de délimiter le passage d'un écoulement laminaire à un écoulement turbulent et le second permet de quantifier l'importance relative de la dispersion cinématique et de la diffusion moléculaire.

2.5.1 Nombre de Reynold

Le nombre de Reynolds définit le domaine de validité de la loi de darcy

$$R_e = \frac{U \cdot d_g}{\nu} \quad (2.22)$$

Où :

d_g : le diamètre moyen des grains

U est la vitesse de Darcy,

ν Est la viscosité cinématique du fluide.

En pratique, si le nombre de Reynolds est inférieur à 10, la loi de Darcy est vérifiée et l'écoulement est purement laminaire à l'intérieur des pores. Au-delà de 10, la loi de Darcy ne s'applique plus. Au-delà de 100, l'écoulement devient nettement turbulent (de Marsily, 1986).

2.5.2 Nombre de Péclet

Pour analyser et comparer physiquement l'importance de la convection par rapport à la diffusion moléculaire et/ou dispersion, il est intéressant d'introduire le nombre adimensionnel de Péclet. Il permet également d'étudier les contributions relatives de la diffusion et de la dispersion mécanique à la dispersion hydrodynamique. Le nombre de Péclet de dynamique est défini par :

$$P_e = \frac{L \cdot u}{D_L} \quad (2.23)$$

Où L est une longueur caractéristique du milieu poreux souvent prise égale au diamètre moyen des grains ou des pores d_g , u la vitesse moyenne convective de l'écoulement et D_L le coefficient de dispersion hydrodynamique longitudinale (dans le sens de l'écoulement) du soluté dans l'eau.

De la même manière, on définit le nombre de Péclet diffusion Pe_d par la relation :

$$Pe_d = \frac{L \cdot u}{D_m} \quad (2.24)$$

Où D_m le coefficient de diffusion moléculaire du soluté dans l'eau.

2.6 Régimes de dispersion

Une approche expérimentale (Pfannkuch, 1963) au sujet de la dispersion en milieu poreux saturé, et en l'absence d'interaction physico-chimique entre le soluté et le milieu a permis de montrer l'importance relative du transport par dispersion et/ou diffusion moléculaire selon les régimes d'écoulement.

La figure 2.5 montre la variation de $1/Pe$ en fonction du nombre de Péclet diffusion. De cette courbe il ressort que, pour un milieu poreux et des fluides miscibles donnés, il existe cinq régimes de dispersion en fonction du nombre de Péclet diffusion.

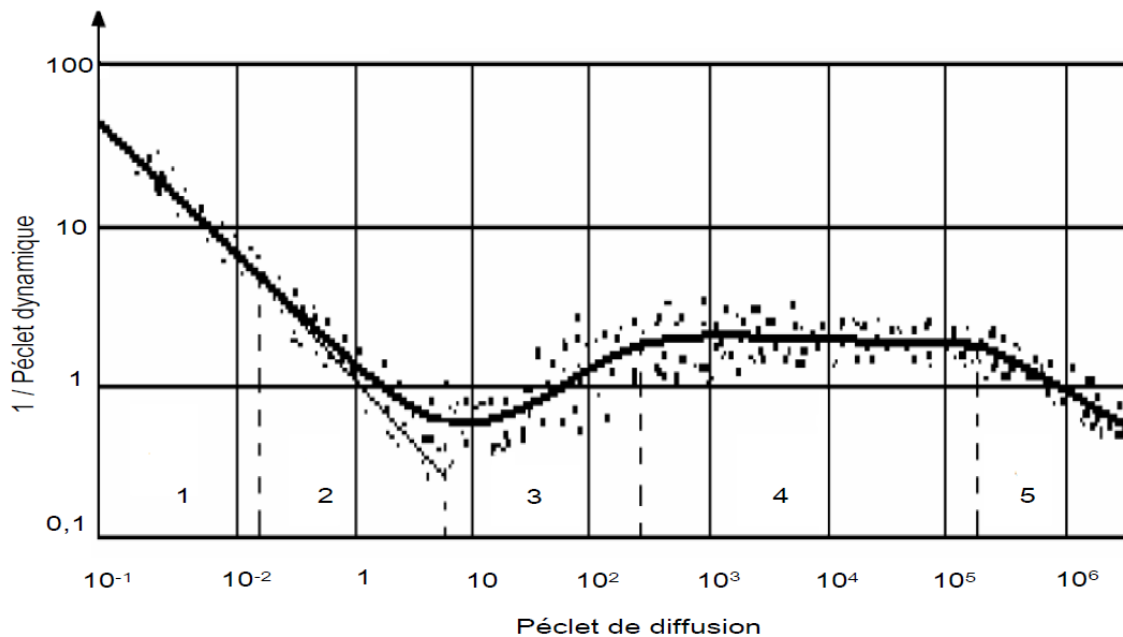


Figure 2.5. Répartition des différents régimes d'un déplacement miscible (Pfannkuch, 1963)

Zone 1 : Régime de diffusion moléculaire pure. Pour les faibles vitesses d'écoulement, la zone de mélange est créée uniquement par la diffusion moléculaire. D_L/D_m constant est inférieur à 1, à cause de la tortuosité du milieu poreux.

Zone 2 : régime de superposition. Les mécanismes de diffusion moléculaire et de dispersion mécanique ont le même ordre de grandeur.

Zone 3 : régime d'interférence. La diffusion et la dispersion se superposent encore, mais le rôle de la dispersion mécanique devient prédominant. La valeur du coefficient de dispersion hydrodynamique est donné par avec la relation empirique suivante:

$$\frac{D_L}{D_m} = \frac{1}{2} \cdot P_e^{1.2} \quad (2.25)$$

Zone IV : régime de dispersion mécanique pure. La diffusion moléculaire devient négligeable devant les effets de la dispersion mécanique. Dans ce régime les effets d'inertie sont négligeables. Il existe une relation linéaire entre le coefficient de dispersion et le nombre de Péclet diffusion.

Zone V : régime de dispersion mécanique pure, avec effets d'inertie non négligeables. Comme pour le régime précédent, la diffusion moléculaire n'est pas sensible, mais les effets d'inertie ne sont plus négligeables.

2.7 Equation classique de convection- dispersion

Lorsque deux fluides à des concentrations différentes sont mis en contact, l'interface initialement bien prononcée en une zone de transition de largeur croissante pour tendre finalement vers une homogénéisation des concentrations. Ce processus est expliqué par la combinaison des différents phénomènes de transfert de masse à savoir la convection, la dispersion cinématique et la diffusion moléculaire conduisant à l'équation aux dérivées partielles dite équation classique de convection-dispersion. D'autres phénomènes tels que le transport réactif (adsorption et absorption) et le mouvement par gradient de densité sont aussi existants, mais ils n'ont pas été abordés dans la présente étude.

En régimes d'écoulement permanent unidimensionnel, et en conditions saturées cette équation s'écrit :

✓ **sans terme puits source**

En absence de dépôt et de réactions chimiques, les solutés sont considérés comme marqueurs des écoulements et de la dispersion cinématique des eaux dans le milieu, c'est-à-dire qu'ils se déplacent et se dispersent d'une manière conservative avec les eaux. Dans ce cas simple, le transfert de traceur dissous dans un milieu poreux est gouverné par l'équation de convection-dispersion (Bear, 1972) :

$$\frac{\partial C(x, t)}{\partial t} = \frac{\partial}{\partial x} \left(D_L \frac{\partial C(x, t)}{\partial x} \right) - \frac{\partial}{\partial x} (u C(x, t)) \quad (2.26)$$

$C(x,t)$: concentration en solution de l'espèce considérée,

u : vitesse moyenne du fluide,

D_L : coefficient de dispersion hydrodynamique longitudinal des particules [$L^2.T^{-1}$].

✓ **avec terme puits source**

Afin de décrire le phénomène de dépôt et d'adsorption, il est nécessaire d'inclure dans l'équation (2.26) un terme prenant en compte le dépôt et le relargage des particules en suspension (Corapcioglu and Jlang, 1993; Grolimund et al., 1998; Kretzschmar et al., 1999). Cette équation pour un écoulement monodimensionnel en milieu homogène s'écrit alors :

$$\frac{\partial C(x, t)}{\partial t} = D_L \frac{\partial^2 C(x, t)}{\partial x^2} - u \frac{\partial C(x, t)}{\partial x} - \Gamma \quad (2.27)$$

Γ est le terme puits source qui peut prendre de nombreuses formes, il est dans tous les cas exprimé en masse de particules par unité de volume de fluide et par unité de temps [$M.L^{-3}.T^{-1}$]

2.8 Conclusion

Dans ce chapitre, nous avons présenté les concepts théoriques de l'écoulement d'eau et de transfert de matières dans un milieu poreux saturé. La modélisation du processus de transport repose sur l'écriture du bilan de masse appliqué à un milieu poreux. Les mécanismes de transport sont régis par de nombreux phénomènes dont

les principaux sont liés aux écoulements simultanés de l'eau et de matière au travers du milieu poreux. La convection et la dispersion sont les deux phénomènes importants dans l'équation de transport convection-dispersion.

Chapitre 3

Mécanismes de dépôt et de mobilisation des particules

3.1 Introduction

Pour bien cerner les problèmes liés au transport de particules en suspension, nous relaterons dans ce chapitre les forces en présence et les connaissances de bases sur les principaux mécanismes influençant la rétention et la mobilisation. Ainsi nous présenterons l'influence des différents paramètres qui limitent et/ou contribuent dans le transport et la mobilisation des particules au sein de la matrice poreuse

3.2 Particules en suspension, Définition et origine

Les particules en suspension sont des particules dont la taille est typiquement supérieure au micromètre ($1\ \mu\text{m}$) (Elimelech et al., 1995; Kaplan et al., 1997). Les particules en suspension sont très largement étudiées puisqu'elles sont un indicateur direct de la qualité des eaux. Les particules en suspension englobent des matières organiques ou non et des particules décantables ou non. Dans la nature, Plusieurs sources potentielles de particules mobiles ont été identifiées dans les eaux souterraines, et qui peuvent provenir de plusieurs origines (McDowell-Boyer et al., 1986). Ces particules peuvent être détritiques (détachées directement de la roche mère), authigéniques (formées in situ lors sursaturation en solutés minéraux), ou biologique (virus et bactéries) (Anders and Chrysikopoulos, 2009).

Les mécanismes qui contribuent à la génération de particules présentes dans le sol sont (Kretzschmar et al., 1999):

- L'altération de la roche mère
- La dissolution de la matrice due à des changements de pH du milieu tels que la dissolution de carbonates sous l'effet d'une acidification
- Une sursaturation en espèces minérales conduisant à des précipitations,
- La mobilisation ou l'introduction de biocolloïdes tels les virus ou les bactéries,
- La formation de complexes par des sécrétions de substances exocellulaires libérées par des bactéries immobiles,
- La formation de micelles par agglomération d'acides humiques.

La Figure 3.1 présente la nature et la gamme des particules en fonction de leur taille.

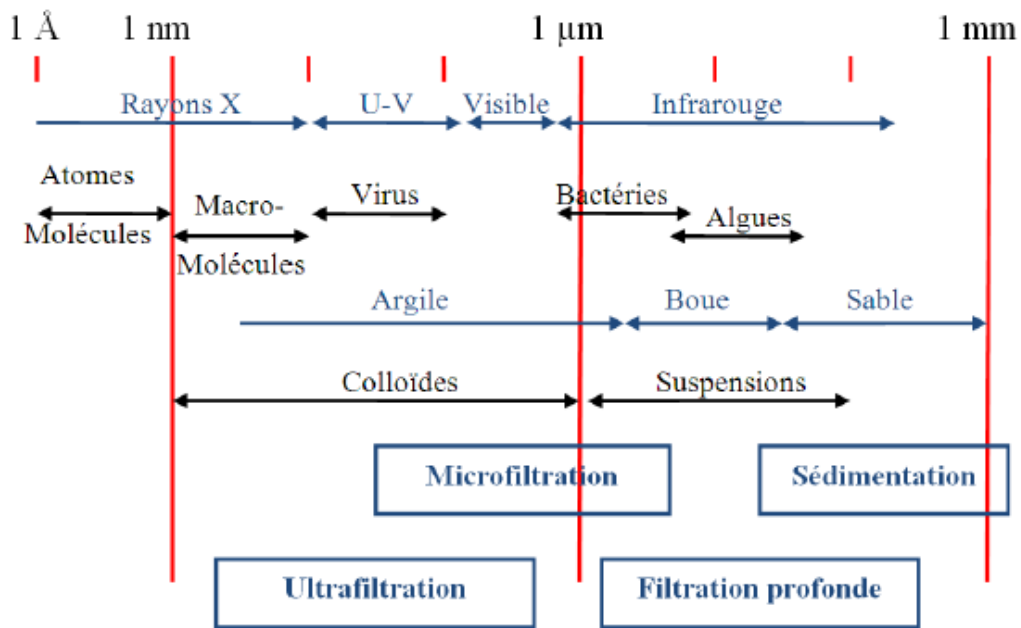


Figure 3.1. Classification schématique des particules dispersées en fonction de leur taille (d'après Zamani et al., 2009)

3.3 Forces intervenant dans la mobilisation des particules

De nombreuses forces agissent sur les particules en suspension. Leurs collisions et contact avec les grains solides du milieu poreux, dépendent des forces d'interaction électrostatique entre double couches diffuses, des forces attractives de Van der Waals, des forces répulsives de Born, et des forces hydrodynamiques (Elimelech and O'Meila, 1990; McDowell-Boyer et al., 1986; Van der Lee et al., 1994). Selon la taille de la particule, les actions de certaines forces peuvent être négligées. Pour des particules dont le diamètre est supérieur à 10 µm, l'influence des forces hydrodynamiques devient prédominante sur celle des forces physico-chimiques et du mouvement Brownien. En revanche, pour les particules plus petites que 1 µm, ce sont les forces physico-chimiques et le mouvement Brownien qui prédominent.

3.3.1 Les forces physico-chimiques

Ces forces sont à courte portée et dépendent des conditions physico-chimiques liées aux milieux et à la suspension transportées.

3.3.1.1 Forces de Van Der Waals

Les forces de van der Waals sont des forces d'interaction attractives électromagnétiques résiduelles faibles qui agissent entre deux corps suffisamment proches, qui dépendent de la taille, la forme et la distance entre les particules. Trois types d'interactions électrostatiques différentes sont impliqués dans la force de Van der Waals (Chen et al., 2005; van der Lee et al., 1994).

- Interaction de Keesom.
- Interaction de Debye entre dipôles et dipôles induit.
- Interaction de London (ou de dispersion) entre dipôles induits.

De nombreux auteurs se sont intéressés à l'expression de cette force en fonction de la géométrie des deux corps (Elimelech et al., 1995). Si l'on considère le cas de l'interaction entre une particule de diamètre d_p et une surface d'un grain solide séparées d'une distance δ , la force d'adhésion de Van der Waals s'exprime de la manière suivante :

$$F_{VDW} = \frac{Hd_p}{24\delta^2} \quad (3.1)$$

Avec H la constante de Hamaker caractéristique des surfaces [J].elle est de l'ordre de 10^{-19} à 10^{-20} J pour une phase condensée).

3.3.1.2 Force Double couche électrique

La force Double couche électrique F_{DL} , provient de l'interpénétration des doubles couches diffuses de deux corps chargés (Chen et al., 2005; van der Lee, 1994). Cette force existe entre les particules chargées et la surface du milieu poreux. Largement discutées dans la littérature (McDowell-Boyer et al., 1986; Elimelech et al., 1995), ces forces dépendent fortement de la force ionique de la solution. Les forces électrostatiques dues à la charge de surface attirent les particules de charge opposée et repoussent celles de même charge (Figure 3.2).

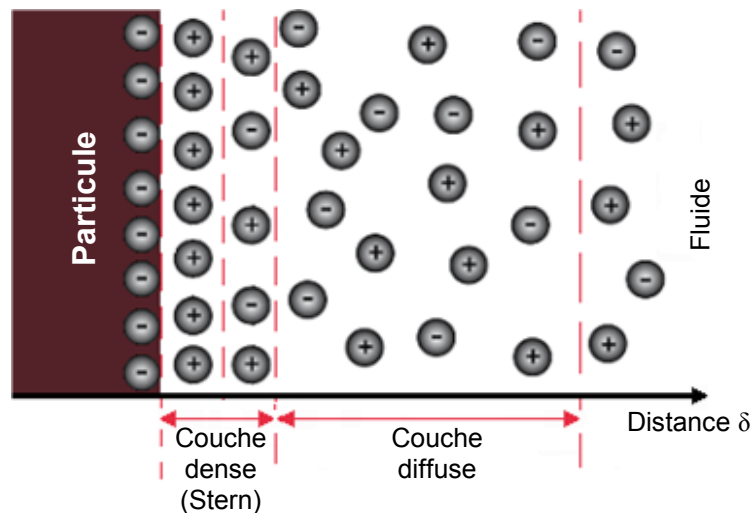


Figure 3.2. Représentation du modèle de la double couche électrique (d'après Elimelech et al., 1995)

(Spielman and Cukor, 1973; Frey et al., 1999) donnent une approximation de la force de double couche lorsque le collecteur est grand par rapport à la taille de la particule:

$$F_{DL} = \frac{\epsilon \cdot d_p \cdot e^{k_D \cdot \delta} \cdot \xi_g \cdot \xi_p}{4(1 + e^{-k_D \cdot \delta})} \quad (3.2)$$

Où ϵ est la constante diélectrique, ξ_p et ξ_g sont le potentiel zêta de la particule et du collecteur respectivement, k_D est la longueur réciproque de Debye et k_D^{-1} est souvent appelée épaisseur de double couche [L].

Pour l'eau à 20 °C, k_D^{-1} se simplifie sous la forme (McDowell-Boyer et al., 1986):

$$k_D^{-1} = 3.28 \sqrt{I} \quad (3.3)$$

La force ionique I est directement exprimée en moles par litre, k_D^{-1} en cm.

3.3.1.3 Forces de répulsion de Born

Les forces de répulsion de Born F_B , résultent de la superposition de nuages électroniques des surfaces extrêmement proches (0,1 à 0,2 nm) (Elimelech et al., 1995; Sharma et al., 1992). Ces forces dépendent des caractéristiques des surfaces des particules ainsi que du milieu poreux où les interactions ont lieu. La force de répulsion de borne est donnée par Mahmood et al., (2001) :

$$F_B = \frac{H \cdot \sigma_c^6 \cdot d_p}{360 \cdot \delta^8} \quad (3.4)$$

Avec σ_c le diamètre de collision de l'ordre de 0,5 nm.

3.3.2 Forces hydrodynamiques et mécaniques

Pour des particules de diamètre important ($d_p > 10 \mu\text{m}$), l'influence des forces hydrodynamiques et mécanique devient prédominante sur celle des forces physico-chimiques et du mouvement Brownien (Frey et al., 1999; Gohr Pinheiro et al., 1999). Les différentes forces hydrodynamiques et mécaniques agissant sur le mouvement des particules peuvent être résumées ainsi (Figure 3.3) :

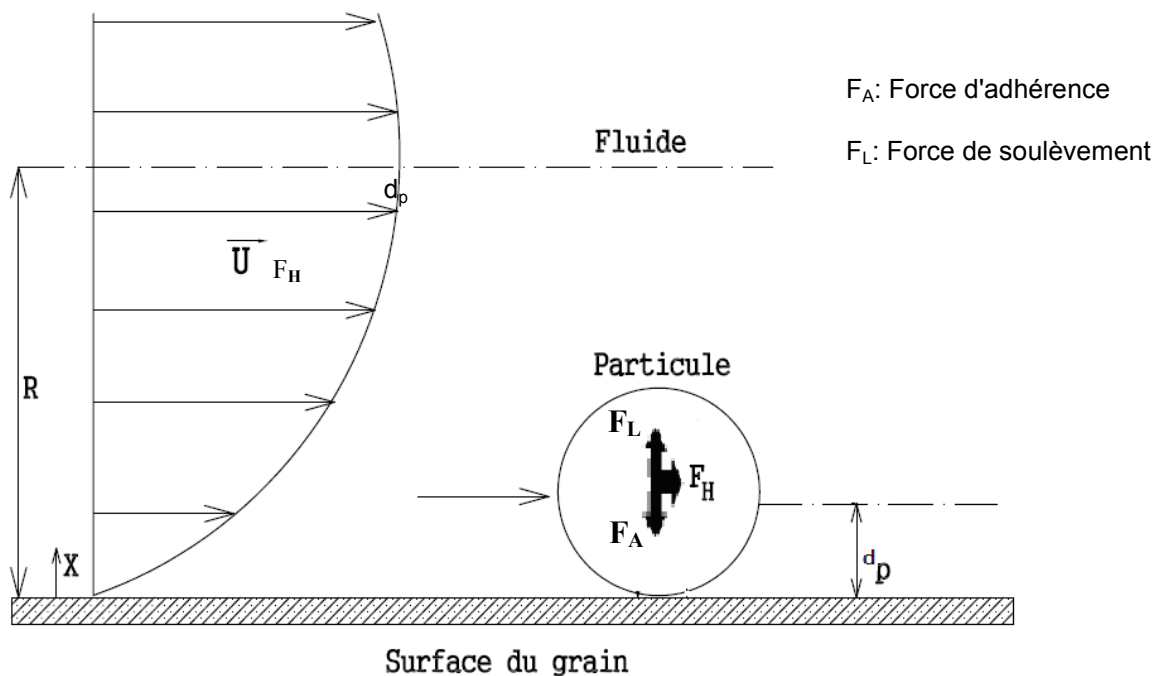


Figure 3.3. Schéma représentatif des forces d'interaction entre une particule en mouvement sur une surface plane (d'après Ryan and Elimelech, 1996)

L'expression de la force de trainée (hydrodynamique) F_H qui s'applique sur une particule supposée sphérique dans le cas d'une suspension à faible concentration est donnée par Chen et al., (2005) :

$$F_H = 3 \pi \mu d_p U \quad (3.5)$$

Avec μ est la viscosité du fluide.

✓ **Force de Gravité**

Lorsque la densité des particules est différente de celle du fluide porteur, les forces d'inertie et de gravité seront dominantes. Les particules sont alors soumises à la sédimentation par l'action de la force de gravité. Par ailleurs, elles ne peuvent plus suivre les lignes de courant à cause de leur inertie et elles dérivent, pouvant donc entrer en contact avec les grains solides du milieu. La sédimentation peut être négligeable pour les particules peu denses et de petite taille. Par exemple, pour les particules possédant un diamètre inférieur à 25 μm , la sédimentation est négligeable seulement si $(\rho_p - \rho_f)$ est petit et, pour des particules de diamètre supérieures à 25 μm , le phénomène de sédimentation joue un rôle très important (Herzig et al., 1970). La force de gravité F_G exercée sur la particule, compte tenu de la présence du fluide, s'écrit :

$$F_G = \frac{1}{6} \pi d_p^3 (\rho_p - \rho_f) g \quad (3.6)$$

Avec g est la pesanteur, ρ_p et ρ_f sont respectivement la densité de la particule et la densité du fluide.

✓ **Force d'Inertie**

Les particules ne peuvent pas suivre les lignes de courant à cause de leur inertie et elles dérivent et peuvent entrer directement en collision avec les grains pour être déposées. L'expression de la force d'inertie F_I est approchée par la relation :

$$F_I = \frac{1}{6} \pi d_p^3 \rho_p \frac{dU}{dt} \quad (3.7)$$

3.3.3 Forces dues aux mouvements browniens

Pour des particules de taille inférieure au micron, les effets d'agitation thermique sont importants. Ces particules sont dites browniennes. Pour les plus grosses particules, ces effets sont négligeables par rapport aux effets hydrodynamiques qui sont donc dominant. La diffusion brownienne peut emmener les particules à des sites de rétention qui ne sont pas desservis par l'écoulement (Herzig et al., 1970). Cette

diffusion peut aussi entraîner la capture des particules en mouvement dans d'autres sites desservis par l'écoulement.

✓ La théorie DLVO

Les forces d'interaction de surface entre particules sont décrites dans le cadre de la théorie DLVO qui doit son nom aux auteurs qui l'ont mise en oeuvre : Derjaguin et Landan en 1941 puis Verwey et Overbeek en 1948. Les forces d'interaction qui interviennent dans la théorie DLVO sont la force attractive de van der Waals F_{VDW} et les forces répulsive de la double couche électrique et des forces de répulsion de Born (van der Lee et al., 1994). Elles sont sommées pour donner la force F_{DLVO} :

$$F_{DLVO} = F_{VDW} + F_{DL} + F_B \quad (3.8)$$

Donc, la stabilité d'une suspension est conditionnée par l'intensité relative des deux forces en présence (Li et al., 2006a). La Figure 3.4 montre l'évolution de l'énergie globale en fonction de la distance de séparation δ entre la surface d'une particule et une surface de grain supposée plane, en présence de l'eau. Les forces attractives (répulsives) seront prédominantes à courte (longue) distance.

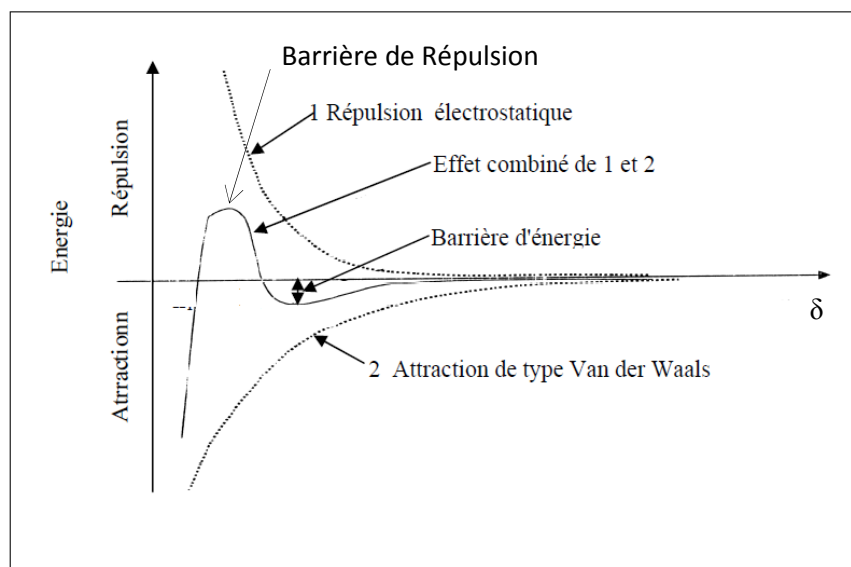


Figure 3.4. Energie d'interaction totale entre deux surfaces en fonction de l'écart δ (d'après Khilar et al., 1990)

3.4 Mécanismes influençant le transport et le dépôt des particules

Dans ce qui suit, nous allons présenter les principaux mécanismes responsables de la rétention et de la mobilisation des particules dans les milieux poreux saturés. On considère que la capture et la mise en suspension des particules, sont alors contrôlées par plusieurs processus majeurs (filtration, collision, straining, wedging, relargage) résumés comme suit :

3.4.1 La filtration

On parle de la filtration lorsque les particules en écoulement ne parviennent pas à passer à travers l'espace poreux. La filtration entraîne un colmatage progressif des pores et peut finalement bloquer l'écoulement. Ce phénomène est étroitement lié aux caractéristiques granulométriques des particules et celles constituant le milieu poreux. Selon (McDowell-Boyer et al., 1986), plusieurs cas existent en fonction de la taille des particules (figure 3.5).

✓ *Filtration avec la formation de cake*

Les particules de taille comparable ou supérieure à celle du pore s'accumulent en surface poreuse. Dans ce cas, les particules ne peuvent pas pénétrer dans le milieu poreux et forment une couche sur sa surface et le milieu se colmate rapidement. L'accumulation des particules peut entraîner une forte chute de la perméabilité.

✓ *Filtration moyenne*

Dans cette procédure, la taille des particules est suffisamment petite pour leur permettre de pénétrer dans le milieu poreux, mais elles sont incapables de passer dans les petits pores où elles se font piéger. Ce phénomène est désigné souvent dans la littérature sous le nom "straining".

✓ *Filtration en profondeur*

Les particules de dimension inférieure à la taille des pores pénètrent dans le milieu poreux et y circulent (Bai end Tien, 2000). Certaines de ces particules se déposent

sous l'effet des forces physicochimiques à différentes profondeurs du milieu filtrant d'où le nom de filtration en profondeur.

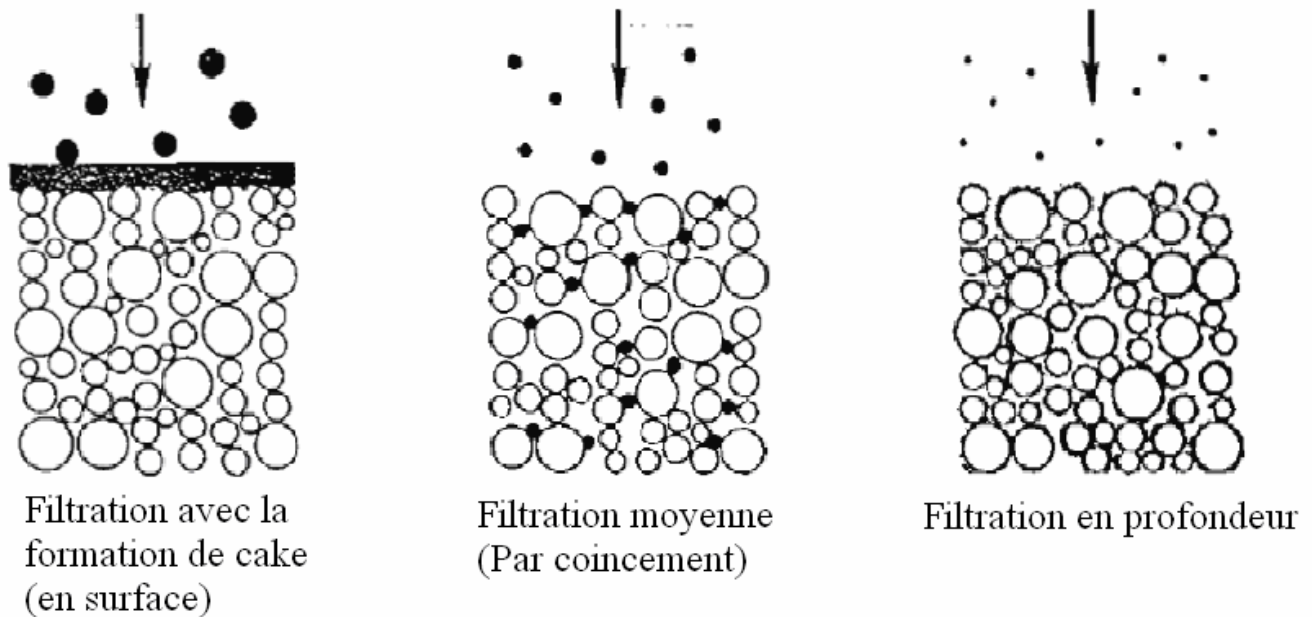


Figure 3.5. Les 3 mécanismes de filtration (d'après McDowell-Boyer et al., 1986)

On distingue essentiellement deux grands types de filtration : la filtration mécanique et la filtration physico-chimique (L'attachement).

3.4.1.1 Filtration mécanique

La filtration mécanique se produit quand les particules en suspension sont trop larges pour traverser les pores. Ce mécanisme peut entraîner un colmatage des pores, ce qui peut conduire à la diminution de la perméabilité du milieu. D'après (Herzig et al., 1970), les particules sont retenues si leurs diamètres dépassent $1/20$ à $1/10$ le diamètre des grains.

✓ Blocage mécanique (straining)

Le blocage mécanique (straining) est le mécanisme de dépôt dans des pores trop étroits, et qui concerne d'avantage les particules les plus grosses (Auset and Keller, 2006; Foppen et al., 2007). Le straining influence significativement le transport particulaire et il est de plus en plus un mécanisme important de la rétention pour des particules en suspension de plus en plus grandes. Le straining inclut non seulement

le blocage des particules entre les pores de plus petite taille, mais aussi le point de contact entre les grains du milieu (Zhung et al., 2005; Li et al., 2006a,b; Xu et al., 2006; Xu et al., 2008; Ma and Johnson, 2009). En général le straining se produit lorsque le rapport de la taille de la particule d_p et celle du grain d_g est dessus d'une valeur critique (Knapett et al., 2008; Pelly and Tufenkji, 2008; Pubican and Xu, 2011; Alem et al., 2013) et augmente avec l'augmentation de ce rapport (Xu et al., 2006). Dans la littérature de diverses valeurs critique de (d_p/d_g) ont été proposées : 0,005 (Bradford et al., 2003 ; Johnson et al., 2007a; Ma and Johnson, 2009), 0,003 (Bradford et al., 2007) et 0.008 (Xu et al., 2006). Cette dispersion de valeurs critiques est peut être due aux gammes de vitesses différentes utilisées respectivement par chaque auteur (Johnson et al., 2007a). Le straining diminue avec l'augmentation de la vitesse (Bradford et al., 2007) et dépend aussi de la taille des particules et des grains (Bradford et al., 2006b). Certains auteurs ont proposé des relations empiriques suivant des lois de puissance qui expriment le coefficient de straining en fonction de (d_p/d_g) (3.9) (Bradford et al., 2003) et (3.10) (Bradford et al., 2006c) :

$$K_{str} = 269,7 \left(\frac{d_p}{d_g} \right)^{1,42} \quad (3.9)$$

$$K_{str} = 2,32 \left(\frac{d_p}{d_g} \right)^{1,23} \cdot \phi^{-3,46} \quad (3.10)$$

Avec ϕ la porosité du milieu. Des essais en colonne de laboratoire menés par (Garglio et al., 2007; Johnson et al., 2007a; Bradford et al., 2006b,c; Foppen et al., 2007b) montrent que le straining est important à l'entrée de la colonne et dépend également de la concentration en particules injectées. (Xu et al., 2006) estiment que le taux de straining diminue avec l'augmentation de la concentration. (Auset and Keller, 2006) ont observé dans un milieu modèle où la largeur des pores (P) pouvait être mesurée avec précision avec des colloïdes modèles de latex, que pour :

- $P/d_p < 1.8$, le straining n'est pas négligeable
- $1.8 < P/d_p < 2.5$ il y a compétition entre le straining et l'interception

(Shani et al., 2008) ont évalué le rôle de la force ionique sur le mécanisme de straining et que lorsque cette force ionique augmente la notion du rapport (d_p/d_g) perd sa signification. La taille de la particule est aussi un paramètre qui influence le

straining (Porubcan and Xu, 2011). La Figure 3.6 montre l'influence du diamètre de la particule sur le straining pour une taille médiane de grain de 180 μm . Il a été également montré que le straining ne dépend pas uniquement du (d_p/d_g) mais aussi de l'irrégularité et l'angularité des grains (Tufenkji et al., 2004a).

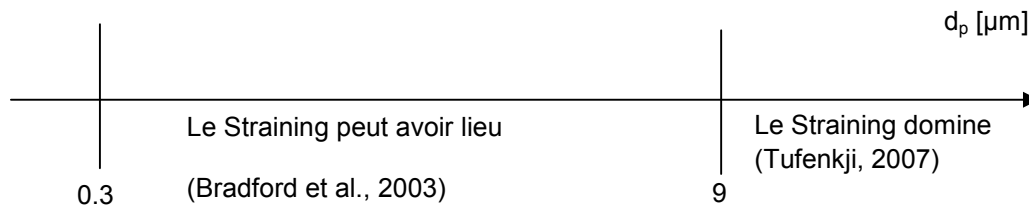


Figure 3.6. Influence de la taille de la particule sur le mécanisme de straining

3.4.1.2 Filtration physico-chimique

Pour une suspension de particules qui s'écoule à travers un milieu poreux, un des aspects primordiaux est celui de la fixation (attachement) des particules en surfaces des grains. On appelle Filtration physico-chimique, le mécanisme de dépôt de particules à la surface d'un grain dû à des interactions DLVO. Lorsque le profil d'interaction présente une barrière d'énergie, les conditions sont dites défavorables à l'attachement, sinon elles sont favorables.

3.4.2 Collision des particules

Pour une particule quelconque, les mécanismes de collision les plus importants de capture sont au nombre de trois (Herzig et al., 1970) (Figure 3.7).

- ✓ **La diffusion brownienne** elle permet aux particules de pénétrer dans de petites cavités.
- ✓ **L'interception directe** en suivant une ligne de courant par convection, une particule pourra être directement interceptée sur une surface du collecteur (grain du milieu).
- ✓ **La sédimentation** pour des particules de densité très différente du fluide, la sédimentation peut dévier les particules des lignes de courant.

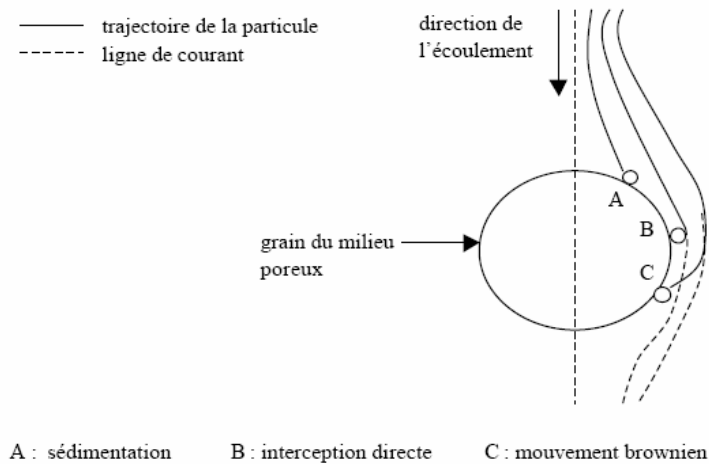


Figure 3.7. Mécanismes de capture des particules en suspension dans un champ d'écoulement autour d'un collecteur (d'après Yao et al., 1971)

3.4.3 Wedging

Le wedging est le mécanisme de dépôt de particules qui se manifeste dans des zones mortes (Figure 3.8). Il se produit lorsqu'il y a une barrière d'énergie, les particules sont translatsés le long de la surface du grain à la distance de la barrière d'énergie par les forces hydrodynamiques jusqu'à une zone où la vitesse est suffisamment faible pour l'immobiliser (Johnson et al., 2007b). Si cette zone se situe au point de contact entre deux grains ou au pore en cul de sac, la particule est retenue par wedging (Li et al., 2006a; Kuznar and Elimelech, 2007; Johnson et al., 2007b).

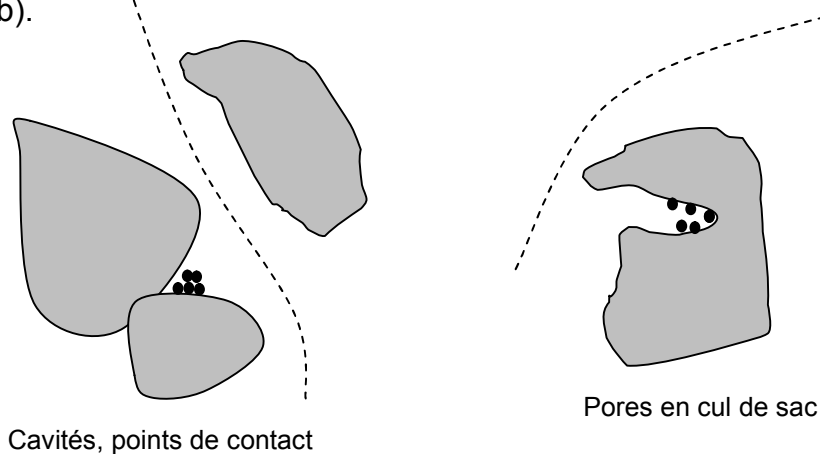


Figure 3.8. sites de dépôt des particules par wedging , (d'après van der Lee et al., 1994)

3.4.4 Le relargage

Dans un milieu poreux granulaire, la mobilisation des particules fines déposées est essentiellement due aux perturbations des conditions d'écoulement ou physico-chimiques du fluide (pH et force ionique) (Ryan and Gschwend, 1994; Grolimund, 2001; Johnson et al., 2007a; Zhuang et al., 2009). La mobilisation des particules dans les sous sols est

(Bai and Tien, 1997) considèrent que le détachement de particules déposées peut être provoqué par les forces de cisaillement exercées par l'écoulement qui deviennent supérieures aux forces de contact particule-grain (Li et al., 2005; Johnson et al., 2007a; Torkzaban et al., 2007). Ils considèrent aussi que l'augmentation de la vitesse interstitielle en conséquence de l'accumulation de dépôt joue un rôle dans le détachement des particules. (Sharma et al., 1992) constatent l'existence d'une vitesse critique au delà de laquelle les particules fines déposées se détachent de la surface du grain (collecteur). (Sen and Khillar, 2006) mentionnent qu'il y a deux causes majeures responsables du détachement des particules. La première est due aux vitesses d'écoulement importantes et la deuxième est due au fait que les grosses particules engendrent des forces de traînée plus fortes. A partir de l'analyse des forces qui agissent sur les particules, (Sharma et al., 1992) notent que le détachement est initié par un roulement de la particule plutôt qu'un glissement ou un soulèvement. L'action des forces hydrodynamiques n'est pas la seule raison de détachement de particules retenues au sein de milieu poreux. (Bai and Tien, 1997) constatent que le détachement peut s'effectuer suite à une instabilité causée par des particules arrivant au site de rétention.

3.5 Paramètres modifiant le dépôt et la mobilisation des particules

Le dépôt et la mobilisation des particules en suspension dans un milieu poreux saturé découlent des interactions physiques et chimiques entre les particules suspendues et le collecteur (grains du milieu) (Penrod et al., 1996). Dans la plupart des situations pratiques, le dépôt s'effectue suivant plusieurs mécanismes différents contrôlés, d'une part, par des facteurs intrinsèques liés au matériau poreux (porosité, perméabilité, taille et forme des grains, longueur du milieu...), et d'autre part par des

facteurs extrinsèques liés aux particules et aux fluides transportés (taille et la densité des particules, concentration, pH et la force ionique, vitesse d'écoulement).

3.5.1 Effet des paramètres physiques

3.5.1.1 Effet de la taille, distribution, et de la densité des particules

Une particule présente dans une suspension en écoulement peut être piégée ou détachée sous l'effet de sa taille et de sa densité. (Bradford et al., 2005; Tong and Johnson, 2006; Paradelo et al., 2010; Bennecer et al., 2013) indiquent que la taille des particules est un paramètre qui joue un rôle déterminant pour que la rétention ait lieu. Nous pouvons aussi lier ce paramètre à la structure du réseau poreux. Plus la distribution de taille des particules et celle des pores se chevauchent, plus le colmatage des pores de plus petite taille est important (sen et Khillar, 2006). Le dépôt et la mobilisation sont contrôlés par la taille et la densité des particules qu'on pourrait interpréter ci-dessous par la notion de l'efficacité du collecteur. À l'échelle microscopique, le dépôt des particules en milieu granulaire peut être exprimé par l'efficacité du collecteur qui s'évalue théoriquement à travers les mécanismes de collision conduisant à la capture d'une particule (Elimelech et al., 2000; Tufenkji and Elimelech, 2005; Long and Hilpert, 2009; Wu et al., 2012).

$$\eta = \alpha \eta_0 \quad (3.11)$$

Avec α l'efficacité de collision, et η_0 l'efficacité de capture. L'efficacité de collision α représente la fraction des particules attachées aux grains suite aux collisions (Elimelech and O'Meila, 1990); Tufenkji and Elimelech, 2004b; Foppen et al., 2007; Li et al., 2008).

D'après le modèle de Happel cité par Compère et al., (2001), les grains solides du milieu poreux sont assimilés à un assemblage de collecteurs sphériques de diamètre d_g entourés d'une enveloppe fluide de rayon b (figure 3.9).

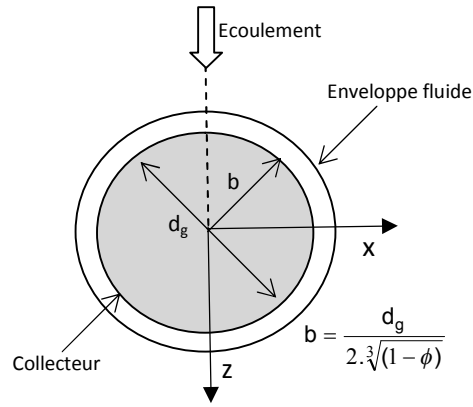


Figure 3.9. Système utilisé dans le modèle de Happel (d'après compère et al., 2001)

Des expériences en colonnes sont souvent utilisées pour déterminer α pour des conditions physico-chimiques données par Elimelech et al., (2000):

$$\alpha = -\frac{2}{3} \frac{d_g}{(1-\phi) \cdot L \cdot \eta_0} \ln\left(\frac{C}{C_0}\right) \quad (3.12)$$

(Yao et al., 1971) démontrent que l'efficacité de capture théorique est calculée par la relation suivante :

$$\eta_0 = \eta_D + \eta_I + \eta_G \quad (3.13)$$

Où η_D est l'efficacité de capture par diffusion brownienne, η_I décrit la rétention par interception et η_G est la contribution de la gravité.

$$\left\{ \begin{array}{l} \eta_D = 0.9 \left(\frac{k_B \cdot T}{\mu \cdot d_p \cdot d_g \cdot U} \right)^{\frac{2}{3}} \\ \eta_I = \frac{2}{3} \left(\frac{d_p}{d_g} \right)^2 \\ \eta_G = \frac{(\rho_p - \rho_f) \cdot g \cdot d_p^2}{18 \cdot \mu \cdot U} \end{array} \right. \quad (3.14)$$

Avec k_B est la constante de Boltzman et T est la température absolue ($^{\circ}K$).

(Tufenkji and Elimelech, 2004b), ont affiné le modèle de (Yao et al., 1971), en prenant en compte les interactions hydrodynamiques et les forces de Van Der Waals. L'expression analytique de η_0 est donnée par l'équation (3.15).

$$\eta_0 = 2.4A_S^{0.33}N_R^{-0.081}N_{Pe}^{-0.715}N_{VDW}^{-0.052} + 0.55A_SN_R^{1.675}N_A^{0.125} + 0.22N_R^{-0.24}N_G^{1.11}N_{VDW}^{-0.053} \quad (3.15)$$

Avec:

$$\left\{ \begin{array}{l} A_S = \frac{(1-\gamma)^5}{(2-3\gamma+3\gamma^5-2\gamma^6)} \\ N_R = \frac{d_p}{d_g} \\ N_{Pe} = \frac{U.d_p}{D_m} \\ N_{VDW} = \frac{H}{k_B \cdot T} \\ N_A = \frac{H}{3.\pi.\mu.U.d_p} \\ N_G = \frac{U_s}{U} \end{array} \right. \quad \gamma = \sqrt[3]{(1-\phi)} \quad (3.16)$$

Tels que :

A_S un paramètre adimensionnel lié à la porosité.

N_R un paramètre adimensionnel d'interception, qui représente les tailles relatives de la particule et du grain.

N_{pe} le nombre de Péclet diffusion Pe_d caractérisant le rapport du transport par convection au transport par diffusion moléculaire.

N_{VDW} le nombre de Van der Waals caractérisant le rapport de l'énergie d'attraction de Van der Waals à l'énergie thermique de la particule.

N_A le nombre d'attraction, qui représente l'influence combinée entre les forces de Van der Waals et la vitesse d'écoulement.

N_G le nombre gravitationnel qui représente la vitesse adimensionnelle de sédimentation.

U_s est la vitesse de sédimentation des particules transportées

L'importance des trois mécanismes de collision en fonction de la taille des particules est explicitée sur la Figure 3.10. Ce graphe montre que les particules colloïdales sont de façon prédominante captées par diffusion brownienne.

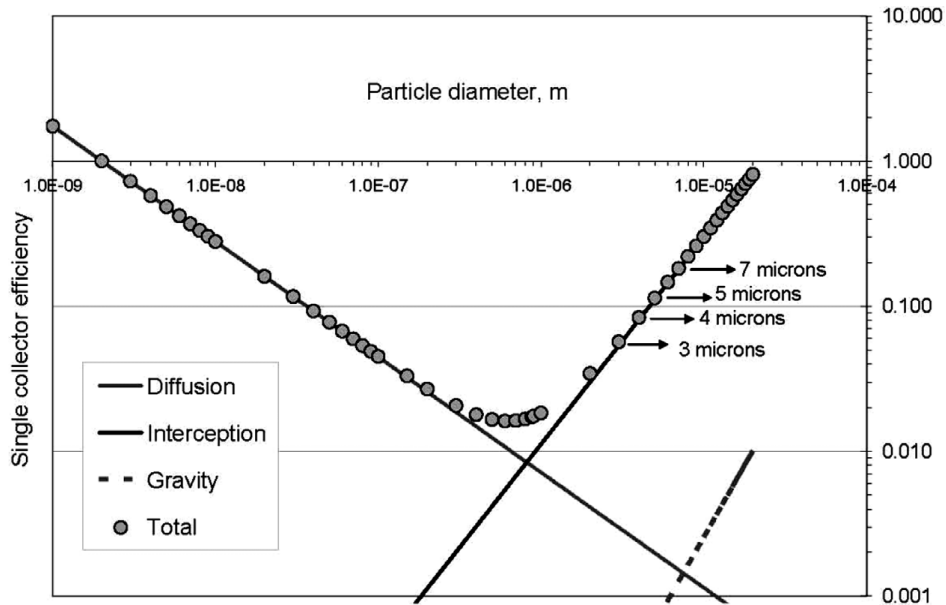


Figure 3.10. Efficacité du collecteur en fonction de la taille des particules (Auset and Keller, 2006)

3.5.1.2 Effet de la concentration des particules

La concentration des particules en suspension a une importance considérable sur la rétention et la mobilisation et, par conséquent, sur la restitution à la sortie de la colonne. Lorsque le dépôt de type chimique ou mécanique est défavorable, Une concentration en particules élevée induit un effet majeur sur leur transfert (Bradford and Bettahar, 2006a). (Kretzchmar et al., 1999) ont montré que pour de faibles concentrations, la migration des colloïdes minéraux est retardée par rapport aux fortes concentrations, suggérant une plus forte rétention de ces particules sur la matrice poreuse, à ces faibles concentrations. Cependant, les effets de rétention dus à la concentration en particules dépendent surtout des interactions particule-grain et particule-particule, comme l'illustre la Figure 3.11. On distingue alors trois cas de figure, lorsque les interactions particule-particule ne sont pas favorisées, le taux de rétention diminue lorsque la concentration en particules augmente, ce phénomène est appelé «blocking effect» (Johnson and Menachem, 1995; Camesano et al., 1999; Haznedaroglu et al., 2009). Dans ce cas, les sites de fixation de la matrice sont saturés par les premières particules, les suivantes étant repoussées par les premières ne se fixeront pas à la matrice et seront transportées plus facilement. Inversement, si les interactions particule-particule sont favorisées, le dépôt des

particules augmente avec la concentration; on parle alors du phénomène de « ripening effect » (Camesano et al., 1999; Haznedaroglu et al., 2009). Dans ce cas, la fixation des premières particules à la matrice entraîne une augmentation des sites potentiels de fixations et donc une augmentation du dépôt.

(Bradford and Bettahar, 2006a; Foppen et al., 2007) montrent que l'effet de remplissage des sites de rétention est engendré par l'augmentation de la concentration de colloïdes injectés ou l'augmentation pour une concentration donnée la durée d'injection.

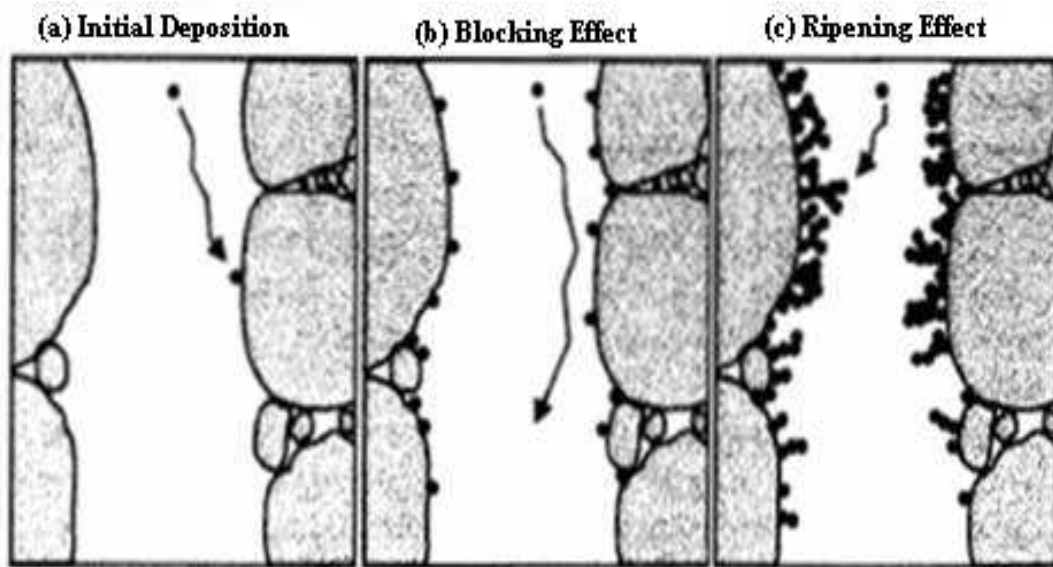


Figure 3.11. Interactions particule–grain, particule-particule et illustration des phénomènes: (b) «blocking effect », (c) « ripening effect » (Kretzschmar et al., 1999)

3.5.1.3 Effet de la vitesse d'écoulement dans le milieu poreux

La vitesse de l'écoulement exerce une action directe sur l'importance des différents phénomènes de transfert de matière. À faible vitesse l'influence de l'écoulement sur la dispersion des particules est très réduite (Bradford et al., 2007; Li et al., 2010). Plus la vitesse augmente, plus les effets de dispersion croissent et plus l'action du régime hydrodynamique devient importante. Lorsque la vitesse d'écoulement est importante, des particules peuvent être détachées par des forces hydrodynamiques (cisaillement) et transportées à travers le milieu poreux (Li et al., 2005). (Ahfir et al., 2009; Benamar et al., 2005; Syngouna and Chrysikopoulos, 2011; Tong and

Johnson, 2006) montrent que la cinétique de transport des particules à travers des milieux poreux est améliorée lorsque le débit d'écoulement augmente. La vitesse d'écoulement dans le milieu poreux a également été décrite comme un facteur pouvant contrôler la mobilité des particules notamment par un effet mécanique d'arrachement. L'augmentation de la vitesse d'écoulement modifie la distribution des vitesses dans les pores (écoulement plus rapide au centre des pores). Cela induit une diminution du temps de contact particule-grain ainsi que la probabilité de collision entre les particules et les grains de la matrice solide. Le transport particulaire est alors augmenté. Ainsi, à fort débit il y a peu de rétention et à l'inverse à faible vitesse porale, les particules sont plus fortement retenues ou retardées (Sen and Khillar, 2006). De plus, une augmentation de la vitesse du fluide peut provoquer la remise en suspension des particules par arrachement (Ryan and Elimelech, 1996).

3.5.1.4 Effet du milieu poreux

Il est couramment admis que la migration des particules à travers la texture du milieu poreux dépend de sa porosité, et de la géométrie des grains solide qui le constitue. Certaines études ont montré que la géométrie du réseau poreux, la longueur du milieu poreux et la texture des sols pouvaient jouer un rôle important dans la rétention et la dispersion des particules (Silliman, 1995; brown et al., 2002, Benamar et al., 2005; Tong and Johnson, 2006; Ahfir et al., 2007; Bradrord et al., 2007; Ikni et al., 2013) en particulier les hétérogénéités de surface des grains de la matrice poreuse ou leur distribution en taille; (Li et al., 2004; Gargiulo et al., 2007; Syngouna and Chrysiopoulos, 2011; Brown et al., 2002). Ces hétérogénéités peuvent former des sites de rétention favorables au piégeage des particules Figure 3.12. Pour vérifier l'influence de la forme des grains sur le dépôt des particules en suspension, certains auteurs comparent des expériences en colonne dont la seule différence est le milieu poreux : par exemple bille de verre (Benamar et al., 2005) et grains de sable en quartz purs (Torkzaban et al., 2010). (Auset and Keller, 2006; Keller and Auset, 2007) ont observé à l'échelle du pore le dépôt de colloïdes dans deux micro-modèles, l'un formé de grains lisses et l'autre de grains rugueux. Les colloïdes déposés dans le micro-modèle lisse se situent en amont du grain. En revanche, les particules déposées dans le micro-modèle rugueux sont plus nombreuses et se situent autour du grain et dans les parties irrégulières. Cependant il paraît clairement

que les particules se déposent préférentiellement sur les irrégularités de surface des grains.

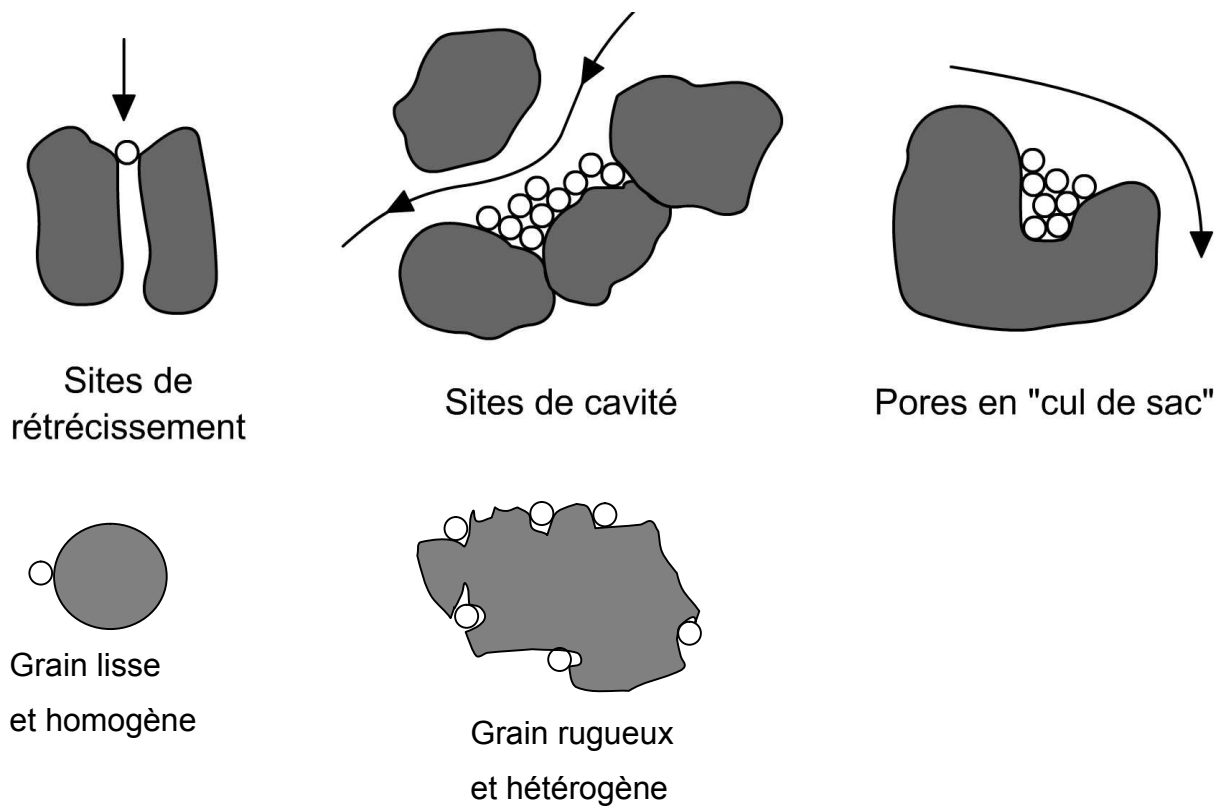


Figure 3.12. Sites de rétention et forme des grains du milieu poreux (d'après Van der Lee et al., 1994)

Au sein du milieu poreux, il existe des zones mortes aussi appelé zones de stagnation où l'eau peut être piégée et immobile et où les flux hydriques sont nuls (Li et al., 2010). C'est dans ces zones qu'une partie des particules peut alors se retrouver piégées (Tong and Johnson, 2006).

3.5.1.6 Effet des conditions hydriques du milieu

Le transfert de matières est très sensible aux conditions hydriques du milieu poreux. La formation des bulles d'air au sein du milieu poreux saturé conduit à la diminution de la teneur en eau, et à l'apparition d'une phase gazeuse qui contrôle la rétention des particules. D'après (Wan and Tokunaga, 1997), cette rétention est d'autant plus importante lorsque la phase gazeuse sera stationnaire.

3.5.2 Effet des paramètres chimiques

3.5.2.1 Effet du pH de la solution

Dans les milieux poreux naturels, un des paramètres responsable de la mobilisation des particules correspond au détachement de particules suite aux perturbations chimiques du fluide (Kim and Corapcioglu, 2009; Ben-Moshe et al., 2010). Le pH joue un rôle sur les charges de surface des particules et de la matrice poreuse contrôlant ainsi la répulsion électrostatique. De nombreuses études ont montré que l'augmentation du pH entraîne généralement une augmentation des phénomènes répulsifs du fait du changement de charge des surfaces minérales et organiques (Chen et al., 2011). (Ryan and Elimelech, 1996) confirme que pour un pH élevé, la répulsion augmente et il y a moins de dépôt des particules dans les milieux poreux. D'autres études ont montré que la mobilisation des particules minérales dans la plupart des sols est favorisée par un pH important et une force ionique faible (Grolimund, 2001).

3.5.2.2 Effet de force ionique et valence des ions

L'influence de la force ionique est intimement liée à la valence des ions (Liu et al., 1995), et à l'hétérogénéité chimique de la surface des grains (Song et al., 1994). En conditions répulsives (particules et surfaces des grains du milieu poreux possèdent des charges de même signe), une augmentation de la force ionique réduit la répulsion électrostatique et favorise le dépôt des particules. De nombreuses études en colonnes de laboratoire et in situ ont montré que la composition géochimique du milieu poreux (Elimelech et al., 2000) et la variation de la force ionique joue un rôle essentiel dans la rétention et la mobilisation des particules (Camesano et al., 1999; Kretzschmar et al., 1999; Redman et al., 2004; Torkzaban et al., 2008; Kim et al., 2009; Chen et al., 2011; Wang et al., 2011). L'augmentation de la force ionique engendre une diminution de l'épaisseur de double couche diffuse et donc des forces répulsives de double couche électrique (Elimelech and O'Meila, 1990; Tufenkji and Elimelech, 2005). Comme les forces attractives de van der Waals sont indépendantes de la chimie de la solution, l'augmentation de la force ionique se traduit par une diminution de la barrière de potentiel qui apparaît lorsque les deux surfaces s'approchent. La rétention des particules est alors accrue. Pour une force

ionique quelconque, la présence de substances chimiques peut en effet modifier l'attachement des particules par interactions électrostatiques (Kim et al., 2009), et par conséquent provoque plus facilement leur floculation/agrégation, favorisant ainsi le dépôt (Grolimund et al., 1998; Kim et al., 2009). L'effet de la force ionique est inverse lorsque les particules et les grains de milieu poreux possèdent des charges opposées. On est alors en conditions attractives et une augmentation de la force ionique engendre une diminution de la rétention (Elimelech, 1991).

3.6 Modification des propriétés hydrodynamiques due au dépôt de particules

Le dépôt et/ou la mise en suspension des particules peuvent modifier la structure du milieu poreux et donc induire des modifications dans ses propriétés hydrodynamiques (perméabilité, porosité cinématique ou effective). Les particules détachées dans l'espace poral se déposent dans les milieux poreux par les différents mécanismes de capture, et produisent le colmatage des pores entraînant une réduction de la perméabilité du milieu. De nombreuses études relatives à l'impact de la chute de perméabilité près de sites de pompage pétrolier ont été réalisées (Gruesbeck, 1982; Ochi and Vernoux, 1999; Moghadasi et al., 2004a; Moghadasi et al., 2004b). La chute de perméabilité est principalement due au transport et dépôt des particules fines mobilisées et à l'effet de filtration du milieu poreux (Abadzic and Ryan, 2001). (Ochi and Vernoux, 1998) ont montré l'existence d'un débit d'écoulement critique au-delà duquel les particules sont arrachées puis redéposées dans le milieu gréseux provoquant une chute de la perméabilité. L'augmentation de la salinité du fluide injecté, fait que le débit d'écoulement critique pour arracher les particules est grand et le déclin de la perméabilité est moindre. Cependant, la diminution de la salinité du fluide produit une diminution de la perméabilité indépendamment du débit. La diminution de perméabilité est importante parce que toutes les particules sont libérées en même temps. La redéposition des particules se produit simultanément sous les mécanismes de colmatage et la perméabilité diminue progressivement comme un processus séquentiel.

3.7 Effet d'exclusion de taille

Le phénomène d'exclusion de taille « *size-exclusion effect* » est connu par le principe que les petits pores ne sont pas desservis par les particules de taille supérieure (Bradford et al., 2003; Santos and Bedrikovetsky, 2006; Alvarez et al., 2007). Dans les milieux poreux saturés, les particules fines prennent donc des chemins les plus faciles se composant des plus grands pores. Plusieurs investigations expérimentales récentes dédiées à ce sujet confirment le rôle très important de ce phénomène dans le transport des particules en milieux poreux. (Ahfir et al., 2006&2007&2009; Benamar et al., 2005) ont montré l'existence d'une certaine vitesse critique au delà de laquelle les particules en suspension sont plus rapides que le traceur dissous. Dans le cas d'une conductivité hydraulique importante, à l'intérieure de ces pores la vitesse locale microscopique de l'eau est plus grande que dans le reste du milieu poreux, entraînant ainsi le phénomène d'augmentation de la vitesse des particules (Panfilov et al., 2008). Cet effet est appelé chromatographie hydrodynamique (de Marsily, 1986). Le retard du fluide porteur par rapport aux particules s'exprime par un facteur R_f :

$$R_f = \frac{\text{temps de passage du fluide porteur}}{\text{temps de passage des particules}} = 1 + 2 \left(\frac{R_p}{R_c} \right) - \left(\frac{R_p}{R_c} \right)^2 \quad (3.17)$$

Avec R_p rayon de la particule et R_c rayon du capillaire (figure 3.13). Cette relation n'est applicable que si $R_c \gg R_p$. Le rapport des vitesses des particules à celle de l'eau ou traceur dissous conservatif est généralement entre 1 et 1,1 et dans le cas extrême 1,4 (citée par (Harmand, 1996)).

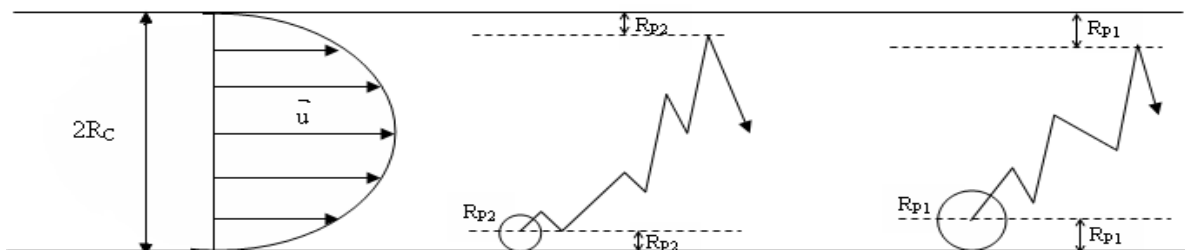


Figure 3.13. Effet d'exclusion de taille dans un tube capillaire pour deux particules de rayons respectifs R_{p1} et R_{p2} avec $R_{p1} > R_{p2}$ (Harmand, 1996)

En revanche, Dans les investigations (Massei et al., 2002; Kretzschmar, 1997; Grolimund et al., 1998), on a pu constater que les grosses particules ont été transportées plus rapidement que les particules fines. Ces auteurs expliquent l'effet d'exclusion de taille par le fait que les particules sont exclues par les plus petits pores du milieu poreux et la plupart des particules qui arrivent à la sortie du milieu poreux sont transportées dans les gros pores qui créent des chemins préférentiels. (Huber et al., 2000) étudie le transport des latex dans un sol hétérogène. Selon cet auteur, l'effet de l'exclusion des particules est plus important pour de grosses particules que pour des fines. Cet effet est plus prononcé dans les milieux hétérogènes avec une large distribution de tailles granulométriques des particules. (Sirivithayapakorn and Keller, 2003) constate que le phénomène d'exclusion de taille se produit quand le rapport (d_g/d_p) est inférieur à 1,5. (Auset and Keller, 2004] ont montré en utilisant un milieu modèle et une technique de visualisation à l'échelle microscopique que la dispersion cinématique dépend de la taille des colloïdes. En effet, les grosses particules restent au centre des pores et suivent les parcours moins tortueux (effet de parcours). Ainsi les plus grosses particules sont moins dispersées que les plus petites.

3.8 Conclusion

Ce chapitre nous a permis de présenter les forces qui agissent sur le transport et le dépôt des particules se déplaçant dans un milieu poreux saturé. Les investigations menées sur le transport de particules ont montré que ce domaine a suscité un intérêt important de la communauté scientifique ces dernières décennies. Ces études ont été réalisées soit sur des colonnes de laboratoires (Saiers et al., 1994; Groulimund, 1996; Bradford et al., 2003; Chen et al., 2005) soit in-situ (Ryan and Elimelech, 1996; Porel, 1988; Elimelech and O'Meila, 1990; Campère et al., 2001).

Le déplacement des particules en milieux poreux saturé résulte d'un couplage complexe entre plusieurs mécanismes :

- Rétention : immobilisation des particules par attachement, blocage ou filtration dans la matrice poreuse.
- Détachement : remobilisation des particules faiblement retenues sur la matrice et/ou décrochage par les forces de cisaillements exercées par l'écoulement.

- Transport : déplacement de particules dans un milieu poreux lié aux lois de la convection dispersion.

De nombreuses études ont considéré les perturbations hydrodynamiques et les conditions géométriques tel que la vitesse d'écoulement, et physico-chimique tels que le pH et la force ionique, la taille des particules, le milieu poreux. Le tableau 3.1 suivant rassemble quelques travaux sur ce sujet:

Tableau 3.1. Récapitulatif de quelques études sur les paramètres influençant le transport de particules en suspension

Paramètres étudiés	Type de particule	Références
Conditions d'écoulements	<ul style="list-style-type: none"> - Limon - Rilsan 	(Ahfir et al., 2007; Massei et al., 2002; Benamar et al., 2005; wang et al., 2000)
tailles des particules et milieu poreux	<ul style="list-style-type: none"> - Colloïdes - particules de limon 	(Johnson et al., 2007b; Bradford et al., 2003; Auset and Keller, 2006; Shani, 2008; Porubcan and Xu, 2011; Bennacer et al., 2013)
Charges Electriques du milieu poreux	<ul style="list-style-type: none"> - Silica microsphères 	(Elimelech et al., 2000; Chen et al., 2001; Elimelech et al., 2003)
Chimie de la charge surfacique	<ul style="list-style-type: none"> - Hématite - Bactérie 	(Kretzschmar and Sticher, 1998)
Force ionique et le pH	<ul style="list-style-type: none"> - Colloïdes - Bactérie - Silica 	(Grolimund et al., 2001; lenhart and Saiers, 2003; Kim et al., 2009; Torkzaban et al., 2007)
Concentration, Electrolyte	<ul style="list-style-type: none"> - Particules de latex 	(Liu et al., 1995; Xu et al., 2006)
Particules retenues	<ul style="list-style-type: none"> - Particules de latex - Bactérie 	(song and Elimelech, 1993a; Camesano et al., 1999)

Partie II

METHODOLOGIE

CHAPITRE 4

ESSAIS EN LABORATOIRE

4.1 Introduction:

La synthèse bibliographique a permis de faire le point sur les connaissances actuelles du transport particulaire dans les milieux poreux saturés. Ces travaux présentés ont un intérêt évident mais bien souvent dans le cadre restrictif d'études particulières. Sur le plan conceptuel, il a été vu qu'il s'avérait indispensable d'optimiser un certain nombre de paramètres comme la prise en compte de la taille et de la polydispersivité en tailles de particules injectées. Dans ce chapitre, un programme expérimental est donc réalisé de manière à caractériser d'une part, les matériaux sur lesquels nous avons travaillé, et d'autre part, de définir le protocole expérimental que nous avons appliqué.

4.2 Description du dispositif expérimental

L'étude du transport et de la rétention des particules solides en laboratoire se fait généralement sur des colonnes de petites dimensions placées en position verticale où l'écoulement de l'influent est ascensionnel (Kretzschmar et al., 1997; Porel, 1988). La position horizontale de la colonne a été adoptée pour que le modèle soit représentatif du site expérimental et pour s'affranchir des effets de gravité sur l'écoulement (Ahfir et al., 2006&2007). La colonne testée est positionnée horizontalement pour simuler une nappe captive et pour éviter un tassement inégal le long de la colonne pendant les essais de traçage. Le dispositif expérimental utilisé est composé d'une colonne en plexiglas. La colonne est alimentée par un réservoir rempli d'eau déminéralisée, placé en amont et relié par une pompe péristaltique MasterFlex (Cole-Parmer Instrument) pour assurer un débit constant pendant chaque essai. Un débitmètre numérique MacMillan est installé à l'entrée de la colonne pour mesurer le débit d'alimentation. Les injections sont réalisées à l'aide d'une seringue. Le système de détection et d'acquisition des données à la sortie de la colonne est composé d'un turbidimètre qui permet, après un étalonnage préalable d'obtenir la concentration des matières en suspension de l'effluent. Au cours des expériences, des prélèvements d'eau à la sortie de la colonne sont répartis depuis le début des premières arrivées particulaires. Cet échantillonnage a été effectué pour contrôler l'évolution des spectres granulométriques des particules (analyses granulométriques

effectuées par un compteur de particules de type Multisizer) restituées par rapport à la distribution initiale de celles injectées.

De nombreuses études en laboratoire sur le transport et le dépôt de particules dans un milieu poreux sont réalisées en colonnes dont les dimensions peuvent varier classiquement de quelques centimètres à plusieurs dizaines de centimètres de longueur (Kretzschmar et al., 1997; Moghadasi et al., 2004; Benamar et al., 2005; (Ahfir et al., 2007).

La colonne utilisée est un tube en plexiglas transparent. Elle mesure 32 cm de long pour un diamètre interne de 4 cm. Ainsi, $L/D=8$, ce qui permet de s'affranchir de l'influence de l'entrée et de la sortie et de simuler le cas de transport unidimensionnel. On considère généralement qu'une valeur $L/D \geq 3$ est nécessaire. En prenant la valeur $d_g=1.1$ mm du sable, le rapport d_g/D vaut 0.0275. $d_g/D \leq 0.033$ assure une faible influence des effets de parois (Pfannkuch, 1963). La colonne est équipée de quatre piézomètres notés P_1, P_2, P_3, P_4 , ce qui permet de suivre l'évolution de la charge hydraulique au cours des essais de traçage. L'ensemble du montage expérimental illustré par la Figure 4.1 permet de mesurer la concentration de l'effluent dans les deux situations de traçage : particules en suspension et traceur conservatif. La restitution du traceur dissous est enregistrée par un fluorimètre Turner Designs modèle 10-AU. La restitution des particules en suspension est enregistrée par un turbidimètre (Kobold Instrument turbidimeter). Tout l'appareillage est relié à la centrale d'acquisition (NOVA machin truc), contrôlée par un PC, et le temps d'échantillonnage varie de 0 à 30 secondes.

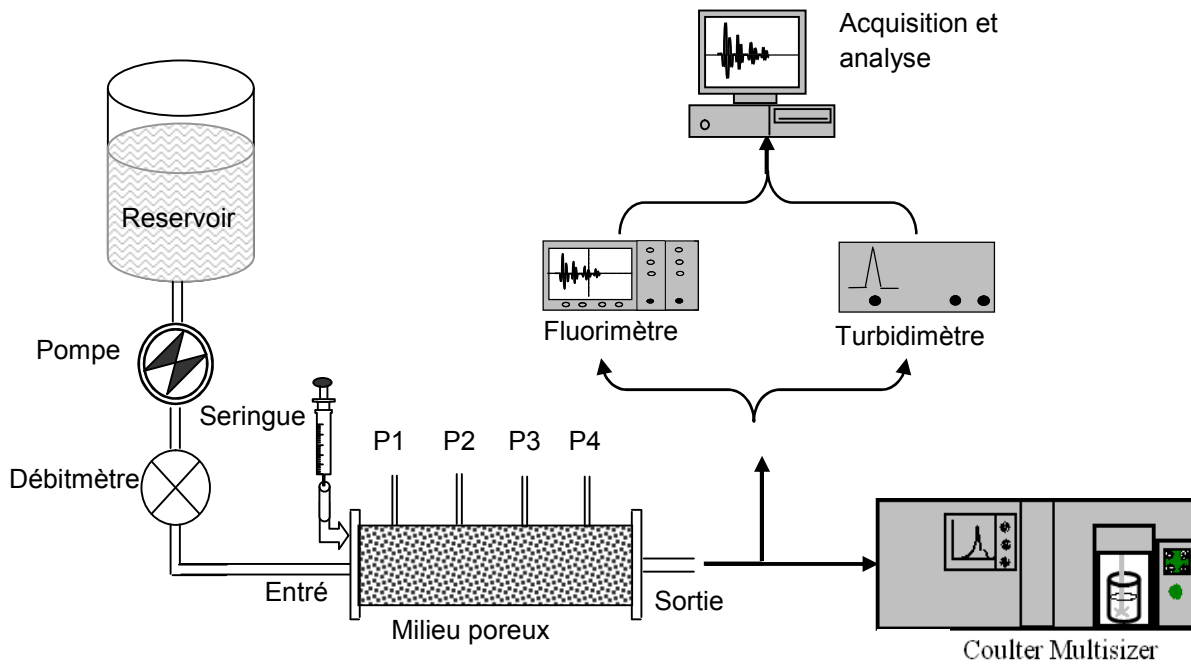


Figure 4.1. Schéma du dispositif expérimental de laboratoire

✓ **Remplissage de la colonne**

Le remplissage de la colonne se fait avec un maximum de précautions. Le sable est déversé dans la colonne préalablement remplie d'eau (conditions saturées) et en position verticale. La masse de sable à mettre en place est toujours divisée en huit (08) parts égales. Cette précaution permet d'éviter le piégeage de bulles d'air. La mise en place de chaque part dans la colonne est suivie de légères vibrations pour assurer une bonne compaction à sa base. Comme on l'a signalé auparavant, après le remplissage, la colonne a été installée en position horizontale de façon à éviter un tassement inégal le long de la colonne, rendant le milieu hétérogène en créant ainsi des chemins préférentiels.

4.3 Caractéristiques des matériaux utilisés

4.3.1 Milieu poreux:

Face à l'extrême complexité des processus impliqués dans la migration des particules, la plupart des essais de laboratoire ont porté sur un sable ou billes de verre à granulométrie peu étendue (Bradford and Bettahar, 2005; Grolimund et al.,

1996; Kretzschmar et al., 1997; Ahfir et al., 2007; Porubcan and Xu, 2011) . Les avantages du sable sont nombreux :

- Facile à mettre en place
- Pas d'érosion de particules pour perturber le signal à la sortie de la colonne.
- Pas de déformations (gonflements ou de retraits)
- Pas d'échange ionique (dépôt électrochimique défavorable)
- Possibilité de faire appel à un diamètre moyen d_{50} et a des relations faisant intervenir la géométrie du milieu poreux.

Le matériau poreux utilisé est un sable provenant de la région d'Adrar (sud ouest d'Algérie) ; ce sable lavé à l'eau déminéralisée, et tamisé pour ne retenir que la fraction serrée, quasi-constante ayant une taille entre 1 et 1.25 mm (tableau 4.1) :

Tableau 4.1. Granulométrie cumulée du sable

Tamis [mm]	Refus [%]
1,25	0
1	100
Total	100

Afin d'éliminer la fraction fine par choc de salinité ainsi que toute trace de matière organique attachée à la surface des grains, le sable est lavé au NaCl 10^{-2} M, suivi d'un rinçage à plusieurs reprises à l'eau déminéralisée (Lenhart and Saiers, 2003). Le sable est ensuite séché à l'étuve à 105° C pendant 24 heures avant d'être utilisé en colonne.

Une observation au Microscopie Electronique à Balayage MEB a été réalisée sur le sable (Figure 4.2). Les grains apparaissent anguleux et les surfaces, rugueuses.

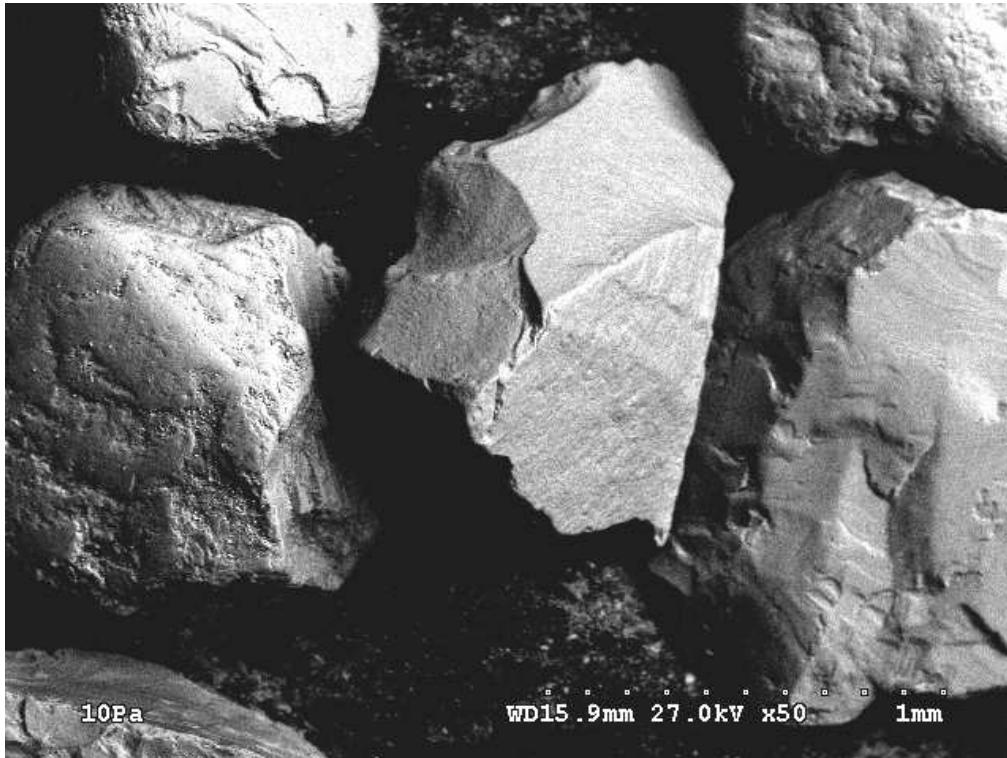


Figure 4.2. Images du sable au MEB

La densité apparente ρ_d est de l'ordre de 1.67 g/cm^3 , obtenue en pesant une quantité de sable contenue dans un volume connu. La densité spécifique ρ_s (densité solide) égale à 2.79 g/cm^3 , est déterminée en ajoutant de l'eau déminéralisée à un échantillon de sable (dont on connaît la masse) jusqu'à obtenir un volume fixé. Ainsi, connaissant le volume d'eau ajouté, on détermine le volume du sable initial et par conséquent sa densité spécifique. La porosité totale ϕ est obtenue par :

$$\phi = 1 - \frac{\rho_d}{\rho_s} = 0.4 \quad (4.1)$$

La mesure de la conductivité hydraulique K du sable dans la colonne est basée sur l'application de la loi de Darcy. Pour un débit donné, on mesure le gradient hydraulique correspondant. La valeur de K est estimée à $5.5 \times 10^{-3} \text{ m/s}$.

Une porosité de drainage ou porosité efficace ϕ_c (cm^3/cm^3), définie comme le rapport au volume total de l'espace des vides contenant de l'eau pouvant s'écouler librement sous l'effet de la gravité seule (de Marsily, 1986). La mesure de la porosité efficace peut être réalisée par égouttage sous l'action de la force de gravité (Figure 4.3). Des

essais de drainages sont réalisés sur la colonne, remplie de sable placée verticalement. Après saturation du milieu, on mesure le volume d'eau V_e libéré par gravité sur une période de 24 heures. La porosité efficace ou cinématique correspond au volume d'eau gravitaire V_e libéré par gravité sur le volume total V_t . La valeur obtenue de la porosité efficace est de l'ordre de 0,37 et représente 92,5% de la porosité totale.

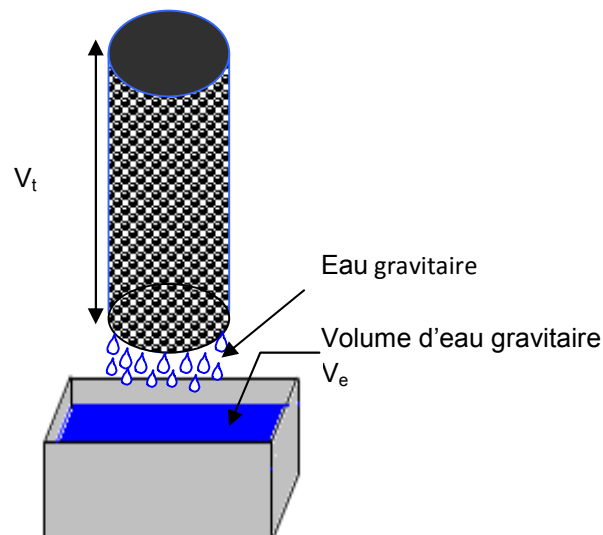


Figure 4.3. Détermination de la porosité efficace par égouttage

Les expériences de caractérisation des matériaux sont répétées au moins trois (03) fois et une valeur moyenne est présentée dans le tableau (Tableau 4.2) récapitulatif suivant :

Tableau 4.2. Récapitulation des caractéristiques physiques du sable

Matériaux	ρ_d	ρ_s	ϕ_c	ϕ	$K [m.s^{-1}]$
Sable	1.67	2.79	0.34	0.4	5.5×10^{-3}

4.3.2 Traceurs

4.3.2.1 Particules en suspension

✓ *Sélection des particules*

Pour atteindre l'objectif de notre étude, cinq populations de particules de limon de masse volumique $2,65 \text{ g/cm}^3$ ont été sélectionnées. Une technique expérimentale de

sélection basée sur l'application des notions de sédimentation de particules est utilisée. Le temps de chute d'une particule considérée sphérique tombant librement dans un fluide au repos est régi par la loi de Stokes :

$$t = \frac{18 \cdot \rho_f \cdot \eta_c \cdot h}{d_p^2 \cdot g \cdot (\rho_p - \rho_f)} \quad (4.2)$$

Où

g : accélération de la pesanteur [m/s^2]

η_c : viscosité cinématique [$kg/m.s$]

ρ_p : masse volumique de la particule [g/cm^3]

ρ_f : masse volumique du fluide [g/cm^3]

d_p : diamètre de la particule [m^3]

Il apparaît clairement que plus le diamètre et la masse volumique de la particule sont grands plus le temps de chute est faible. L'élimination des particules fines ($d_p < 2\mu m$) se base sur la simple décantation réalisée en laboratoire à l'aide d'un tube en verre de sédimentation. En effet, leur vitesse de sédimentation est extrêmement faible. On peut citer à titre d'exemple que le temps nécessaire pour qu'une particule de ce diamètre ($2\mu m$) parcourt 20 cm ($h=20$ cm) en chute libre dans l'eau au repos à une température de 15 °C est de 17.6 heures.

Pour connaître en détail la taille et la distribution des particules en suspension sélectionnées par l'expérience de sédimentation, un compteur de particules de type Multisizer est utilisé pour définir la granulométrie des cinq populations. Ces populations sont alors notées respectivement Limon 3,5 μm , Limon 9,5 μm , Limon 13,8 μm , Limon 18,3 μm et Limon 24,3 μm .

Afin d'étudier la polydispersivité de la taille des particules, une sixième population notée Mélange a été obtenue en mélangeant deux portions égales en volume des deux populations Limon 3,5 μm et Limon 18,3 μm . Cependant, dans cette population (Mélange), le nombre de particule de la population Limon 3,5 est égal à seize (16) fois le nombre de particule de la population Limon 18,3 μm . En pratique pour obtenir une solution de particules dont la distribution de taille est bimodale, nous mélangeons deux populations de particules dont les tailles sont totalement

différentes (pas de chevauchement). La Figure 4.4 illustre les spectres granulométriques des six (6) populations injectées dans le milieu poreux.

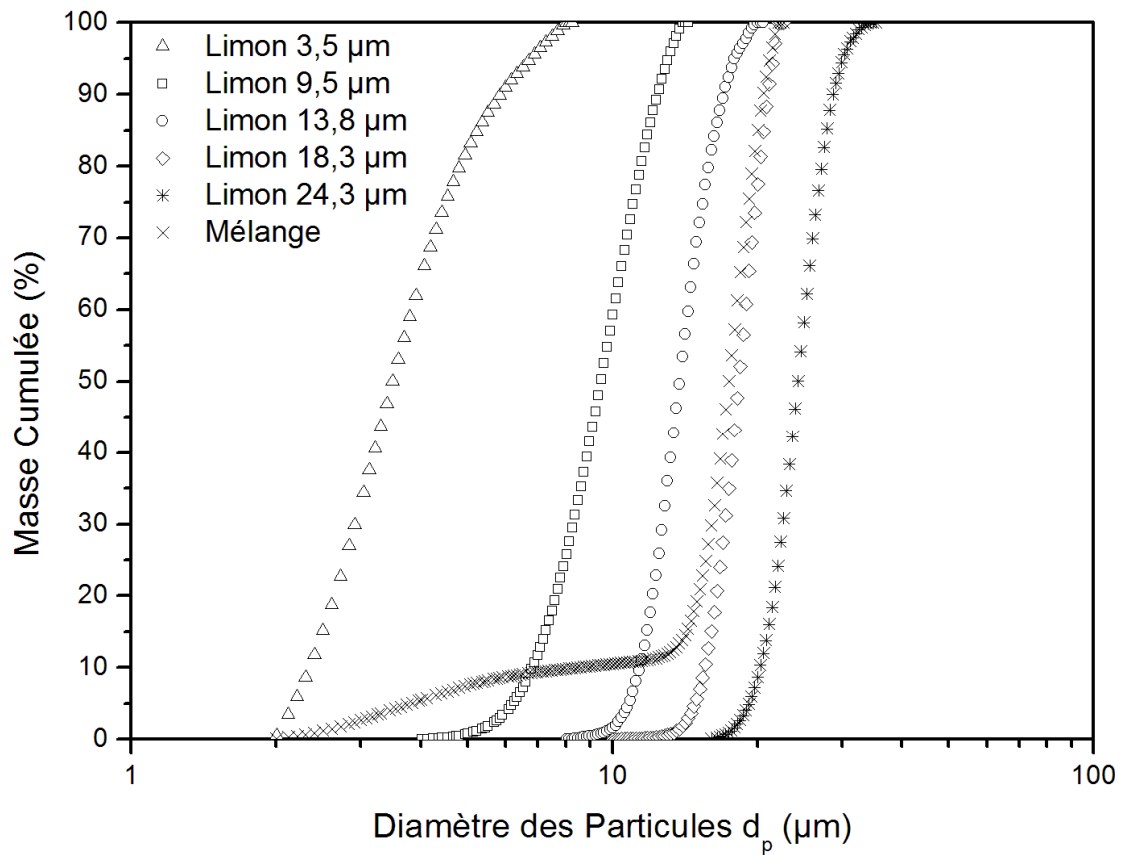


Figure 4.4. Courbes granulométriques des PES injectées

Ces dernières sont de nature uniquement quartzreuse comme nous avons pu l'observer au microscope électronique à balayage (MEB) (Figure 4.5).

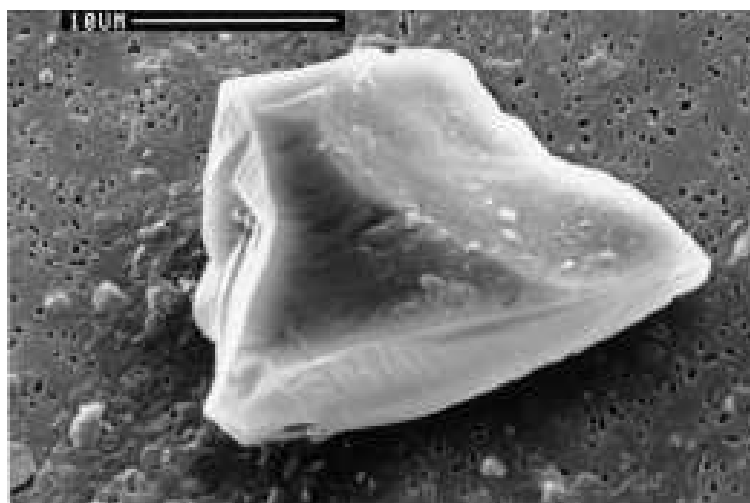


Figure 4.5. Photographie au MEB d'une particule limoneuse.

Les caractéristiques statistiques des différentes populations de particules sont rassemblées sur le tableau suivant :

Tableau 4.3. Caractéristiques statistiques des particules injectées

Particules	taille (μm)	d_{50} (μm)	d_{Mode} [μm]
Limon 3,5 μm	2-8	3.50	3,42
Limon 9,5 μm	4-14	9.50	9,96
Limon 13,8 μm	8-20	13,80	14,04
Limon 18,3 μm	10-22	18.30	19,35
Limon 24,3 μm	16-34	24,30	23,98
Mélange	2-22	17.44	17,97

5.3.2.2 Traceur dissous

Le choix du traceur dissous est dicté par un certain nombre d'impératifs; il s'agit en particulier de recourir à des traceurs peu onéreux, disponible, très soluble dans l'eau (pas de dépôt), n'ayant pas d'interaction avec la matrice poreuse, facile à détecter et à analyser et pas toxique. Les traceurs les plus utilisés sont les chlorures de calcium ou de sodium et la fluorescéine. Nous avons eu recours à la fluorescéine. La fluorescéine $\text{C}_{20}\text{H}_{10}\text{O}_4\text{Na}_2$ est un colorant couramment utilisé pour le traçage des eaux souterraines. Elle représente une grande solubilité et peut être détectée à très faible concentration.

4.4. Procédure des essais de traçage

Une fois le dispositif expérimental mis en place, on a été amené à faire quelques tests préliminaires. La procédure consiste à réduire au maximum la longueur des tubes à la sortie de la colonne de façon à réduire la distance colonne - appareils de mesure. Le volume de tube de sortie reste faible par rapport au volume de pore du milieu poreux testé. L'injection d'une suspension de particules dans le tube donne un taux de restitution de 100%, indiquant qu'aucun dépôt n'est observé à l'intérieur des tubes. Ces expériences préliminaires nous ont permis de choisir le volume à injecter V_{inj} . Le choix du volume injecté doit répondre à deux impératifs : il doit être suffisamment faible pour que l'injection puisse être simulée à une impulsion et d'autre part la vitesse d'injection ne doit pas perturber l'écoulement à l'entrée de la

colonne. (Kretzchmar et al., 1997) ont rapporté que pour les injections impulsions le rapport du volume injecté V_{inj} au volume de pores V_p du milieu poreux doit être inférieur ou égal à 3%. Le volume injecté V_{inj} est très faible devant le volume de pores V_p ($V_{inj} \ll V_p$) du milieu poreux. Les volumes injectés et les concentrations en traceurs donnés dans tableau 4.4 semblent être un bon compromis car d'une part l'écoulement n'est pas perturbé (pas de variation brusque de la charge hydraulique le long de la colonne), d'autre part ces volumes et ces concentrations nous permettent d'avoir des restitutions de particules mesurables afin de déterminer les paramètres de transfert.

Tableau 4.4. Volumes et concentrations en PES injectés

Traceurs	V_p [ml]	V_{inj} [ml]	% V_p	C_0 [g/l]
Limon 3.5 μm	160	3	1,875	3
Limon 9.5 μm	160	3	1,875	3
Limon 13.8 μm	160	3	1,875	3
Limon 18.3 μm	160	3	1,875	3
Limon 24.3 μm	160	3	1,875	3
Mélange	160	3	1,875	3
TD	160	3	1,875	10^{-4}

4.4.1 Mode opératoire

Après avoir préparé et saturé le milieu, il est important de vérifier son homogénéité. La colonne est alors alimentée à charge constante à partir d'un réservoir d'eau déminéralisée placé en amont. Les mesures des différentes pressions (charges hydrauliques) le long de la colonne permettent de contrôler l'homogénéité du milieu poreux (Cf. figure 4.1). La relation entre la pression et la distance dans la direction de l'écoulement pour les différentes vitesses testées est linéaire. Ce résultat montre que le gradient hydraulique est constant le long du milieu et confirme son homogénéité. La relation entre la vitesse de Darcy et le gradient hydraulique reste linéaire (Figure 4.6).

Les gammes des vitesses utilisées sont entre 0,05 et 0,42 cm/s. Elles sont supérieures à celles rencontrées dans les écoulements en milieux naturels, mais restent proches de celles utilisées dans l'industrie (forages).

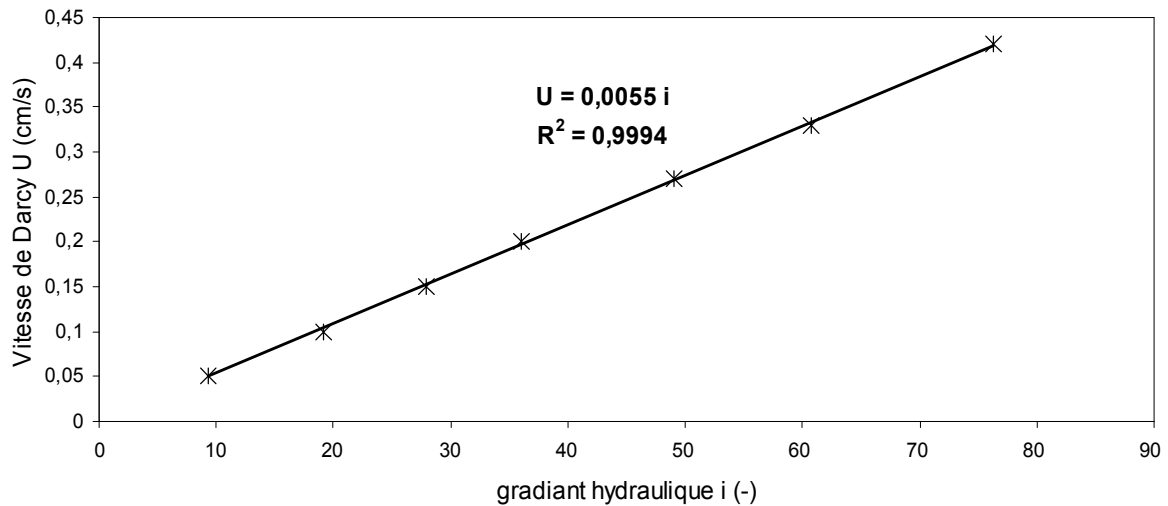


Figure 4.6. Vitesse de Darcy U en fonction du gradient hydraulique i

En appliquant la relation (chapitre 2, § 2.5.1), pour les différentes vitesses d'écoulements testées, la valeur de R_e dans le milieu poreux varie entre 0,6 et 5,01 comme le montre le tableau suivant :

Tableau 4.5. Valeurs du nombre de Reynolds de chaque vitesse testée

U [cm/s]	R_e
0.42	5.01
0.33	3.94
0.27	3.22
0.20	2.39
0.15	1.79
0.10	1.19
0.05	0.60

On peut alors admettre que le régime d'écoulement est laminaire à l'intérieur des pores (de Marsily, 1986), et la loi de Darcy reste applicable. Le choix de la méthode d'injection est porté sur la méthode d'injection par impulsion. Ce choix est justifié par l'objectif visé qui est celui d'éviter toute possibilité de colmatage du milieu poreux qui peut perturber l'écoulement.

La procédure générale d'un essai en colonne consiste à injecter à l'aide d'une seringue (diamètre interne de l'aiguille égal 2 à mm) une concentration connue C_0 de

traceur à l'entrée d'une colonne de sable saturé puis de mesurer la concentration de l'effluent recueilli à la sortie.

Pour pouvoir réaliser une série de 7 injections avec le même remplissage (sans changer de sable), les injections sont faites de la plus forte vitesse d'écoulement à la plus faible. Cette dernière technique nous permet d'éviter tout relargage possible des particules déjà déposées au cours de l'injection précédente. L'inversion du sens de l'écoulement à la fin de chaque injection, c'est-à-dire après l'obtention de la courbe de restitution finale pour une vitesse donnée, permet de rincer la colonne. On considère alors que le milieu est propre pour réaliser une nouvelle injection avec une vitesse d'écoulement inférieure à la précédente.

4.4.2 Etalonnage du turbidimètre

La turbidité est un indicateur de la transparence de l'eau. La turbidité traduit la présence de particules en suspension dans l'eau et son unité est NTU (Nephthotéломétric Turbidity Unit). La valeur de la turbidité fournie par le turbidimètre dépend de la forme, de la taille, de la composition et de la quantité des particules solides transportées. Toutefois, ce n'est pas une mesure directe (nombre, masse...) de ces particules mais une mesure globale de leur influence sur la lumière. La norme ISO 7027 définit la turbidité comme la "réduction de la transparence d'un liquide due à la présence de matières non dissoutes.

Le calcul de la concentration à partir des mesures de turbidité se fait à l'aide d'une courbe d'étalonnage, établie par mesure de la turbidité à différentes concentrations en particules en suspension. L'étalonnage du turbidimètre consiste à établir la relation liant la turbidité NTU donnée à la concentration massique C (g/l).

Pour chaque population de particules, l'étalonnage du turbidimètre ($C[g/l]=f(NTU)$) est réalisé pour cinq concentrations de la solution particulière. Ces mesures ont permis de noter la variation de la turbidité d'une suspension à concentration donnée de la solution.

Les résultats illustrés dans la figure 4.7 montrent que la turbidité est proportionnelle à la concentration massique des particules solides. Le coefficient de proportionnalité χ est appelé coefficient d'étalonnage. Un coefficient d'étalonnage est déterminé pour chacune des populations injectées.

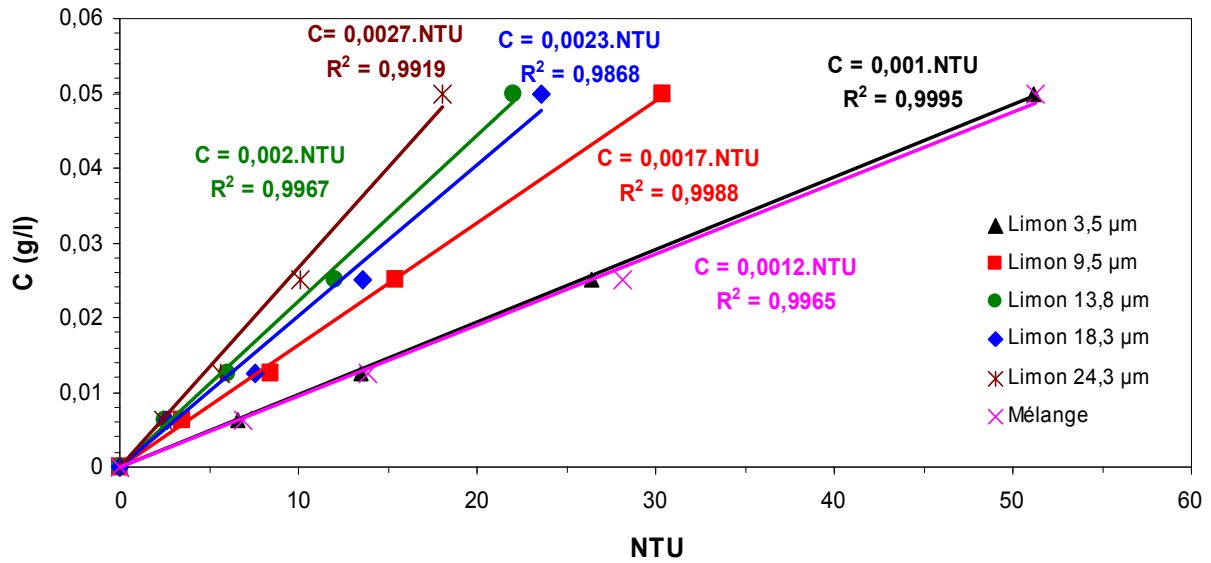


Figure 4.7. Courbes d'étalonnage du turbidimètre avec les différentes tailles des particules en suspension étudiées

Aussi, comme le montre la figure 4.8, le coefficient d'étalonnage χ augmente avec le diamètre médian (d_{50}) des PES. La relation donnant le coefficient d'étalonnage du turbidimètre χ en fonction du diamètre médian d_{50} des PES, s'écrit :

$$\chi = 0,0005 \cdot d_{50}^{0,5} \quad (4.3)$$

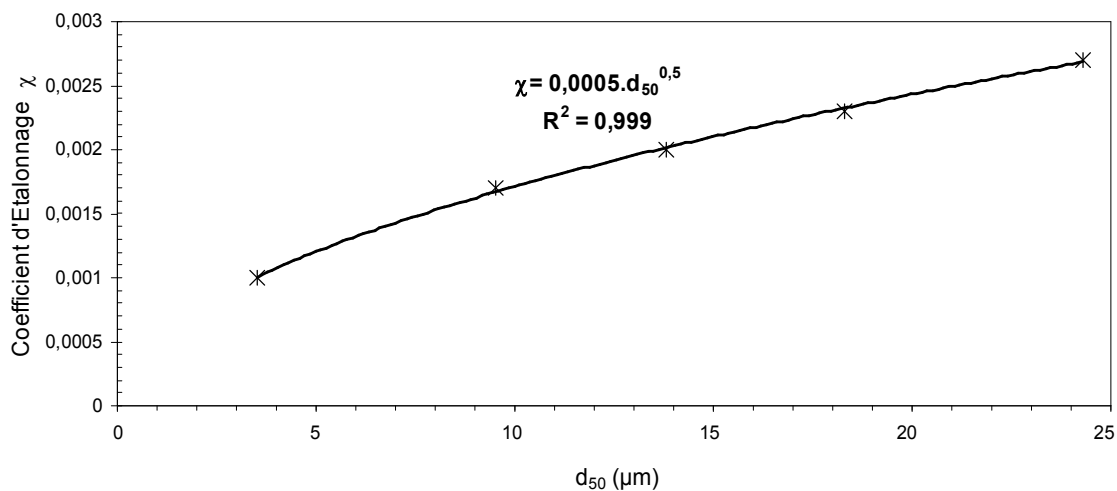


Figure 4.8. Variation du coefficient d'étalonnage du turbidimètre en fonction du diamètre médian (d_{50}) des PES

Tous les essais de traçage sont effectués avec des injections impulsion. A une vitesse donnée, les expériences sont réalisées pendant un temps équivalent au temps d'écoulement d'au moins trois (03) fois le volume de pores du milieu poreux.

4.4.3 Granulométrie des particules restituées

Le suivi de la courbe de restitution en continu nous a permis de faire des prélèvements d'échantillons de l'effluent au tour du pic de restitution (Figure 4.9).

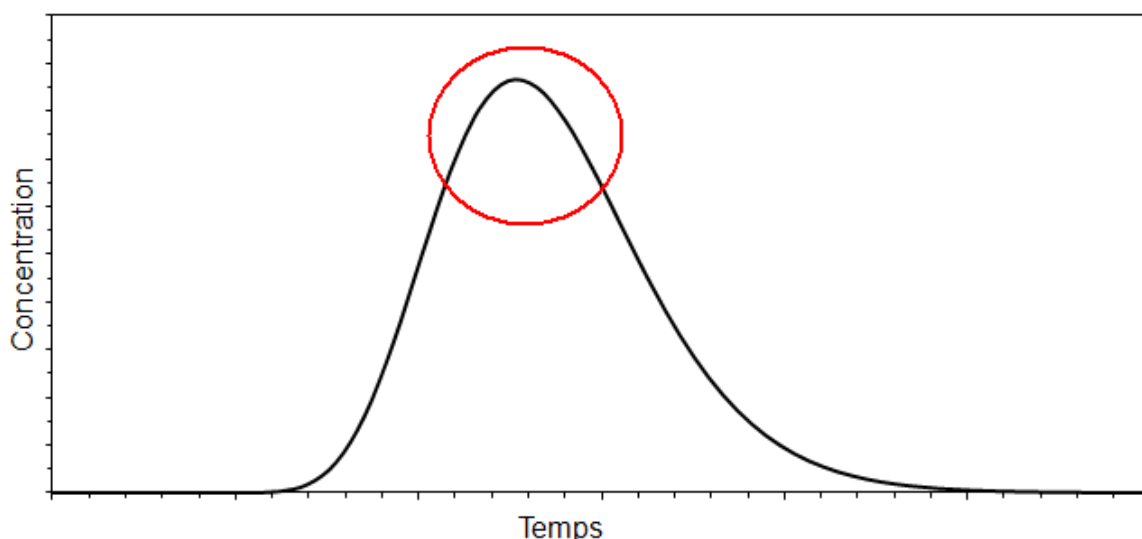


Figure 4.9. Points de prélèvement des échantillons de PES

L'analyse granulométrique de ces échantillons de particules restituées à la sortie de la colonne est déterminée par un compteur de particules (Coulter Multisizer II) présenté sur la figure 4.10. Le compteur de particules quantifie en nombre et en volume les différents diamètres de PES analysées. L'analyse granulométrique consiste à faire passer un échantillon de 120 ml contenant des PES par plusieurs canaux ayant des diamètres connus. Les particules sont assimilées à des sphères. Le principe de base du Coulter Mutisizer II consiste à mesurer le courant électrique entre deux électrodes immergées dans un liquide conducteur de chaque côté d'une petite ouverture, par laquelle une suspension de particules est aspirée. Quand une

particule traverse l'ouverture, elle change l'impédance entre les deux électrodes et produit une impulsion électrique de courte durée ayant une grandeur essentiellement proportionnelle au volume de la particule. La série d'impulsions est électriquement mesurée, comptée, et cumulée dans un certain nombre de tailles reliées à des canaux.



Figure 4.10. Compteur de particules Coulter Mutisizer II

4.5. Caractéristique d'une courbe de restitution

L'évolution de la concentration de l'effluent permet d'obtenir une courbe de restitution des traceurs conservatif et particulaire. Cette courbe donne les variations de la concentration C en fonction du temps t (Figure 4.11). L'analyse de cette courbe permet de déterminer les paramètres qui caractérisent le transport dans le milieu poreux. Notons que l'intégration d'une courbe de restitution donne le taux de restitution de la masse injectée.

4.5.1 Temps caractéristiques

t_a : Temps d'arrivée du traceur

t_m : Temps modal correspondant à la concentration maximale C_{max} ,

t_s : Temps de résidence (séjour) moyen ou moyenne arithmétique pondérée des temps de séjour

$$t_s = \frac{\int_0^{\infty} tCdt}{\int_0^{\infty} Cdt} \quad (4.4)$$

t_c : Temps de transfert par convection pure

$t_c = x/u$, avec x la longueur du milieu poreux et u la vitesse moyenne du pore (la vitesse moyenne effective)

t_h : temps harmonique ou moyenne harmonique pondérée des temps

$$t_h = \frac{\int_0^{\infty} Cdt}{\int_0^{\infty} \frac{C}{t} dt} \quad (4.5)$$

t_f : Temps final (retour à zéro de la concentration)

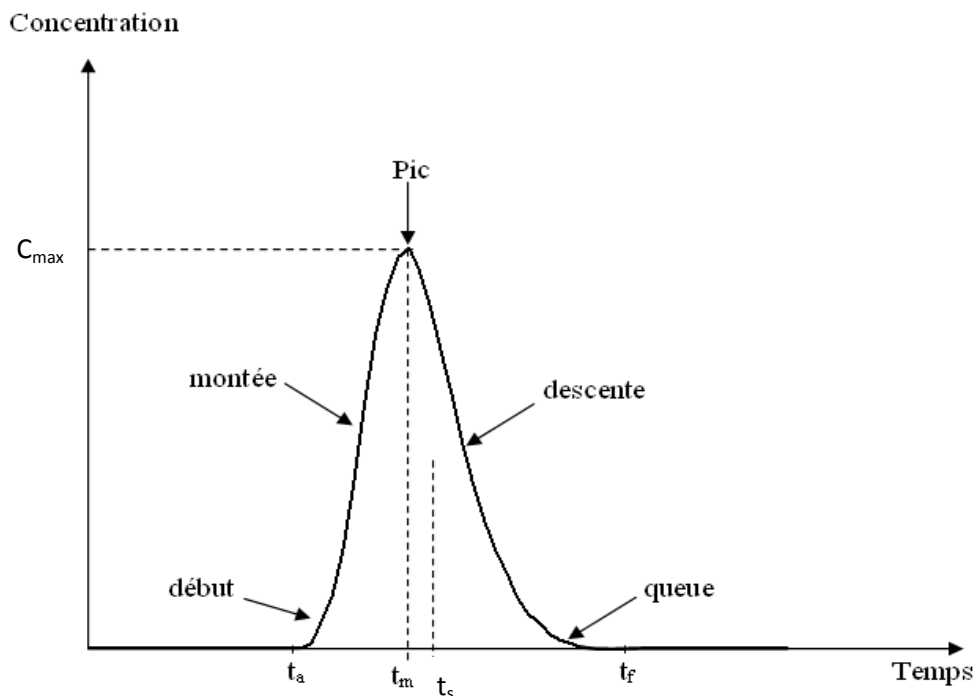


Figure 4.11. Courbe de restitution : détermination des paramètres temporels caractéristiques de la courbe (Porel, 1988)

4.5.2 Paramètres statistiques

Comme toute distribution, la courbe de restitution de la figure 4.11 peut être caractérisée par ses moments qui nous permettent de déterminer les principaux paramètres de dispersion. Par définition, le moment d'ordre n par rapport au temps de la courbe de restitution s'écrit :

$$m_n = \int_0^{\infty} C(t) \cdot t^n dt \quad (4.6)$$

Le temps de résidence moyen (\bar{t}) et la variance réduite (σ_R^2) s'écrivent :

$$t_s = \frac{\int_0^{\infty} t \cdot C(t) \cdot dt}{\int_0^{\infty} C(t) \cdot dt} \quad (4.7)$$

$$\sigma_R^2 = \frac{\int_0^{\infty} \left(\frac{t - \bar{t}}{\bar{t}} \right)^2 C(t) \cdot dt}{\int_0^{\infty} C(t) \cdot dt} \quad (4.8)$$

Le taux de restitution R :

$$R = \frac{\int_0^{\infty} QC(t) dt}{M} \quad (4.9)$$

Avec M la masse du traceur (dissous ou particulaire) initialement injectée.

✓ *Interprétation hydrodynamique des courbes de restitution*

L'examen de la forme de la courbe de restitution d'un traceur parfait en fonction de la qualité de remplissage de la colonne de laboratoire a été étudié par **Harmand, (1996)**. La forme de la courbe nous renseigne si le remplissage est correct ou non, sur la présence de court-circuit, de volumes morts ou de zones stagnantes. La figure 4.12 illustre les formes de courbes les plus souvent observées dans le cas d'une injection impulsion.

Un remplissage homogène est caractérisé par une courbe en cloche symétrique par rapport à l'axe médian, l'élargissement de la courbe de restitution est dû à la dispersion radiale et axiale dans le milieu (figure 4.12. (a)).

Si la courbe de restitution présente un premier pic à un temps proche du temps d'injection, un court-circuit s'est créé dans la colonne favorisant le passage préférentiel du soluté (figure 4.12. (b)).

Une traînée en fin de courbe et un maximum inférieur au temps de séjour moyen traduisent la présence de zones stagnantes échangeant lentement avec la partie de fluide mobile. Une partie du traceur n'explore pas ces zones et sort donc à un temps inférieur à \bar{t} , par contre une autre partie échange avec ces zones de façon plus lente et sort à des temps plus élevés que \bar{t} , créant une traînée (figure 4.12. (c et d)).

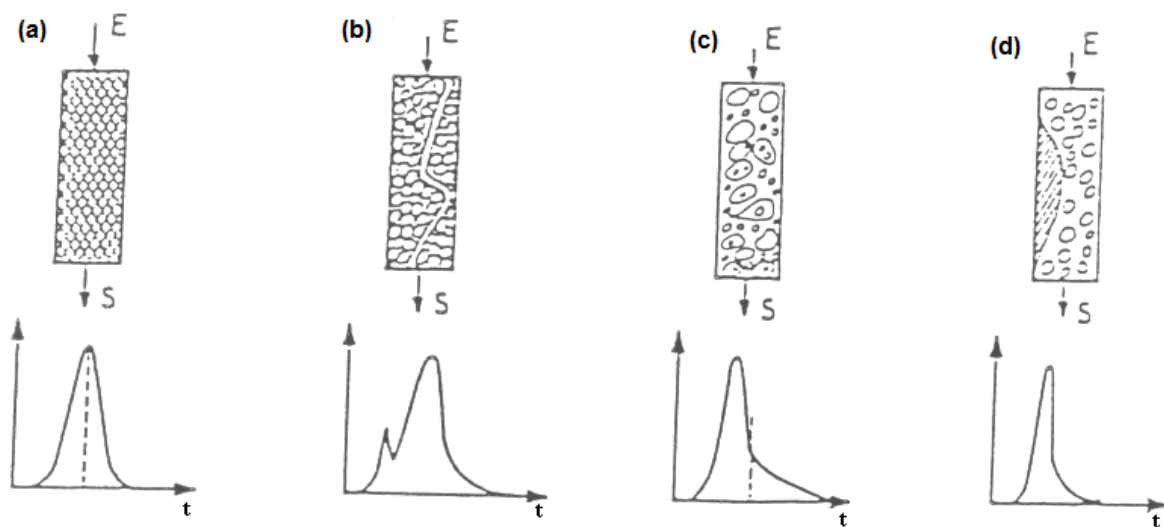


Figure 4.12. Exemple de réponse à une injection impulsion en cas de remplissage correct (a) et de mauvais remplissage de colonne : (b) court-circuit, (c) zone stagnante, (d) zone morte (Harmand, 1996)

4.5.3 Paramètres étudiés

De nombreux paramètres influent sur le transport et la rétention des particules en suspension dans un milieu poreux saturé. Dans le cadre de cette thèse, nous nous sommes attachés à :

- Déterminer les paramètres hydrodispersifs du milieu poreux,
- Etudier les effets de la taille et la polydispersivité des particules en suspension,
- Etudier l'effet de la vitesse d'écoulement.

- Etudier l'évolution temporelle de la taille des particules restituées

4.6. Conclusion

Ce chapitre présente les matériaux, le matériel ainsi que la procédure d'essai utilisée pour étudier la problématique de transport et dépôt des particules en suspension dans un milieu poreux saturé. Les essais préliminaires nous ont permis d'identifier les paramètres essentiels pour mener à bien l'étude de cette problématique.

Malgré les grandes vitesses d'écoulement expérimentales retenues, la loi de Darcy reste applicable et le régime d'écoulement à l'intérieur des pores est considéré laminaire (le nombre de Reynolds inférieur à 5,1).

La quantité des particules en suspension injectée est suffisamment faible pour que le dépôt des particules ne modifie pas la porosité et la perméabilité du milieu poreux et le relargage est négligeable.

CHAPITRE 5

MÉTHODES DE DÉTERMINATION DES PARAMÈTRES HYDRODISPERSIFS

5.1. Introduction

Les différents modèles mathématiques de convection-dispersion sont représentés par des équations ou des systèmes d'équations aux dérivées partielles qu'il est en règle générale difficile, voire impossible, de résoudre analytiquement. Cependant pour certaines conditions initiales et aux limites bien définies il existe des solutions analytiques. Cela signifie que l'on dispose de fonction s'exprimant sous forme analytique qui est une solution exacte de l'équation considérée. Cette solution mérite d'être évoquée car elle fournit des résultats rapides et précis.

Dans ce chapitre, après avoir présenté l'équation de convection-dispersion d'un soluté, on rappelle les différentes solutions explicites de transfert pour des conditions initiales et aux limites particulières. Nous aborderons par la suite l'ajustement des courbes expérimentales de restitution du traceur dissous et/ou particulaire par les différentes méthodes d'identification utilisées pour déterminer les paramètres du modèle.

5.2. Solution analytique de l'équation de transport

5.2.1 Rappel de l'équation de transport

Le milieu poreux considéré pouvant être assimilé à un domaine semi-infini limité par une surface plane, on admettra que le transfert massique est instationnaire. Rappelons que la modèle de convection-dispersion dont nous cherchons les solutions analytiques pour différentes conditions initiales et aux limites s'écrit:

$$\frac{\partial C(x,t)}{\partial t} = D_L \frac{\partial^2 C(x,t)}{\partial x^2} - u \frac{\partial C(x,t)}{\partial x} - \Gamma \quad (5.1)$$

✓ *Cinétique de dépôt du premier ordre*

Dans l'équation 5.1, le phénomène de relargage de particules en suspension est négligé, ce qui n'est justifié que si la cinétique de relargage est très lente par rapport au temps mis par les particules pour se concentrer dans le milieu (Kretzschmar et al., 1997).

La forme la plus simple de Γ est un terme du premier ordre avec la concentration (Kretzschmar et al., 1997) :

$$\Gamma = -K_{dep} C(x, t) \quad (5.2)$$

Le coefficient cinétique K_{dep} de dimension $[T^{-1}]$ et le coefficient de filtration λ sont liés par la relation :

$$K_{dep} = -\frac{1}{t_s} \ln\left(\frac{C(x, t)}{C_0}\right) \quad (5.3)$$

Avec t_s : temps de séjour moyen (T) pour une colonne de longueur L.

Le temps de séjour moyen (t_s) peut être calculé directement d'après la formule :

$$t_s = \frac{V_p}{Q} = \frac{V_t \cdot \phi_c}{Q} \quad (5.4)$$

Ou

ϕ_c : Porosité cinématique du milieu

V_t : volume total de la colonne (L^3)

V_p : volume poral (L^3)

Afin de considérer les processus simultanés de dépôt et de relargage de particules, il est nécessaire d'introduire une seconde variable $S(x, t)$ correspondant à la masse de particules retenues par unité de volume de fluide (Corapcooglu and Jiang, 1993) :

$$\Gamma = \frac{\partial S(x, t)}{\partial t} = K_{dep} C(x, t) - K_r S(x, t) \quad (5.5)$$

K_{dep} et K_r : coefficient cinétique de dépôt et de relargage des particules en suspension respectivement $[T^{-1}]$.

$S(x, t)$: masse de particules retenues par unité de volume de fluide $[M.L^{-3}]$

✓ **Cinétique de dépôt du second ordre :**

L'utilisation d'une loi cinétique du 1er ordre implique l'hypothèse suivante : le dépôt ne se fait que sur un milieu vierge, dépourvu de dépôts particuliers antérieurs. Selon Saiers et al., (1994), cette hypothèse n'est valable que dans les premiers temps de l'expérience. Mais au fur et à mesure que les dépôts ont eu lieu, il est

nécessaire de tenir compte de la fraction de particules déposées sur les grains du milieu poreux de manière irréversible. Ces mêmes particules peuvent alors représenter un nouveau site de dépôt pour d'autres particules colloïdales, circulant dans le milieu. Cette hypothèse a poussé Saiers et al., (1994) à introduire une loi cinétique du second ordre, afin de modéliser le dépôt des colloïdes. Le terme Γ comprend ainsi deux expressions, représentant les sites réversibles et irréversibles.

$$\Gamma = -\frac{\partial S_{rev}}{\partial t} - \frac{\partial S_{irr}}{\partial t} \quad (5.6)$$

$$\frac{\partial S_{rev}}{\partial t} = K_{dr} C - K_r S_{rev} \quad (5.7)$$

$$\frac{\partial S_{irr}}{\partial t} = K_{dep} C \quad (5.8)$$

Où

S_{rev} : masse de particules déposées de façon réversible par unité de volume de pore

S_{irr} : masse de particules déposées de façon irréversible par unité de volume de pore

K_{dr} , K_r : coefficient cinétique de dépôt et de relargage des sites réversibles [T^{-1}]

K_{dep} : coefficient cinétique de dépôt des sites irréversibles [T^{-1}]

(Compère et al., 2001) ont utilisé ce modèle pour décrire le transport et la rétention de suspensions argileuses dans un milieu sableux. Ils ont montré que les coefficients K_{dep} et K_r étaient fonction de la force ionique I , et de la vitesse d'écoulement dans ce milieu poreux : K_{dep} et K_r augmentent avec la vitesse de pore, de même K_{dep} augmente avec la force ionique, mais K_r diminue lorsque cette dernière augmente. En ce qui concerne le coefficient d'adsorption irréversible K_{dep} , (Compère et al., 2001) ont montré que dans un milieu sableux, ce dernier augmentait avec la vitesse d'écoulement.

5.2.2 Hypothèses de travail

La complexité des mécanismes de transfert, de dépôt et du milieu poreux dans lequel ils se produisent, nous amène à poser quelques hypothèses de travail. Ainsi, nous supposons que :

- L'écoulement est isotherme.
- La phase liquide est continue et constituée par l'eau pure
- Le milieu est inerte, et sa structure est indéformable
- La phase solide n'est pas dissoute dans l'eau.
- La variation de la viscosité dynamique du mélange est négligeable quelque soit la concentration de la suspension injectée
- La masse volumique du mélange est égale à celle de l'eau
- L'écoulement est unidimensionnel.

5.2.3 Résolution :

L'intérêt des solutions analytiques dépend largement du choix des conditions aux limites. Celles-ci doivent traduire au mieux les processus physiques qui se déroulent aux limites du système expérimental. Rappelons que le modèle de convection-dispersion avec une cinétique de dépôt du premier ordre dont nous cherchons les solutions analytiques pour différentes conditions aux limites s'écrit:

$$\frac{\partial C(x,t)}{\partial t} = D_L \frac{\partial^2 C(x,t)}{\partial x^2} - u \frac{\partial C(x,t)}{\partial x} - K_{dep} C(x,t) \quad (5.9)$$

Dans un milieu où le bruit de fond du traceur est nul, les conditions initiales et aux limites s'écrivent par:

$$\left. \begin{array}{l} C(t=0, x) = 0 \\ C(t, x=0) = M/Q \cdot \delta(t) \\ C(t, x=\infty) = 0 \end{array} \right\} \quad (5.10)$$

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 étant la concentration et V_{inj} le volume de la solution du traceur injectée. La dernière 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.

La solution analytique des équations (5.9) avec les conditions initiales et aux limites (5.11), est donnée par Wang et al., (2000):

$$C(t, x) = \frac{M \cdot x}{Q \sqrt{4\pi D_L t^3}} \cdot \exp(-K_{dep} t) \cdot \exp\left(-\frac{(x - ut)^2}{4D_L t}\right) \quad (5.11)$$

Pour une distance L fixée entre le point d'injection et le point d'observation et en définissant le nombre de Péclet $P_e = \frac{uL}{D_L} = \frac{L}{\alpha_L}$ et le temps de transfert par

convection $t_c = \frac{L}{u}$, l'équation (5.11) s'écrit :

$$C(t) = \frac{M}{Q} \sqrt{\frac{P_e \cdot t_c}{4\pi t^3}} \cdot \exp(-K_{dep} t) \cdot \exp\left(-\frac{P_e}{4t_c} \frac{(t_c - t)^2}{t}\right) \quad (5.12)$$

5.3 Méthodes d'identification des paramètres de transport

Ajuster un paramètre ou caler une courbe expérimentale revient à faire varier sa valeur pour arriver à un modèle aussi représentatif que possible des phénomènes réels. Dans ce qui suit, on expose rapidement quelques méthodes existantes pour interpréter analytiquement avec l'équation (5.12) des courbes de restitution des traçages. On cite, la méthode des moments, la Méthode Graphique Linéaire (M.G.L) et la Méthode de Régression Parabolique (M.R.P).

5.3.1. Méthode des moments

Nous présentons une méthode de détermination des paramètres t_c , P_e et K_{dep} à partir des expressions de divers temps caractéristiques de transfert présentées au (chapitre 4 § 4.5.1) que l'on qualifie de « Méthode des Moments ».

Par définition, le moment d'ordre n de la courbe de restitution par rapport au temps s'écrit :

$$m_n = \int_0^{\infty} C(t) \cdot t^n dt \quad (5.13)$$

Soit :

Ordre 0 :

$$m_0 = \int_0^{\infty} C(t) dt = \sum_{i=1}^{n-1} \left(\frac{C_{i+1} + C_i}{2} \cdot (t_{i+1} - t_i) \right) \quad (5.14)$$

Ordre 1 :

$$m_1 = \int_0^{\infty} t \cdot C(t) dt = \sum_{i=1}^{n-1} \left(\frac{t_{i+1} C_{i+1} + t_i C_i}{2} \cdot (t_{i+1} - t_i) \right) \quad (5.15)$$

Ordre 2

$$m_2 = \int_0^{\infty} t^2 \cdot C(t) dt = \sum_{i=1}^{n-1} \left(\frac{t_{i+1}^2 C_{i+1} + t_i^2 C_i}{2} \cdot (t_{i+1} - t_i) \right) \quad (5.16)$$

Le taux de restitution de la masse injectée (R) au point $x=L$, le temps de résidence moyen (\bar{t}) et la variance réduite (σ_R^2) s'écrivent :

$$R = \frac{\int_0^{\infty} QC(t) dt}{M} = \frac{Q}{M} \cdot m_0 \quad (5.17)$$

$$\bar{t} = \frac{\int_0^{\infty} t \cdot C(t) \cdot dt}{\int_0^{\infty} C(t) \cdot dt} = \frac{m_1}{m_0} \quad (5.18)$$

$$\sigma_R^2 = \frac{\int_0^{\infty} \left(\frac{t - \bar{t}}{\bar{t}} \right)^2 C(t) \cdot dt}{\int_0^{\infty} C(t) \cdot dt} = \frac{m_0 \cdot m_2}{m_1^2} - 1 \quad (5.19)$$

Ces trois paramètres statistiques peuvent être calculés expérimentalement par les formules précédentes.

Wang et al., (2000) ont donné les différentes expressions théoriques de ces paramètres en appliquant l'intégrale sur la solution analytique de l'équation (5.12) :

$$R = \exp\left(\frac{P_e}{2}(1 - \beta)\right) \quad (5.20)$$

$$\bar{t} = \frac{t_c}{\beta} \quad (5.21)$$

$$\sigma_R^2 = \frac{2}{P_e \beta} \quad (5.22)$$

Avec

$$\beta = \sqrt{1 + \frac{4K_{dep}t_c}{P_e}} \quad (5.23)$$

Les équations (5.21), (5.22) et (5.23) permettent de déterminer les trois paramètres (P_e , t_c et K_{dep}) :

$$P_e = \frac{2}{\sigma_R^2} + 2\ln(R) \quad (5.24)$$

$$t_c = \bar{t} / (1 + \sigma_R^2 \cdot \ln R) \quad (5.25)$$

$$K_{dep} = -\frac{\ln R}{\bar{t}} \left(1 + \frac{\sigma_R^2}{2} \ln R\right) \quad (5.26)$$

Généralement la valeur de $\frac{\sigma_R^2}{2} \ln R$ est très faible devant 1, et donc souvent négligée. On déduit alors :

$$K_{dep} \cong -\frac{\ln R}{\bar{t}} \quad (5.27)$$

On retrouve ainsi la formule du coefficient cinétique de dépôt couramment utilisée dans la littérature (Elimelech et al., 1995; Kretzschmar et al., 1997; Grolimund et al., 1998; Compère et al., 2001).

Pour un traceur dissous ($K_{dep}=0$, $\beta=1$, $R=1$), on a donc :

$$P_e = \frac{2}{\sigma_R^2} \quad (5.28)$$

$$t_c = \bar{t} \quad (5.29)$$

5.3.2 Méthode graphique linéaire (M.G.L.)

Wang, (1987) propose une méthode simple de détermination de la dispersivité et du temps de transfert par convection pure à partir de la solution explicite de l'équation (5.12). Cette méthode a été conçue pour les traceurs dissous. Elle est étendue (Wang et al., 2001) au cas des traceurs particulaires avec la cinétique de dépôt du premier ordre.

L'écriture de l'équation (5.12) sous forme adimensionnelle donne l'expression suivante :

$$C_R(t_R) = \sqrt{\frac{P_e t_{cR}}{4\pi t_R^3}} \exp\left(-K_{dR} t_R - \frac{P_e}{4t_{cR}} \frac{(t_{cR} - t_R)^2}{t_R}\right) \quad (5.30)$$

Où :

$$\begin{cases} t_R = \frac{t}{t_w} \\ t_w = \frac{V_p}{Q} \\ V_p = xS\phi, \\ t_{cR} = \frac{t_c}{t_w} \\ C_R = \frac{CV_p}{M} = \frac{V_p}{V_{inj}} \cdot \frac{C}{C_0} \\ K_{dR} = K_{dep} \cdot t_w \end{cases} \quad (5.31)$$

avec t_w le temps de passage apparent d'eau pour un volume de pore du milieu [T], V_p le volume de pore apparent contenu dans le milieu [L^3], ϕ la porosité du milieu, S la section et x la distance d'observation qui correspond à la longueur de la colonne.

Le principe de cette méthode consiste à transformer la solution analytique de l'équation (5.12) en une équation linéaire de type $Y=cX+a$ dont les paramètres a et c dépendent des paramètres de transport. Pour cela, on prend le logarithme népérien (ln) sur l'équation (5.30) :

$$\ln(C_R t_R^{1.5}) = \ln\left(\sqrt{\frac{P_e t_{cR}}{4\pi}}\right) - K_{dR} t_R - \frac{P_e}{4t_{cR}} \frac{(t_{cR} - t_R)^2}{t_R} \quad (5.32)$$

En posant :

$$Y = \ln(C_R \cdot t_R^{1.5}) \quad (5.33)$$

On obtient :

$$Y = -\left(K_{dR} + \frac{P_e}{4t_{cR}}\right) \cdot t_R + \frac{1}{2} \left(P_e + \ln \frac{P_e t_{cR}}{4\pi}\right) - \frac{P_e t_{cR}}{4} \cdot \frac{1}{t_R} \quad (5.34)$$

En dérivant l'équation (5.34) par rapport à t_R , on obtient :

$$Y' = c \cdot X + a \quad (5.35)$$

D'où :

$$\begin{cases} X = \frac{1}{t_R^2} \\ a = -\left(K_{dR} + \frac{P_e}{4t_{cR}}\right) \\ c = \frac{P_e t_{cR}}{4} \end{cases} \quad (5.36)$$

On obtient une équation linéaire entre X et Y' . Les valeurs des données (X et Y') peuvent être calculées à partir des données expérimentales de la façon suivante :

$$X_{i+1/2} = \frac{1}{t_{Ri} \cdot t_{Ri+1}} \quad (5.37)$$

$$Y'_{i+1/2} = \frac{\ln(C_R \cdot t_R^{1.5})_{i+1} - \ln(C_R \cdot t_R^{1.5})_i}{t_{Ri+1} - t_{Ri}} \quad (5.38)$$

En utilisant la régression linéaire entre X et Y' , on peut déterminer les valeurs de a et c . Connaissant a , c et le taux de restitution R (Eq. 5.17), nous déduisons P_e , t_{cR} et K_{dR} comme suit :

$$\begin{cases} P_e = 4\sqrt{-c \cdot a} + 2 \ln R \\ t_{cR} = \frac{4c}{P_e} \\ K_{dR} = -\frac{\ln R}{t_{cR}} \left(1 - \frac{\ln R}{P_e}\right) \end{cases} \quad (5.39)$$

Nous calculons finalement :

$$\begin{cases} t_c = t_{cR} \cdot t_w \\ \alpha_L = \frac{x}{P_e} \\ K_{dep} = \frac{K_{dR}}{t_w} \end{cases} \quad (5.40)$$

Pour un traceur dissous (TD), le phénomène de dépôt n'intervient pas ($K_{dep}=0$, $R=1$ et $\ln R=0$). D'après les valeurs de a et c , on calcule P_e et t_{cR} de la façon suivante :

$$\begin{cases} P_e = 4\sqrt{-c \cdot a} \\ t_{cR} = \sqrt{-c/a} \end{cases} \quad (5.41)$$

5.3.3. Méthode de régression parabolique (M.R.P.)

Selon le principe de la méthode graphique linéaire (Wang, 1987; Wang et al., 2001), la méthode de régression parabolique consiste à transformer la solution analytique (Eq. 5.30) en une équation parabolique par un changement de variables.

En multipliant l'équation (5.32) par t_R et en regroupant les termes, on obtient :

$$t_R \cdot \ln(C_R t_R^{1.5}) = -(K_{dR} + \frac{P_e}{4t_{cR}}) \cdot t_R^2 + \frac{1}{2} (P_e + \ln \frac{P_e t_{cR}}{4\pi}) \cdot t_R - \frac{P_e t_{cR}}{4} \quad (5.42)$$

En posant :

$$\begin{cases} h_t = t_R \cdot \ln(C_R \cdot t_R^{1.5}) \\ a = -\left(K_{dR} + \frac{P_e}{4t_{cR}}\right) \\ b = \frac{1}{2} \left(P_e + \ln\left(\frac{P_e t_{cR}}{4\pi}\right)\right) \\ c = -\frac{P_e t_{cR}}{4} \end{cases} \quad (5.43)$$

On obtient l'équation parabolique suivante :

$$h_t = a.t_R^2 + b.t_R + c \quad (5.44)$$

Les valeurs des données (h_t , t_R) peuvent se calculer à partir des données expérimentales de traçages. En utilisant la régression parabolique entre h_t et t_R , on peut déterminer les trois valeurs a , b et c . Connaissant a , b et c , on calcule P_e , t_{cR} et K_{dR} comme suit :

$$\begin{cases} P_e = 2b - \ln\left(-\frac{c}{\pi}\right) \\ t_{cR} = -\frac{4c}{P_e} \\ K_{dR} = -a - \frac{P_e}{4t_{cR}} \end{cases} \quad (5.45)$$

finalement :

$$\begin{cases} t_c = t_{cR} \cdot t_w \\ \alpha_L = \frac{x}{P_e} \\ K_{dep} = \frac{K_{dR}}{t_w} \end{cases} \quad (5.46)$$

Pour un traceur dissous, le phénomène de dépôt n'intervient pas ($K_{dep}=0$). De la même manière, cette méthode d'interprétation peut être appliquée pour déterminer les valeurs a , b , et c par régression parabolique. P_e et t_{cR} (Eq. 5.45) s'obtiennent en suite par :

$$\begin{cases} P_e = 4\sqrt{c \cdot a} \\ t_{cR} = \sqrt{c/a} \end{cases} \quad (5.47)$$

La porosité cinématique ϕ_c est obtenue par :

$$\phi_c = \frac{Qt_c}{Sx} \quad (5.48)$$

5.4 Ajustement des courbes expérimentales

✓ Ajustement par la méthode de régression parabolique

Les paramètres hydrodispersifs sont obtenus par calage de la solution analytique de l'équation de convection-dispersion, avec une cinétique de dépôt de premier ordre, en 1D (Eq. 5.12) sur les courbes expérimentales de restitution. Après sélection des points représentatifs d'une courbe parabolique (figure 5.1b), le calage se fait par régression parabolique. La figure 5.1a montre l'ajustement entre la courbe expérimentale et celle calculée par la méthode de régression parabolique.

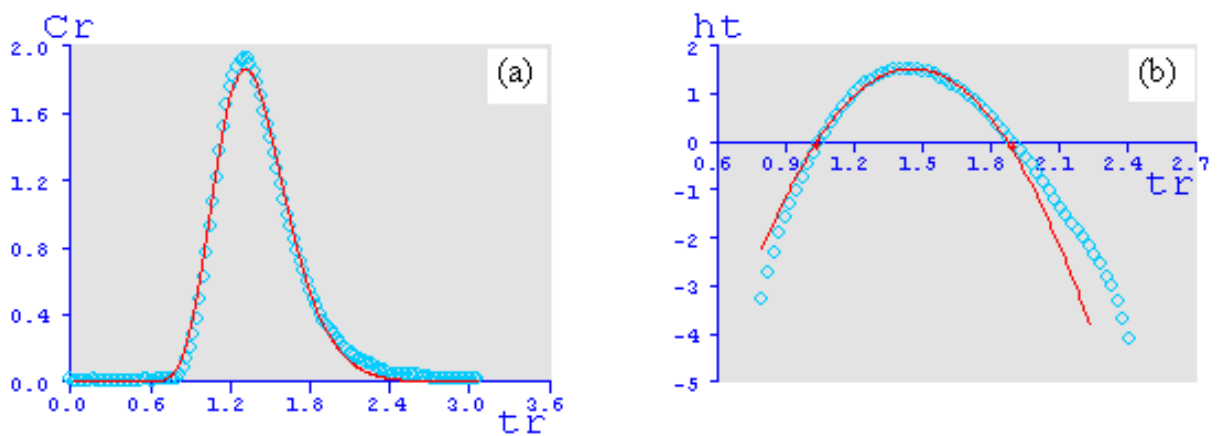


Figure 5.1. Calage de la courbe expérimentale de restitution par la régression parabolique (ligne continue)

La figure 5.2 représente deux exemples de calage de courbes de restitution. Ces courbes expérimentales sont obtenues par traçage avec les particules en suspension (Limon 3.5 μm) et avec le traceur dissous conservatif (Fluorescéine). Le modèle mathématique montre un bon ajustement de ses courbes expérimentales par la solution analytique (figure 5.2). Sur ces figures, la concentration relative C_R en ordonnée correspond au rapport $\frac{C_i V_P}{M}$, où C_i est la concentration mesurée au temps

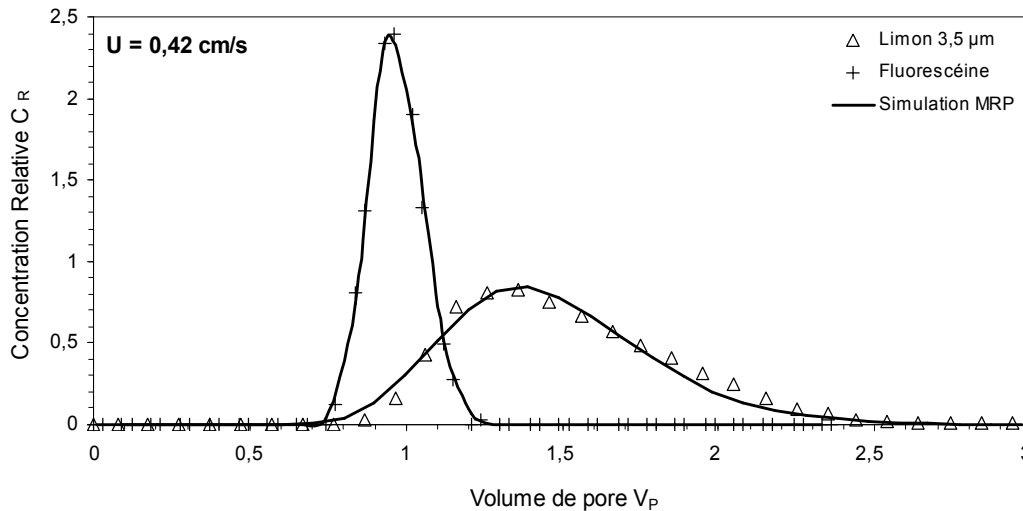


Figure 5.2. Exemple de calage des courbes expérimentales par la méthode de régression parabolique MRP

Sur la figure 5.2 est présentée quelques courbes de restitution pour une vitesse donnée. Ces courbes expérimentales sont obtenues par traçage avec les particules en suspension Limon 3.5 µm et avec le traceur dissous conservatif. Le modèle mathématique montre un bon ajustement entre les courbes expérimentales et les solutions analytiques (figure 5.2). Sur ces figures, la concentration relative C_R en ordonnée correspond au rapport $\frac{C_i V_p}{M}$, où C_i est la concentration mesurée au temps t_i , M la masse injectée, et V_p le volume de pore. En abscisse, l'unité « volume de pore » correspond à un temps normalisé qui permet de s'affranchir de l'effet du débit pour comparer l'allure des différentes courbes entre elles.

✓ **Ajustement par la méthode graphique linéaire**

Cette méthode se focaliser sur la montée seule des courbes de restitution, permettant de traiter séparément les phénomènes de convection-dispersion des phénomènes secondaires (diffusion moléculaire, sorption). Comme le montre la Figure 5.3, le calage de la courbe expérimentale par la méthode graphique linéaire est très satisfaisant.

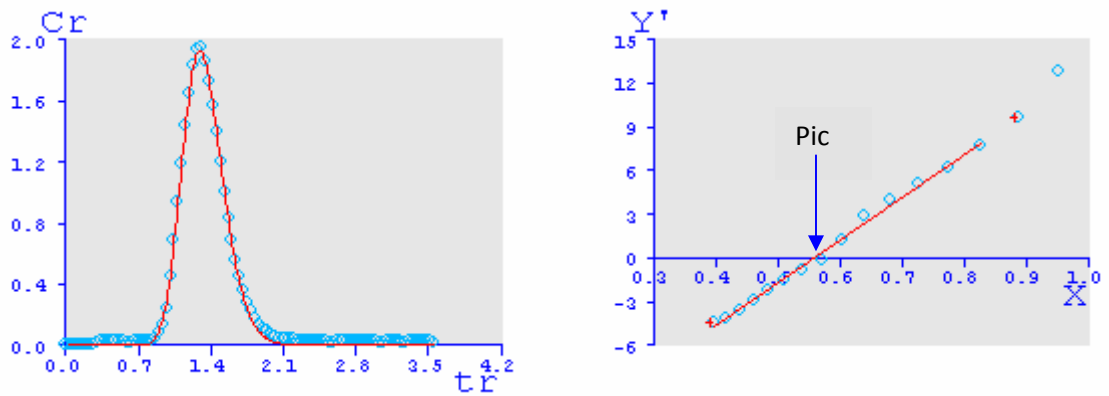


Figure 5.3. Ajustement par la méthode Graphique linéaire MGL

✓ **Ajustement par la méthode des moments**

Rappelons que la méthode des moments est basée sur la détermination des différents paramètres statistiques. L'ajustement des données expérimentales par la méthode des moments est présenté sur la figure 5.4

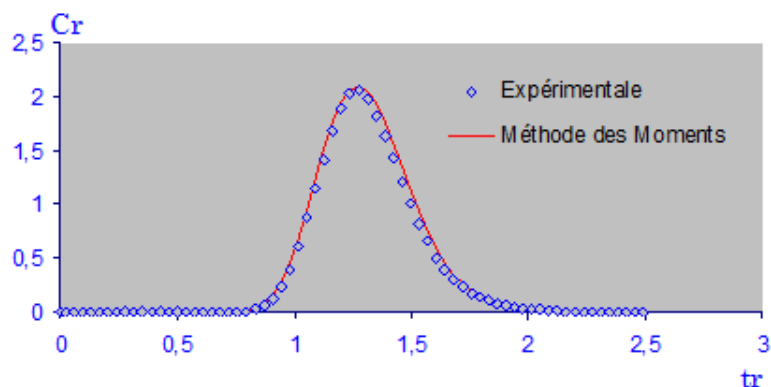


Figure 5.4 Ajustement par la méthode des moments

On observe que le calage de la courbe expérimentale par la méthode des des moments est satisfaisant.

5.5 Conclusion

Les méthodes développées dans ce chapitre peuvent être utilisées pour déterminer les différents paramètres hydrodispersifs d'un milieu poreux. Le logiciel MRP_MGL développé par Wang (2003) englobe ces méthodes de détermination des paramètres de transport (Cf. Annexe). L'application de ces trois méthodes à nos essais de traçages (traceur dissous ou traceur particulière) donne des résultats très

proches. La méthode de régression parabolique (M.R.P) semble très pratique. En plus du calage qui se fait d'une manière visuel, le calcul du coefficient cinétique de dépôt n'est pas lié au taux de restitution (calcul d'intégral, comme c'est le cas de la méthode graphique linéaire (M.G.L) ou la méthode des moments). Il n'y a donc pas besoin de lisser les données expérimentales. Dans la suite de ce travail, nous avons privilégié la méthode de régression parabolique (M.R.P) pour l'interprétation des données expérimentales.

Partie III

INTERPRETATION DES RESULTATS ET DISCUSSION

CHAPITRE 6

COMPORTEMENT DE TRANSPORT

6.1 Introduction

Afin d'étudier le transport de particules en suspension (PES) dans un milieu poreux saturé, il est nécessaire d'aborder simultanément le problème sous deux aspects :

- **Aspect hydrodynamique** : c'est l'étude des transferts d'eau induits par des gradients hydrauliques,
- **Aspect dispersif** : c'est l'étude des mécanismes de propagation des PES dans l'eau en écoulement.

Les deux aspects du problème sont étroitement dépendants l'un de l'autre puisque le mouvement des PES est lié au mouvement de l'eau. Les essais de traçages avec les différents traceurs particulaires (PES) et dissous (TD) constituent un moyen efficace pour la caractérisation des propriétés de transport dans les milieux poreux.

L'étude expérimentale du transport de particules que nous présentons a été réalisée dans les conditions d'écoulements horizontaux dans un milieu poreux saturé. Pour chaque série de traçage, sept vitesses d'écoulement sont testées. Chaque essai de traçage est reproduit cinq fois pour vérifier la répétitivité de l'ensemble des phénomènes observés.

Dans cette étude, les PES utilisées sont de taille micrométrique ($>2\mu\text{m}$). Nous pensons que les effets physico-chimiques sur le transport et le dépôt de ces PES sont beaucoup moins importants que les effets hydrodynamiques. Les essais de traçages, en colonnes de laboratoire, présentés ci-après ont été réalisés avec l'eau déminéralisée (pH autour de 6.8). Dans ces essais de traçage, on s'est focalisé sur les mécanismes du transport et de la cinétique de dépôt des particules en suspension naturelles. Compte tenu de la taille des PES utilisées (entre 2 et 34 μm), les processus de rétention au cours du transport sont principalement mécaniques et sont liés (i) au rapport de taille entre les pores du milieu poreux et les particules transportées et (ii) au comportement hydrodynamique des PES.

Les courbes de restitution résultantes permettent de mettre en évidence l'influence de la taille, de la distribution en taille des PES et de la vitesse d'écoulement sur la rétention et sur les différents paramètres hydrodispersifs qui caractérisent le milieu poreux.

6.2 Importance relative des forces agissant sur les PES

En écoulement, les PES sont soumises à l'action de plusieurs forces qui jouent un rôle sur leur comportement. Le comportement d'une suspension est régi par différents types d'interactions entre les particules elles-mêmes mais également entre les particules et les grains solides du milieu poreux. Nous étudions, dans ce paragraphe, l'importance relative de la force gravitationnelle (F_G) et la force de Van der Waals (F_{vdw}) par rapport à la force hydrodynamique (F_H) sur les PES au cours de leur transport. Les expressions de (F_H), (F_G) et (F_{vdw}) sont données par les équations développées dans le chapitre 3, paragraphe 3.3. Ce calcul ne prend pas en compte la direction de ces différentes forces et n'est qu'une estimation d'ordres de grandeurs. Les rapports entre les forces s'écrivent alors :

$$\begin{cases} \frac{F_G}{F_H} = \frac{d_p^2 (\rho_p - \rho_f) g}{18 \mu U} \\ \frac{F_{VDW}}{F_H} = \frac{H}{36 \pi \mu U \delta^2} \end{cases} \quad (6.1)$$

Dans le milieu poreux et au cours de l'écoulement, la valeur de δ (distance particule – surface du grain solide du milieu poreux) n'est pas connue pour les PES. En considérant les valeurs numériques données dans le tableau 6.1, la distance δ à laquelle la force de Van der Waals est égale à la force de gravité est donnée suivant l'équation (6.2) :

$$\delta = \frac{1}{d_p} \sqrt{\frac{H}{2 \pi (\rho_p - \rho_f) g}} \quad (6.2)$$

Tableau 6.1. Valeurs des grandeurs utilisées sans le calcul des forces

La constante de Hamaker	$H = 10^{-20} \text{J}$
L'accélération gravitationnelle	$g = 9,81 \text{ m/s}^2$
La viscosité dynamique du fluide	$\mu = 1,005 \cdot 10^{-3} \text{ kg/m.s}$
La masse volume des particules	$\rho_p = 2650 \text{ kg/m}^3$
La masse volumique de l'eau	$\rho_f = 1000 \text{ kg/m}^3$

La plage de diamètres des PES utilisée pour calculer ces forces balaye toutes les populations utilisées et varie entre 2 et 34 μm (tableau 6.2). Nous présentons un ordre de grandeur des rapports de forces en fonction de la distance δ considérée très faible devant le rayon des particules.

Tableau 6.2. Distance δ à laquelle les forces de Van der Waals sont égales à la force de gravité

d_p (μm)	2	6	10	14	18	22	26	30	34
Distance δ (μm)	0,496	0,654	0,099	0,070	0,055	0,045	0,038	0,030	0,029

Les travaux de Frey et al., (1999) et de Gohr Pinheiro et al., (1999) concluent que pour les grosses particules, les effets hydrodynamiques, de gravité et d'inertie sont plus dominants, contrairement aux fines particules qui sont essentiellement soumises aux forces physico-chimiques tels que la force double couche électrique, les forces d'attraction de Van der Waals et de diffusion brownienne.

Herzig et al., (1970) et Tufenkji, (2005) suggèrent que pour les particules colloïdales de diamètre $d_p < 1\mu\text{m}$, les forces de Van der Waals dominant la force de gravité à proximité des grains.

On présente dans le Tableau 6.3 les différentes valeurs des forces ainsi que l'importance relative de ces forces par rapport à la force hydrodynamique. Quelle que soit la vitesse d'écoulement, ces calculs montrent que lorsque la particule est en mouvement à l'intérieur du milieu poreux, même à une distance de l'ordre du micron de la surface du grain, la force hydrodynamique (F_H) est plus importance que les forces de Van der Waals. De ce fait, nous pouvons négliger les forces de Van der Waals devant la force hydrodynamique. Ghidaglia, (1994) a remarqué que lorsque les particules sont capturées, la distance δ entre la particule et la surface du grain pourrait devenir assez petite pour ramener la force de Van der Waals au même ordre de grandeur que les forces hydrodynamiques.

Tableau 6.3. Importance relative de la force de gravité (F_G), et de la force de Van der Waals (F_{vdw}) par rapport à la force de hydrodynamique (F_H).

U (cm/s)	d_p (μm)	$F_H \times 10^{-10}$ (N)	$F_G \times 10^{-13}$ (N)	$F_{VDW} \times 10^{-13}$ (N)	$(F_G/F_H) \times 10^{-2}$	$(F_{VDW}/F_H) \times 10^{-5}$
0,05	2	2,37	6,84	0,03	0,29	1,43
0,10		4,73			0,14	0,71
0,15		7,10			0,097	0,47
0,20		9,47			0,072	0,35
0,28		12,80			0,05	0,26
0,33		15,60			0,04	0,21
0,42		19,90			0,03	0,17
0,05	6	7,10	184,64	0,91	2,60	12,90
0,10		14,20			1,30	6,43
0,15		21,30			0,87	4,29
0,20		28,40			0,65	3,22
0,28		38,30			0,48	2,38
0,33		46,90			0,39	1,95
0,42		59,60			0,31	1,53
0,05	10	11,80	854,79	4,23	7,22	35,7
0,10		23,70			3,61	17,9
0,15		35,50			2,41	11,9
0,20		47,30			1,81	8,93
0,28		63,90			1,34	6,62
0,33		78,10			1,09	5,41
0,42		99,40			0,09	4,25
0,05	18	21,30	4985,20	24,67	23,40	116,00
0,10		42,60			11,70	57,90
0,15		63,90			7,80	38,60
0,20		85,20			5,85	28,90
0,28		115,00			4,33	21,40
0,33		141,00			3,55	17,50
0,42		179,00			2,79	13,80
0,05	22	26,00	9101,90	45,032	35,00	1730
0,10		52,10			17,50	86,50
0,15		78,10			11,70	57,70
0,20		104,00			8,74	43,20
0,28		141,00			6,47	32,00
0,33		172,00			5,30	26,20
0,42		219,00			4,16	20,60
0,15	30	107,00	23079	114,19	21,70	1070
0,20		142,00			16,30	80,40
0,28		192,00			12,00	59,60
0,33		234,00			9,85	48,70
0,42		298,00			7,74	38,30
0,15	34	121,00	33597,00	166,22	27,80	138,00
0,20		161,00			20,90	103,00
0,28		217,00			15,50	76,50
0,33		266,00			12,70	62,60
0,42		338,00			9,94	49,20

6.3 Courbes de restitution

Dans le but de caractériser le transport et la rétention des PES en fonction de la taille des particules et de la vitesse d'écoulement, plusieurs séries d'expériences ont été menées sur six populations de PES différentes et sur un traceur dissous TD.

6.3.1 Effet de la vitesse d'écoulement et de la taille des PES

Les courbes représentées ci-dessous (Cf. Figure. 6.1.a-d & Figure. 6.2.a-c) sont des courbes de restitution obtenues à faibles, à moyennes et à fortes vitesses d'écoulement pour chaque population de PES et du TD injectés. L'influence de la vitesse d'écoulement sur la restitution est illustrée par la forme et la hauteur du pic des courbes de restitution. Les Figures 6.1.a-d & Figure. 6.2.a-c permettent de constater que les allures des courbes sont conformes à celles de la littérature et sont très semblables pour les vitesses rapides comme pour les vitesses moyennes ou faibles. L'influence de la vitesse d'écoulement sur le transport des PES se remarque facilement sur la hauteur du pic de la courbe de restitution et sur la forme asymétrique de celle-ci due à un effet de traînée dans sa partie descendante. Plus la vitesse d'écoulement est grande, plus le pic est étroit et sa valeur est importante (concentration maximale C_{max}). Contrairement au TD, les courbes de restitution des PES présentent une asymétrie évidente pour toutes les populations et les vitesses d'écoulement testées. Pour les populations fines (Limon 3,5 μm ; Limon 9,5 μm ; Limon 13,8 μm) cette traînée est observée surtout à faibles vitesses d'écoulement et elle est moins importante à fortes vitesses d'écoulement (Figure 6.1.a-c). Pour les populations constituées de grosses particules (Limon 18,3 μm et Limon 24,3 μm) cette traînée est présente et elle reste importante quelle que soit la vitesse d'écoulement (Figure 6.1.d, Figure 6.2.a). Ce comportement est directement lié au comportement hydrodynamique des particules transportées. A faible vitesse d'écoulement, les forces hydrodynamiques sont faibles, ce qui se traduit par un retard dans le transport des particules quelles que soient leurs tailles. A forte vitesse d'écoulement, les forces hydrodynamiques sont suffisantes pour transporter les particules de petites tailles vers la sortie du milieu poreux. Par contre, les grosses particules sont transportées toujours avec un retard lié à leurs tailles et donc à leurs poids. Deux raisons justifient ce retard d'arrivée des grosses particules à la sortie du

milieu et qui est responsable de cette trainée importante observée sur les courbes de restitution.

Pendant leur transit dans le milieu, les grosses particules sont assujetties à plus de collisions avec les grains du milieu poreux (dispersion importante) et sont donc freinées voire stoppées. A cause de leurs tailles, le déplacement de ces particules se fait surtout par roulement et est donc plus lent.

La courbe de restitution pour la population Mélange (figure 6.2.b) montre clairement que le comportement de transport de cette population est fortement dominé par celui de la population fine Limon 3,5 μm . En effet, le comportement de la population Mélange est très proche de celui du Limon 3,5 μm et s'explique par le fait que le nombre de particules du Limon 3,5 μm présents dans le mélange est très supérieur à celui du Limon 18.3 μm (Cf. chapitre 4 paragraphe 4.3.2).

Les essais de traçage avec le TD et les PES étant réalisés dans les mêmes conditions hydrodynamiques, l'analyse comparative de leurs comportements de transport respectifs a permis de montrer que la taille est un des facteurs importants qui contrôlent le transport et la rétention des PES. La figure 6.3 a-d montre que le dépôt de particules dans le milieu poreux est plus important lorsque la taille des PES injectées est élevée.

L'analyse de l'étalement dans le temps des courbes de restitution mène aux mêmes conclusions et donne un aperçu synthétique de la façon dont les particules sont transportées jusqu'à la sortie du milieu. Par étalement nous entendons ici l'évolution dans le temps de la courbe de restitution entre le moment de l'apparition des premières particules plus rapides et celui où la courbe revient totalement à zéro signifiant la fin de la restitution. Plus la vitesse d'écoulement est grande, plus le début de la restitution à la sortie est rapide et plus la courbe de restitution est étalée dans le temps. On constate aussi que plus la taille des PES est élevée plus les courbes de restitution sont étalées.

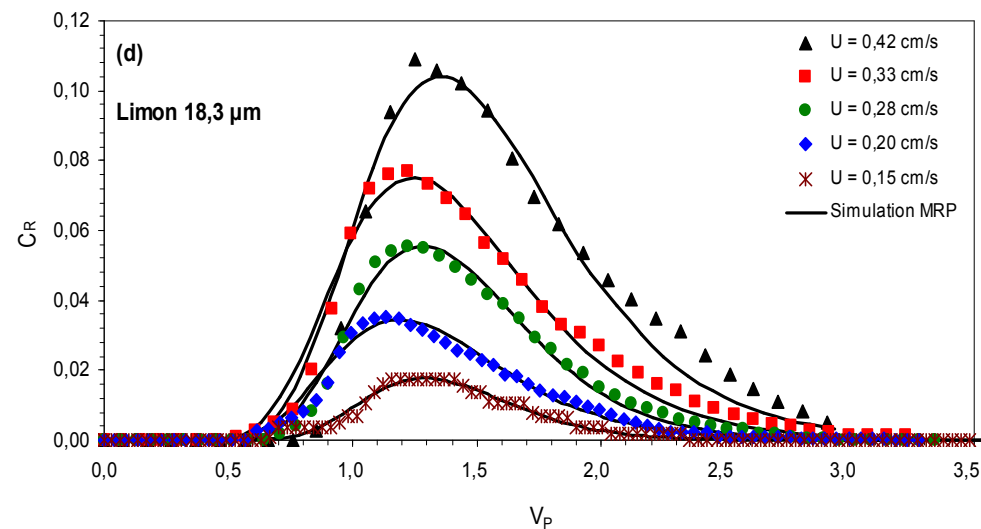
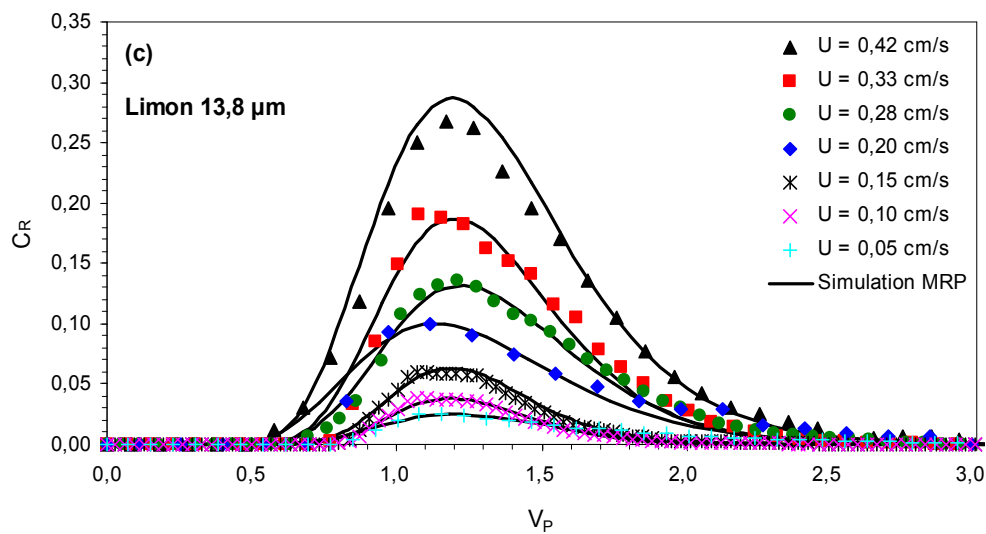
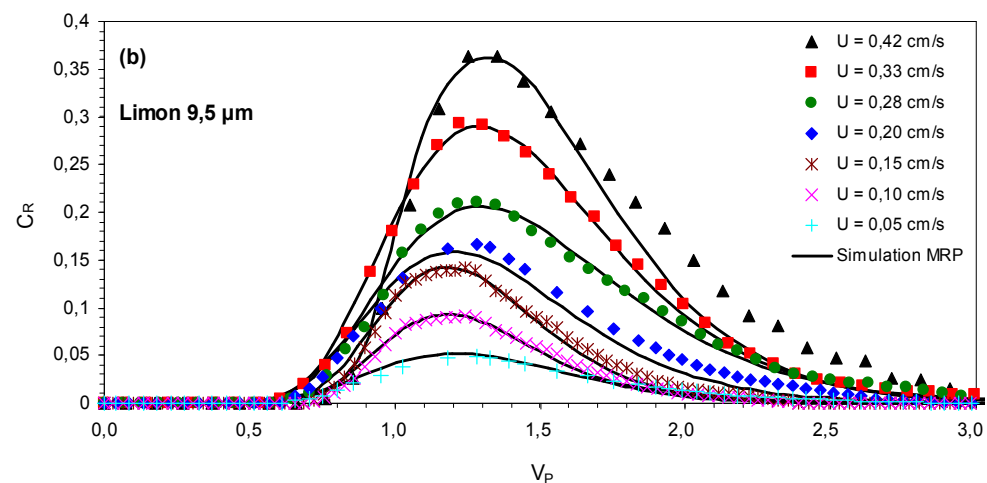
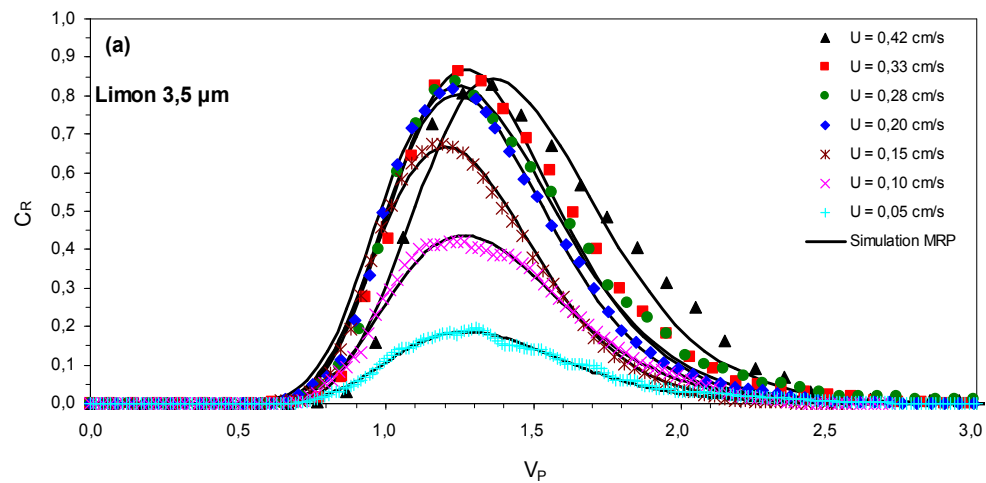


Figure 6.1. Courbes de restitution des traceurs pour différentes vitesses d'écoulement : (a) Limon 3,5 μm , (b) Limon 9,5 μm ,
(c) Limon 13,8 μm , (d) Limon 18,3 μm

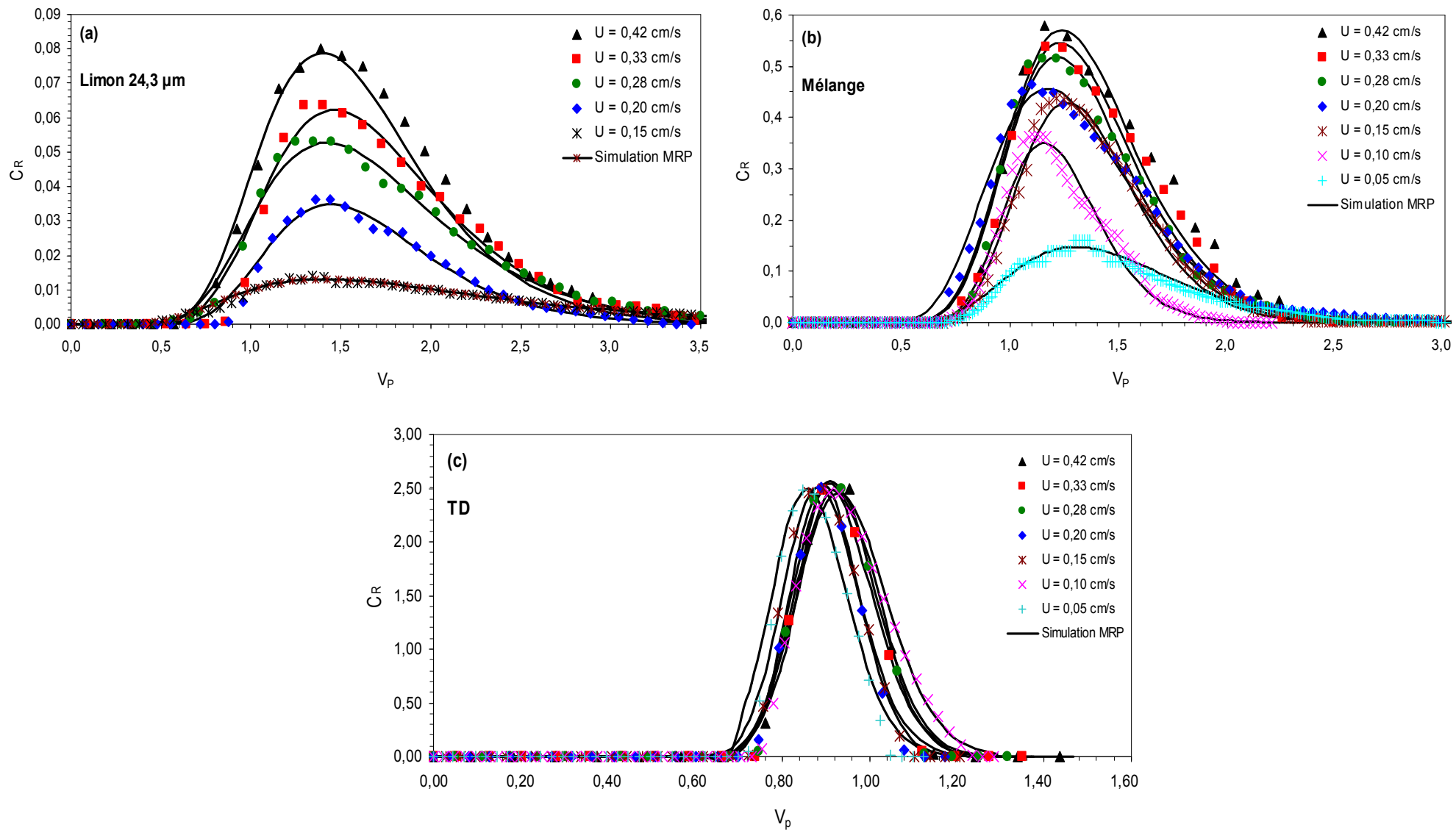


Figure 6.2. Courbes de restitution des traceurs pour différentes vitesses d'écoulement: (a) Limon 24,3 μm , (b) Mélange, (c) TD.

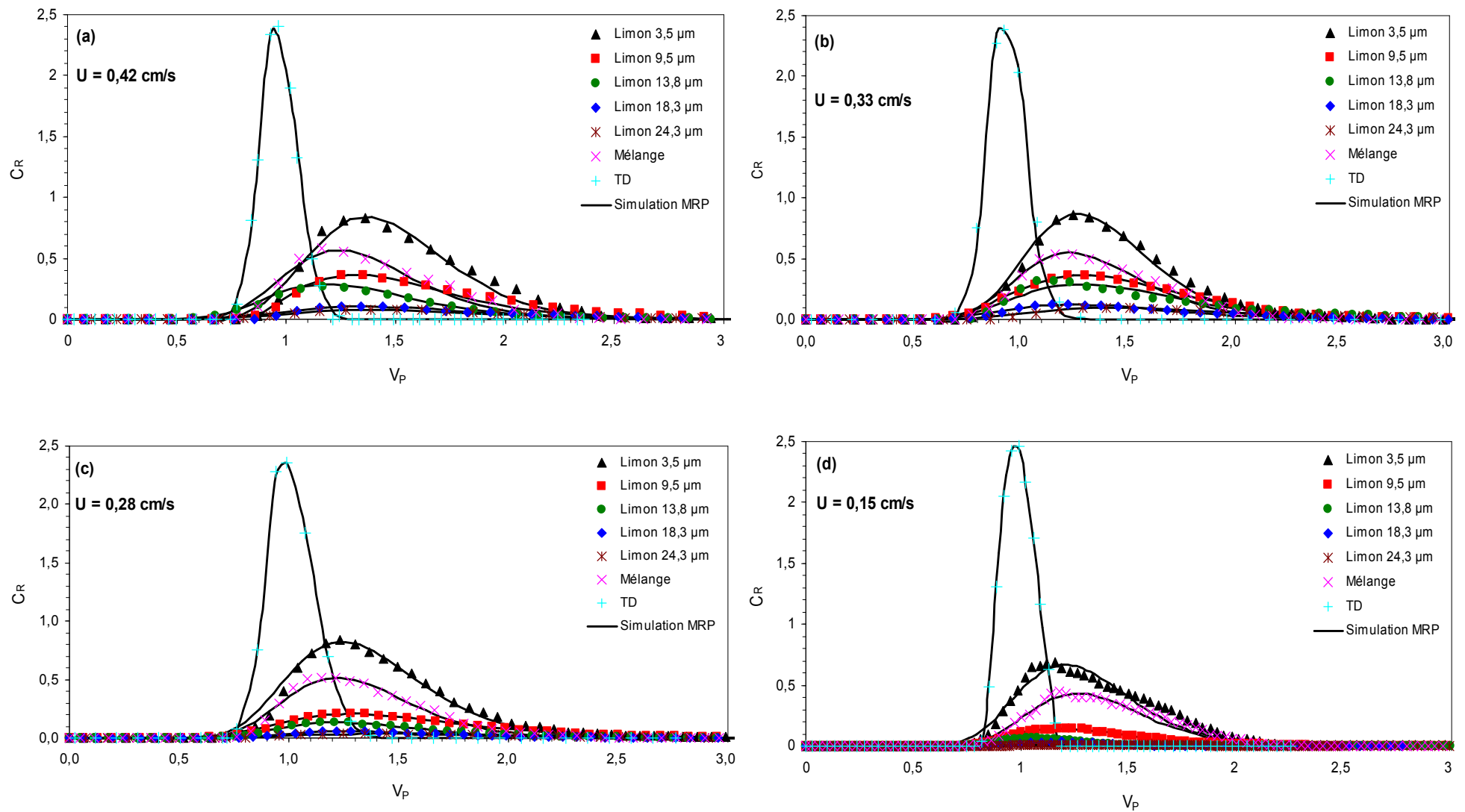


Figure 6.3. Courbes de restitution des différentes populations de particules: (a) $U = 0,42 \text{ cm/s}$, (b) $U = 0,33 \text{ cm/s}$, (c) $U = 0,28 \text{ cm/s}$, (d) $U = 0,15 \text{ cm/s}$.

6.3.2 Temps de transfert

Les temps d'arrivés, les temps finaux et les temps de séjour (Cf. Chapitre 4, § 4.5) des différentes populations de PES et de TD injectés à chaque vitesse d'écoulement sont présentés dans ce paragraphe.

Les figures 6.4a & b montrent que dans les mêmes conditions hydrodynamiques, les fines PES sont restituées avant les grosses. Le temps d'arrivée et le temps final croient avec le diamètre des particules. Cependant, l'effet du diamètre sur le temps d'arrivée et sur le temps final est important lorsque la vitesse d'écoulement est faible. Lorsque la vitesse d'écoulement augmente, l'accroissement du temps d'arrivée et du temps final avec le diamètre diminue. Ainsi, à la forte vitesse d'écoulement, l'effet de la taille des particules sur les temps d'arrivée et final est peu visible. On peut considérer que le temps d'arrivé et le temps final des cinq populations sont quasiment les mêmes.

Pour une même population de particules injectées, le temps d'arrivé et le temps final augmentent lorsque la vitesse d'écoulement diminue.

La figure 6.4c présente l'évolution du temps de séjour moyen (Cf. Eq. 4.2, paragraphe 4.5.1) en fonction du diamètre d_{50} de la population de PES et pour les différentes vitesses d'écoulement testées. La vitesse d'écoulement influence le temps de séjour d'un traceur. Pour une même population de PES, le temps de séjours dans le milieu poreux augmente lorsque la vitesse d'écoulement diminue, entraînant ainsi une augmentation des interactions entre PES et grains du milieu poreux.

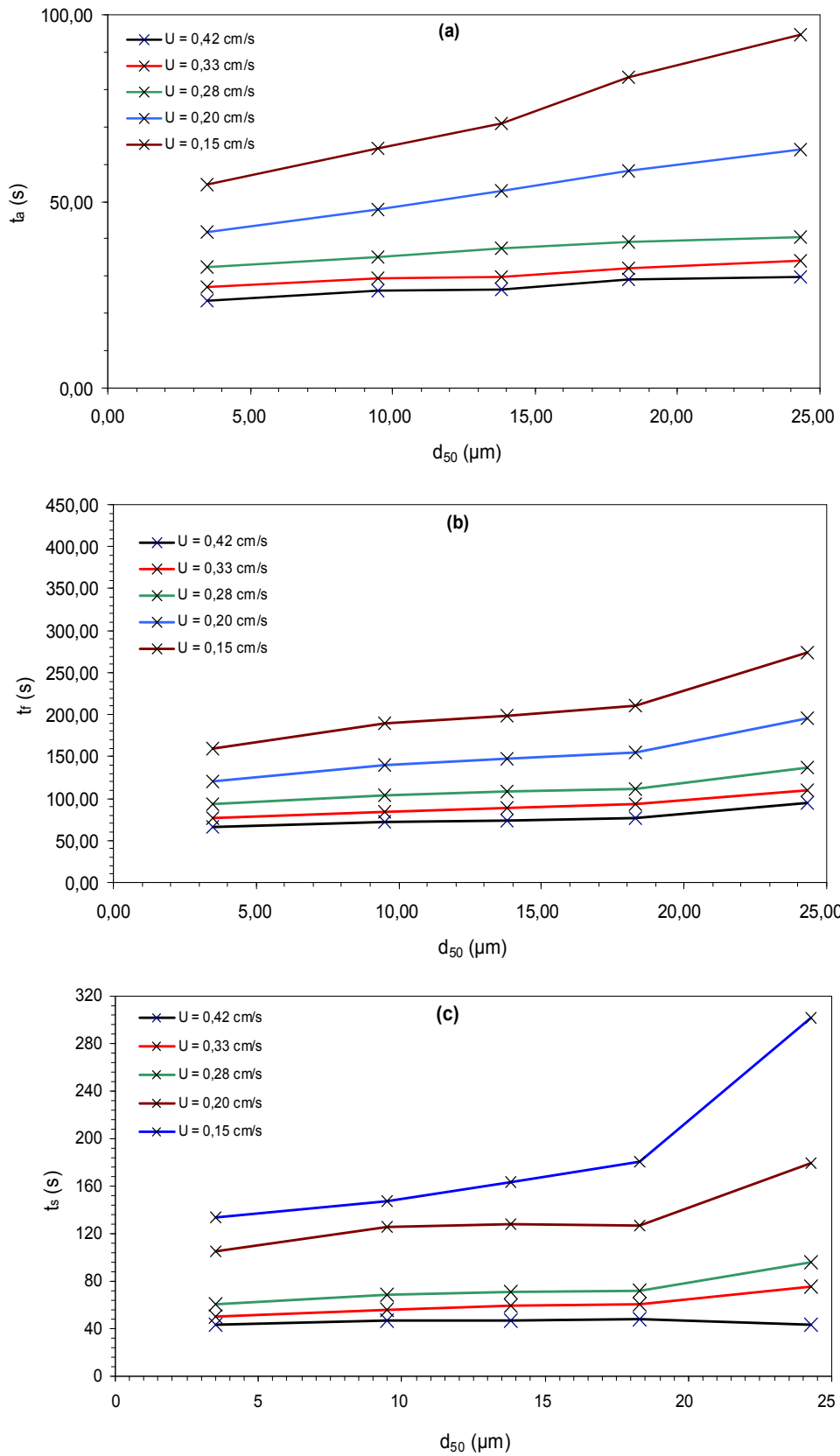


Figure 6.4. Temps d'arrivée (a), temps final (b) et temps de séjour moyen (c) des PES en fonction diamètre d_{50} pour différentes vitesses d'écoulement

6.4 Taux de Restitution

La Figure 6.5a & b présentent les évolutions du taux de restitution (R) et le taux de rétention σ des PES en fonction de la vitesse d'écoulement, respectivement. Le taux de restitution est calculé à partir de l'équation (4.9) (Cf. chapitre 4) et le taux de rétention est égal à $(1 - R)$. On constate que le taux de restitution augmente avec la vitesse d'écoulement (figure 6.5a). En conséquence le taux de rétention des particules en suspension diminue avec la vitesse d'écoulement (figure 6.5b). Quand la vitesse d'écoulement est faible, la force hydrodynamique exercée par l'écoulement sur les particules (de la même population) est insuffisante pour entraîner les plus grosses particules qui restent ainsi piégées. Pour le TD, le taux de restitution varie peu quel que soit la vitesse d'écoulement (figure 6.5.a); sa valeur est autour de 100%.

Pour une vitesse donnée, le taux de restitution diminue lorsque la taille des PES injectées augmente (figure 6.5c). Ces résultats montrent l'importance des forces hydrodynamiques et des forces de gravité, qui sont fortement liées à la taille des particules transportées. On observe que, quelle que soit la vitesse d'écoulement, le taux de restitution de la population Mélange est supérieure à celui des autres populations excepté la population Limon 3,5 μm . Ce comportement est dû au nombre important de particules fines (Limon 3,5 μm) présentes dans le mélange comparé au nombre de particules Limon 18,3 μm dans ce mélange (Cf. chapitre 4 paragraphe 4.3.2). Rappelons que, dans la population Mélange, le nombre de particules de Limon 3,5 μm est 16 fois supérieur au nombre de particules de la population Limon 18,3 μm . Cela montre que le comportement de transport et de dépôt de la population Mélange est dominé par celui de la population fine (Limon 3,5 μm) qui le constitue.

Pour les populations constituées de grosses particules (Limon 18,3 μm et Limon 24,3 μm), toutes les particules injectées ont été retenues dans le milieu poreux lorsque la vitesse d'écoulement est inférieure à 0,15 cm/s. Concernant les populations « Limon 9,5 μm » et « Limon 13,8 μm », le taux de restitution à la vitesse 0,05 cm/s est très faible et sa valeur est autour de 2 %.

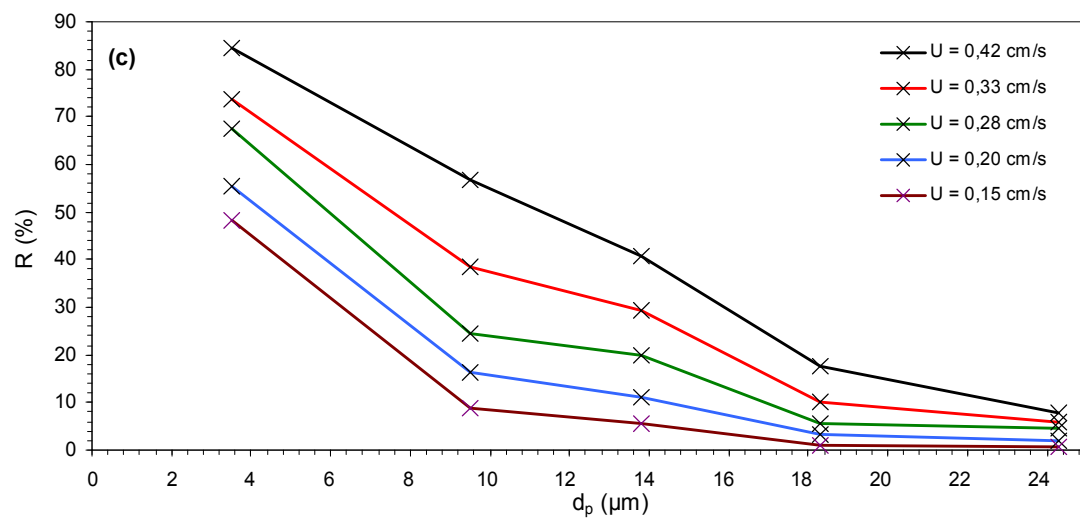
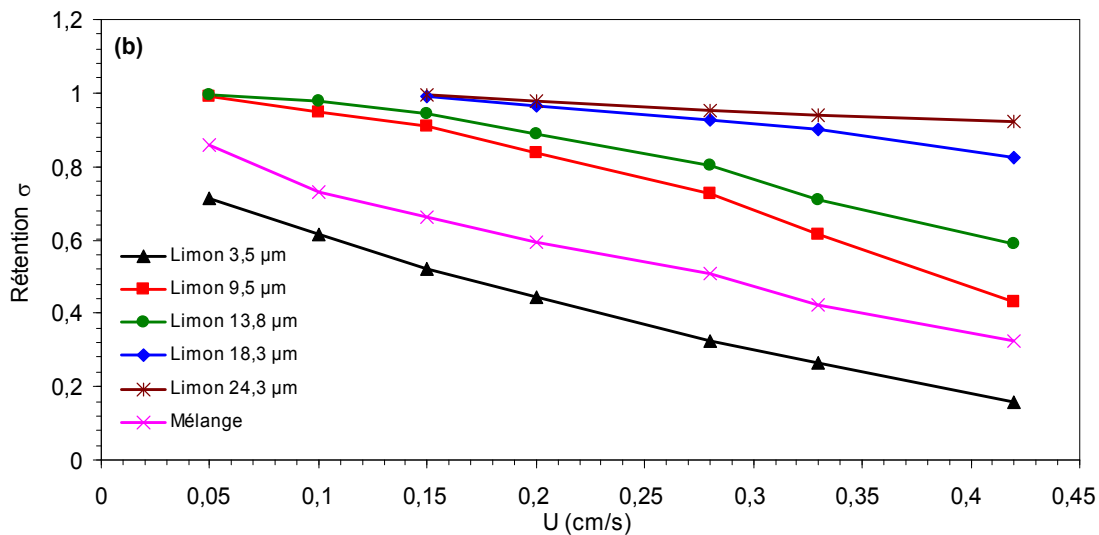
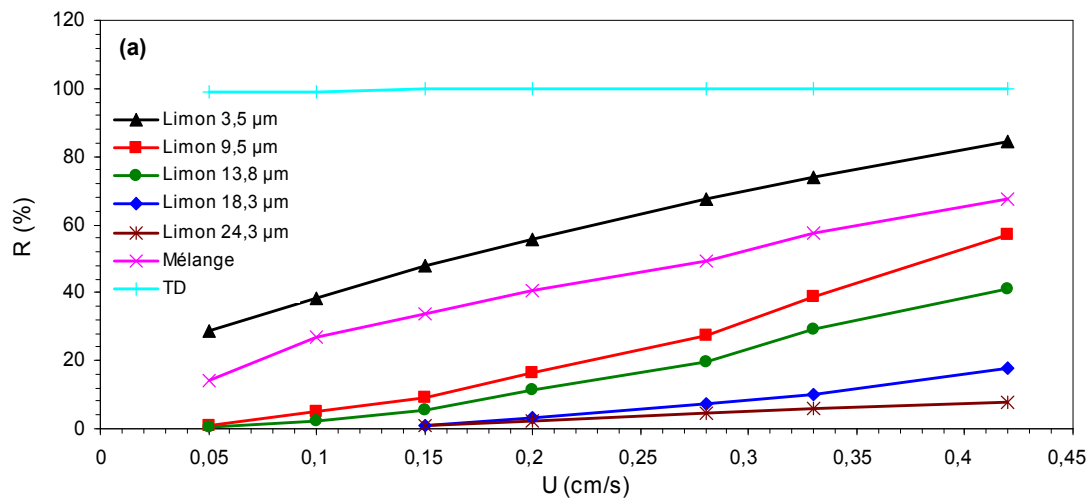


Figure 6.5. Evolution du taux de restitution (a) et de rétention (b) des particules en suspension en fonction de la vitesse d'écoulement ainsi que (c) le taux de restitution versus d_{50} pour les différentes vitesses d'écoulement

6.5 Coefficient de dispersion hydrodynamique

Le terme D_L dans l'équation de convection-dispersion de l'équation (5.1) du chapitre 5 représente la dispersion hydrodynamique incluant la dispersion cinématique et la diffusion moléculaire. Ce coefficient est calculé par calage des courbes de restitution expérimentales par le modèle analytique en utilisant la méthode de régression parabolique (M.R.P). L'expression qui suit est souvent utilisée pour représenter la dépendance du coefficient de dispersion total de la vitesse moyenne d'écoulement (Hu and Brusseau, 1994) :

$$D_L = \frac{D_m}{\tau^2} + \alpha_L u^m \quad (6.3)$$

Où τ est la tortuosité du milieu poreux et m est un coefficient empirique qui a une valeur comprise entre 1 et 1,3 (Hu and Brusseau, 1994). Klotz et al. (1980) ont montré que la valeur de m est entre 1 et 1,2. Par des traçages en colonne de laboratoire, Ahfir et al. (2009) ont trouvé des valeurs de m entre 0,8 et 0,9

Les valeurs du nombre de Péclet de diffusion Pe_d , du nombre de Péclet dynamique Pe et du coefficient de dispersion hydrodynamique D_L du TD (Fluorescéine) en fonction de la vitesse d'écoulement sont résumées dans le Tableau 6.4. L'inverse du nombre de Péclet dynamique en fonction du nombre de Péclet de diffusion du TD est présenté dans la figure 6.6.

Tableau 6.4. Valeurs du nombre de Péclet dynamique Pe , Péclet de diffusion Pe_d et du coefficient de dispersion hydrodynamique D_L à différentes vitesses d'écoulement pour le TD

Traceur	U (cm/s)	Pe (-)	Pe_d (-)	D_L (cm ² /s)
TD	0,42	176,84	$1,18.10^4$	0,190
	0,33	176,00	$9,28.10^3$	0,150
	0,28	175,00	$7,88.10^3$	0,128
	0,20	173,91	$5,63.10^3$	0,092
	0,15	166,67	$4,22.10^3$	0,072
	0,10	163,27	$2,81.10^3$	0,049
	0,05	153,85	$1,41.10^3$	0,026

On observe que les valeurs du nombre de Péclet de diffusion Pe_d du TD de toutes nos expériences est situé dans le quatrième régime de dispersion ($300 < Pe_d < 10^5$) définie par

Pfannkuch (1963). La dispersion cinématique domine donc la diffusion moléculaire. L'équation (6.3) devient alors:

$$D_L = \alpha_L u^m \quad (6.4)$$

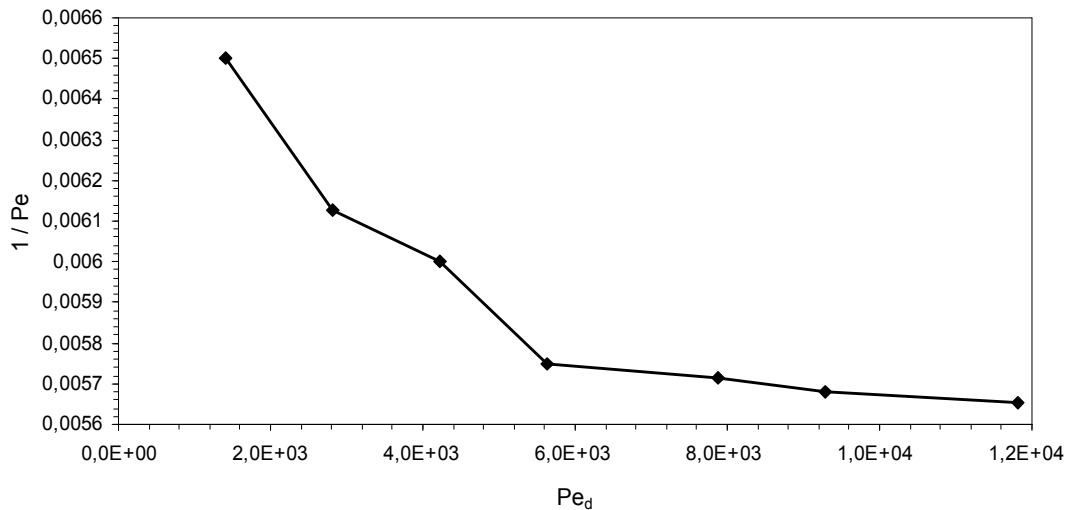


Figure 6.6. Variations de 1/Pe en fonction du nombre de Péclet diffusion

La figure 6.7 présente l'évolution du coefficient de dispersion hydrodynamique longitudinal obtenu par traçage avec les PES et le TD en fonction de la vitesse moyenne de pore ($u = L/t_c$). Les résultats montrent que le coefficient de dispersion longitudinale augmente avec la vitesse moyenne de pore. On constate que le coefficient de dispersion D_L des PES est supérieur à celui du TD. Cette différence est plus marquée lorsque les vitesses d'écoulement et/ou la taille de particules sont importantes.

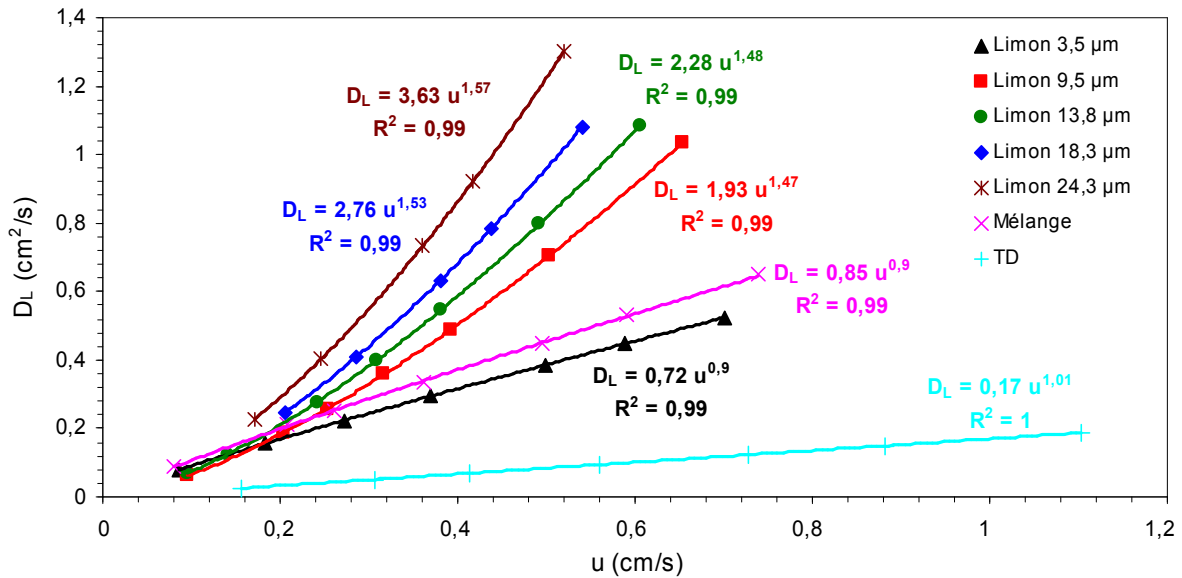


Figure 6.7. Evolution du coefficient de dispersion hydrodynamique D_L en fonction de la vitesse de pore

La Figure 6.8 montre l'évolution du coefficient de dispersion D_L en fonction de la taille médiane (d_{50}) des PES injectées à différentes vitesses d'écoulement. On observe que D_L varie légèrement avec d_{50} lorsque la vitesse d'écoulement est inférieure à 0,20 cm/s, (Cf. figure 6.7). A forte vitesse d'écoulement, D_L augmente avec la taille des particules injectées. Cette forte dispersion à grande vitesse d'écoulement pour les grands diamètres des PES s'explique - par le fait qu'à forte vitesse d'écoulement, les chemins par lesquels transitent les grosses particules sont plus importants : les particules suivent des chemins plus longs et plus tortueux pour arriver jusqu'à la sortie du milieu poreux (effet de parcours). Aussi, à grandes vitesses, un plus grand nombre de pores participe au transport des particules (Cf. § 6.7).

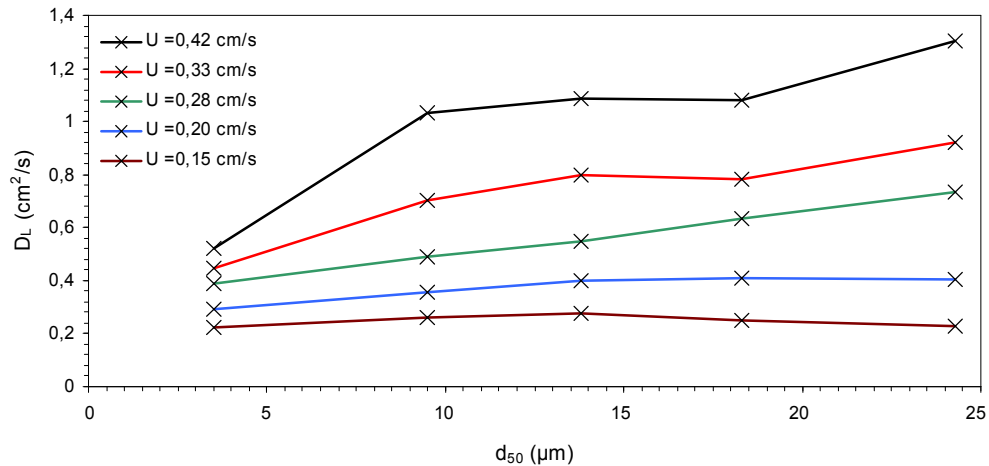


Figure 6.8. Evolution du coefficient D_L en fonction de d_{50} à différentes vitesses d'écoulement

✓ **Valeur de la puissance m**

Les expériences sur les différentes populations de particules PES et traceur dissous TD, montrent qu'il existe une relation de puissance entre D_L et u ($D_L = \alpha_L u^m$). Cette dernière relation est linéaire pour le TD avec $m \approx 1$. Ce résultat est en accord avec Bear (1972) qui suggère que dans un cas d'écoulement unidimensionnel, pour les traceurs dissous, lorsque le terme de la diffusion moléculaire est négligeable (régime IV), la puissance m devient égale à 1 ($D_L = \alpha_L u$). Le coefficient de puissance m obtenu pour les PES selon leur taille varie entre 0,9 et 1,57. La valeur de la puissance m de l'équation (6.4) est donnée dans le tableau 6.5 pour les différentes populations de PES.

Tableau 6.5. Valeur la puissance m

Traceur		la puissance
PES	Limon 3,5 μm	0,90
	Limon 9,5 μm	1,46
	Limon 13,8 μm	1,48
	Limon 18,3 μm	1,53
	Limon 24,3 μm	1,57
	Mélange	0,90
TD		1,01

Pour les cinq populations (Limon 3,5 μm , Limon 9,5 μm , Limon 13,8 μm , Limon 18,3 μm et Limon 24,3 μm), le coefficient de puissance m augmente avec la taille des PES injectées. Cependant, le même coefficient de puissance est obtenu pour le Mélange et le Limon 3,5 μm . Ce résultat montre que le comportement de la population Mélange est dominé par celui de la population Limon 3,5 μm qui le constitue. Cela se justifie par le fait que le nombre de particules de la population Limon 3,5 μm est largement supérieur à celui de la population Limon 18,3 μm dans le mélange.

✓ *Evolution de la dispersivité longitudinale α_L*

Pour chaque série de traçage, la dispersivité longitudinale α_L des PES et du TD est obtenue. La valeur de α_L pour le TD est égale à 0,17 et est inférieure à celle des PES ($0,72 \leq \alpha_L \leq 3,63$) sur toutes les expériences de traçage réalisées. Ce comportement peut être expliqué par la distribution de la taille PES qui mène à une grande dispersion de leurs vitesses de transport dans le milieu poreux. Bear, (1972) considère la dispersivité comme une valeur caractéristique qui dépend de la taille du milieu poreux et qui augmente avec la distance parcourue. D'après Bear, (1972), l'utilisation d'une valeur unique de dispersivité pour l'ensemble du milieu poreux est suffisante et permet de pallier aux contraintes liées à l'application de l'équation de convection-dispersion pour caractériser les processus de transport. Dans le cas de notre étude, Cette différence trouvée dans les valeurs de la dispersivité pour chaque traceur utilisé est lié à l'effet de parcours attribué aux chemins tortueux menés par les PES. Ces chemins parcourus sont d'autant plus long que la taille des PES est importante.

La figure 6.9 présente l'évolution de la dispersivité longitudinale en fonction du diamètre médian (d_{50}) des PES injectées (3,5 μm , 9,5 μm , 13,8 μm , 24.3 μm et 18.3 μm). Les résultats montrent que la dispersivité longitudinale augmente avec la taille des PES. Ses valeurs confirment l'importance de la taille des particules transportées à travers un milieu poreux saturé sur leurs dispersivités. L'évolution de la dispersivité longitudinale peut être exprimée par une loi de puissance suivante:

$$\alpha_L = 0,26 \cdot d_{50}^{0,82} \quad (6.5)$$

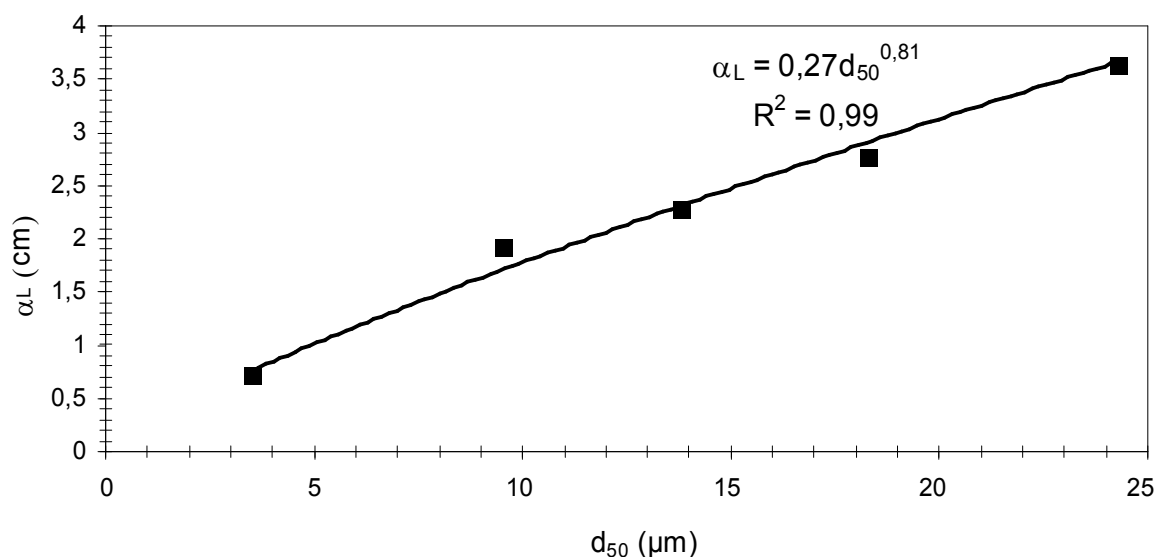


Figure 6.9. Evolution de la dispersivité longitudinale α_L en fonction de d_{50} des populations injectées

6.6 Comparaison du comportement de transport entre les PES et TD

Dans ce paragraphe, nous discutons (i) la vitesse de déplacement d'une particule solide par rapport à la vitesse de déplacement du fluide transporteur (la chromatographie hydraulique) et (ii) la comparaison du temps de séjours des PES et du TD. Dans un milieu poreux, le fluide et les particules transportées ne se déplacent pas forcément à la même vitesse. Dans un pore (tube), la distribution de la vitesse d'écoulement du fluide présente une forme parabolique avec un maximum dans l'axe du pore. Les particules transportées échantillonnent les vitesses les plus élevées (au voisinage de l'axe du pore) sous l'effet de la chromatographie hydraulique (Chapitre 3, § 3.7).

En considérant un diamètre moyen des pores égal au diamètre moyen des grains et en appliquant l'équation 3.14 (Chapitre 3, § 3.7), on obtient les valeurs du facteur de retard du fluide porteur R_f . (Tableau 6.7).

Tableau 6.7. Calcul de la vitesse d'une particule par rapport à la vitesse du fluide porteur

d_p (μm)	2	4	8	10	14	16	18	22	26	30
R_f	1,004	1,007	1,014	1,018	1,025	1,028	1,032	1,039	1,046	1,053

Ce résultat montre que la vitesse de déplacement d'une particule est légèrement supérieure à celle du fluide porteur. La différence entre les vitesses respectives est accentuée lorsque le diamètre de la particule augmente.

La comparaison des courbes de restitution du TD avec celle des différentes populations de PES montre que le TD est transporté plus rapidement, vers la sortie du milieu poreux, que les PES (Cf. Figure 6.3) quelle que soit la vitesse d'écoulement testée. Un facteur de retard noté r , est défini comme étant le rapport entre le temps de séjour des PES (t_{PES}) et le temps de séjour du TD (t_{TD}) dans le milieu poreux. La Figure 6.10 montre la variation du r en fonction de la vitesse d'écoulement. La restitution précoce du TD comparée à celle des particules est ainsi décrite par les valeurs de $r > 1$. Pour une même population de PES et à toutes les vitesses testées, la variation du facteur de retard r avec la vitesse d'écoulement U n'est pas significative et peut être considéré constant.

Ce comportement peut être attribué à l'absence quasi-totale de la diffusion du TD à l'intérieur des pores du milieu poreux durant le transport (transport par convection et dispersion cinématique). Dû à leurs tailles, les PES sont exclues des petits pores (pas de piégeage) sont transportées par des chemins tortueux plus long. Aussi, le transport des PES par roulement peut engendrer un retard dans leur transport à l'extérieur du milieu poreux.

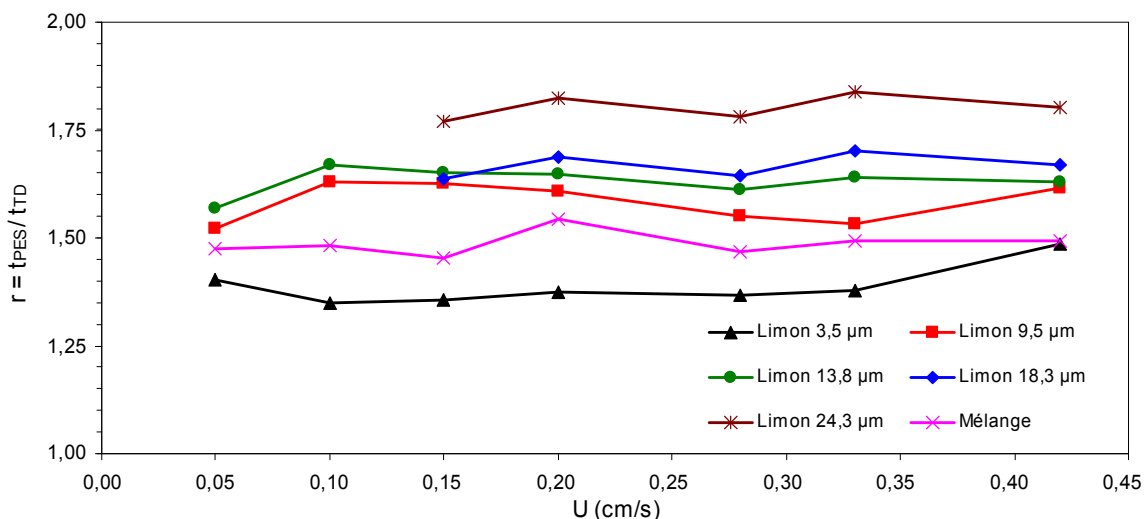


Figure 6.10. Facteur de retard r en fonction de la vitesse d'écoulement

La figure 6.11 présente l'évolution de r en fonction du diamètre médian des populations étudiées. Ce facteur de retard augmente avec la taille médiane des particules transportées et peut être exprimé avec une relation de puissance comme suit :

$$r = 1.19d_{50}^{0,12} \quad (6.6)$$

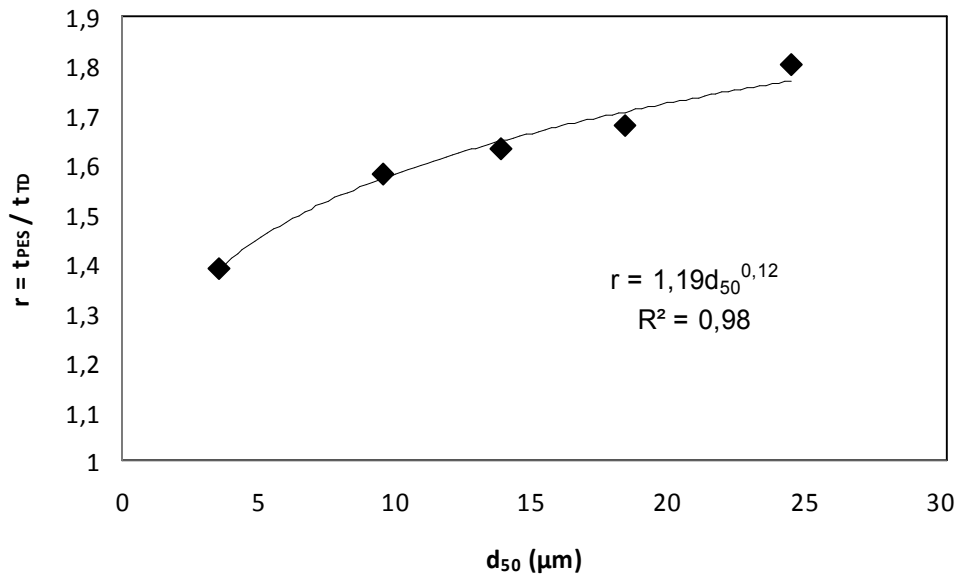


Figure 6.11. Facteur de retard en fonction de d_{50} des PES

6.7 Porosité cinématique

Les valeurs de la porosité cinématique sont déterminées à partir de l'équation (5.48) du chapitre 5 ($\phi_c = \frac{U \cdot t_c}{L}$). Sur la figure 6.12 présente l'évolution de la porosité cinématique du TD en fonction de la vitesse d'écoulement. Ces valeurs, calculées à partir des courbes de restitution du TD, varient entre 0,32 et 0,38. On remarque que les valeurs des porosités cinématiques sont inférieures à la porosité totale ($\phi = 0,40$). L'augmentation de la porosité cinématique avec la vitesse d'écoulement peut être associée au fait que l'augmentation de la vitesse d'écoulement mobilise plus de porosité dans le milieu poreux, en diminuant l'épaisseur des zones mortes. A fortes vitesses d'écoulement les petits pores participent à l'écoulement et l'eau qui était immobile à faible débit, devient mobile à fort débit. Une augmentation de 16% de la porosité cinématique est observée pour une variation de la vitesse d'écoulement de

0,05 à 0,42 cm/s. Comme il a été montré sur les courbes de restitution du TD, un déphasage des courbes de restitution est observé en fonction de la vitesse d'écoulement. Le volume de pore modal (le volume de pore correspond au pic) qui augmente avec la vitesse correspond à l'augmentation de la porosité cinématique.

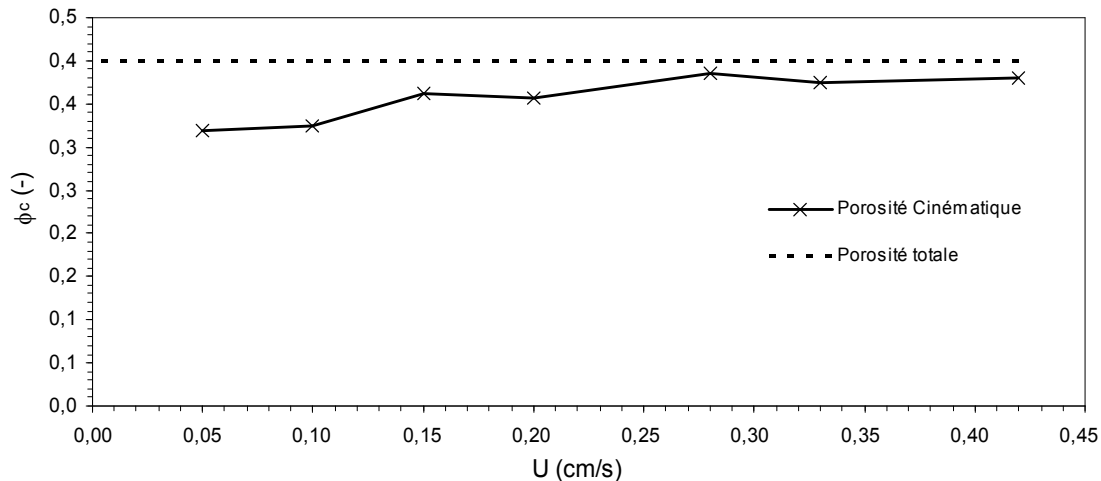


Figure 6.12. Evolution de la porosité cinématique en fonction de la vitesse d'écoulement

6.8 Conclusion

Un certain nombre de résultats intéressants obtenus ont été décrit dans ce chapitre. Les principaux résultats sont résumés ci-dessous :

- Le modèle mathématique a constitué un outil essentiel pour l'analyse des phénomènes mis en jeu dans le transport et le dépôt des PES dans le milieu poreux ;
- Les effets hydrodynamiques et les effets de taille des PES sur la restitution (ou la rétention) ont été mis en évidence ;
- Le coefficient de dispersion hydrodynamique longitudinale augmente suivant une loi de puissance avec la vitesse moyenne de pore. Pour des vitesses d'écoulement faible, ce coefficient varie peu avec le diamètre médian des PES. Par contre, à forte vitesse d'écoulement, il augmente avec la taille des particules injectées. Cette forte dispersion à grande vitesse d'écoulement pour les grands diamètres des PES s'explique par le fait qu'à forte vitesse

d'écoulement, les chemins par lesquels transitent les grosses particules sont plus important ;

- Le transport du TD se fait plus rapidement que le transport des PES dans le milieu poreux quelle que soit la vitesse d'écoulement. Le retard dans le transport des PES par rapport au transport du TD augment lorsque la taille des PES est importante ;
- La porosité cinématique, déterminée par traçages avec le TD, augmente avec la vitesse d'écoulement et elle est inférieure à la porosité totale du milieu poreux.

CHAPITRE 7

ÉVOLUTION DE LA GRANULOMÉTRIE DES PARTICULES EN SUSPENSION RESTITUÉES

7.1 Introduction

Dans ce chapitre, Le suivi granulométrique des PES au cours de leur restitution pour tous les essais de traçages réalisés à différentes vitesses d'écoulement sera présenté. L'évolution de la taille des PES restituées en fonction du temps de transport, ainsi que les effets des forces hydrodynamiques sur les classes de taille préférentiellement restituées ou déposées seront discutés.

7.2 Distribution de la taille des PES restituées

La figure 7.1 présente les courbes granulométriques des échantillons prélevés lors de la restitution des PES de la population Mélange à faible, moyenne et forte vitesse d'écoulement. On rappelle que, pour chaque série de traçage, les tailles des particules restituées sont mesurées à chaque vitesse d'écoulement testée au moment où la courbe de restitution atteint son pic. La courbe en trait discontinu représente la courbe granulométrique des PES (population Mélange) injectées initialement. On observe que la taille des particules restituées augmente avec la vitesse d'écoulement. Ce résultat montre que les grosses particules sont mieux transportées jusqu'à la sortie du milieu poreux à fortes vitesses d'écoulement. A faibles vitesses d'écoulement, les petites particules sont les mieux restituées.

L'évolution de taille des PES restituées pour toutes les populations testées et à différentes vitesses d'écoulement est illustrée par la Figure 7.2. Pour les populations Limon 9,5 μm et Limon 13,8 on observe qu'au-dessus d'une certaine vitesse critique, autour de 0,15 cm/s, les diamètres médians sont pratiquement identiques a ceux des populations initialement injectées. Pour la population Limon 18,3 μm , le diamètre médian des particules restituées reste pratiquement constant (autour de 17 μm) au-delà de la vitesse d'écoulement 0,20 cm/s. Ce diamètre reste toujours inférieur au diamètre médian des particules initialement injectées (18,3 μm). La même évolution est observée pour la population Limon 24,3 μm .

L'évolution du diamètre médian des PES restituées de la population Mélange illustre l'influence de la distribution granulométrique des particules initialement injectées sur la sélection de taille par le milieu poreux traversé. A faible vitesse d'écoulement ($\leq 0,15$ cm/s), les forces hydrodynamiques sont insuffisantes pour transportées les grosses particules jusqu'à la sortie du milieu poreux. Elles sont insuffisantes pour éviter le dépôt ou remobiliser ces particules déposées. A ces vitesses d'écoulement,

seules les particules de petites tailles sont restituées. Le diamètre médian des PES restituées ($\approx 4 \mu\text{m}$) est proche du diamètre médian de la population Limon $3,5 \mu\text{m}$ qui constitue en partie le Mélange. Lorsque la vitesse d'écoulement augmente, les grosses particules sont mieux transportées jusqu'à la sortie du milieu poreux. Le d_{50} des particules restituées augmente alors avec la vitesse d'écoulement pour atteindre le d_{50} des PES initialement injectées à la vitesse la plus élevée ($0,42 \text{ cm/s}$).

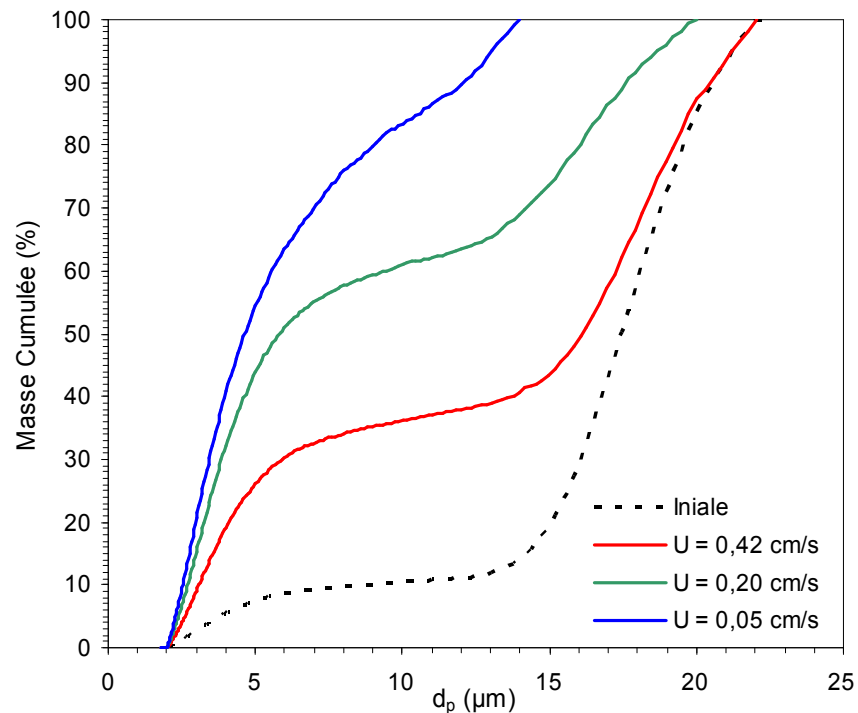


Figure 7.1. Suivi granulométrique des particules restituées (population Mélange) : Influence de la vitesse d'écoulement et de la taille des PES.

Distribution de la taille des PES est mesurée à la sortie de la colonne pour chaque expérience au pic de la courbe de restitution. Le d_{50} des PES récupérées à la sortie du milieu poreux, pour chaque population et série de vitesses testées, est représenté sur la figure 7.2. Quelle que soit la vitesse d'écoulement, tous les diamètres de la population Limon $3,5 \mu\text{m}$ ont été récupérés, ainsi, le d_{50} des particules récupérées reste constant et égal au d_{50} initialement injecté. Pour les autres populations, le d_{50} restitués augmente avec le débit d'écoulement. À faible vitesse, les particules récupérées sont principalement les plus petites, parce que la force hydrodynamique exercée par l'écoulement sur les particules est insuffisante pour mobiliser les particules plus grosses, qui restent piégées au sein du milieu. A forte vitesse

d'écoulement (0,42 cm/s), tous les diamètres d'abord injectés ont été récupérés quelle que soit la distribution de la taille de la population PES à l'exception des particules des deux populations Limon 18,3 μm et Limon 24,3 μm . Ainsi, la vitesse d'écoulement doit être importante pour transporter les grosses particules vers l'extérieur de la colonne. La population "Mélange" montre le rôle de la distribution en tailles des particules et de la force hydrodynamique sur leur transport dans le milieu poreux. En dessous de la vitesse de 0,15 cm/s, que les particules de la population de Limon 3,5 μm qui ont été récupérés.

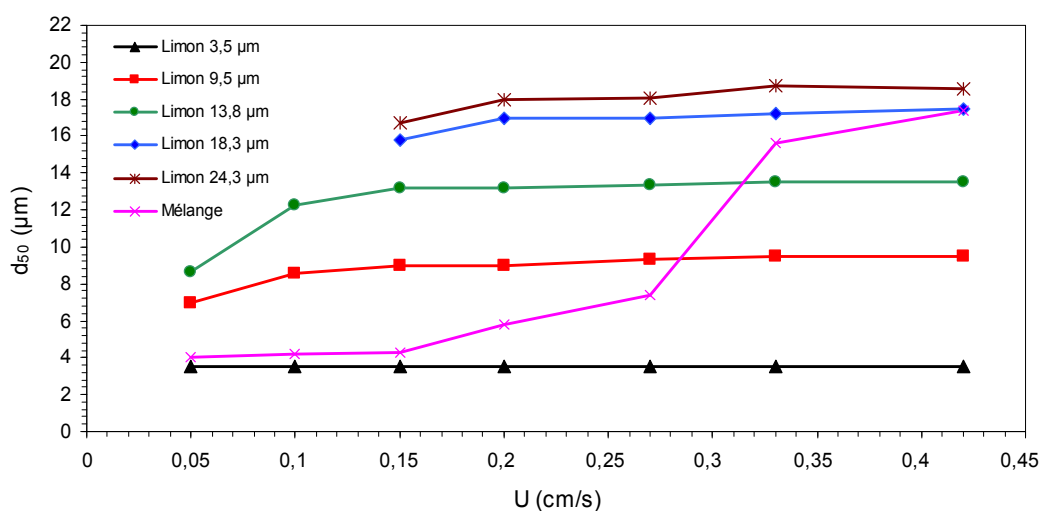


Figure 7.2. Evolution du d_{50} restitué en fonction de la vitesse d'écoulement

Au-delà de cette vitesse (0,15 cm/s) le d_{50} des particules récupérées augmente avec la vitesse d'écoulement pour atteindre le d_{50} des PES initialement injecté à la vitesse la plus élevée (0,42 cm/s). Cette évolution est conforme à celle du taux de restitution R de la population Limon 18,3 μm , où toutes les particules injectées ont été retenues dans le milieu poreux lorsque la vitesse d'écoulement est en dessous de 0,15 cm/s.

7.3 Evolution temporelle de la taille des PES restituées

Le suivi granulométrique des PES dans l'effluent à la sortie de la colonne, durant l'essai d'injection, permet de contrôler l'évolution temporelle de la taille des particules au cours de la restitution. Des échantillons ont été prélevés à différents temps au cours de la restitution (Cf. Figure 7.3). Les temps moyens de prélèvement T_1 , T_2 , T_3 , T_4 et T_5 correspondent, respectivement, aux volumes de pore moyens $1V_p$, $1,3V_p$, $2V_p$, $2,6V_p$ et $3,2V_p$ de la suspension de particule qui traverse le milieu poreux.

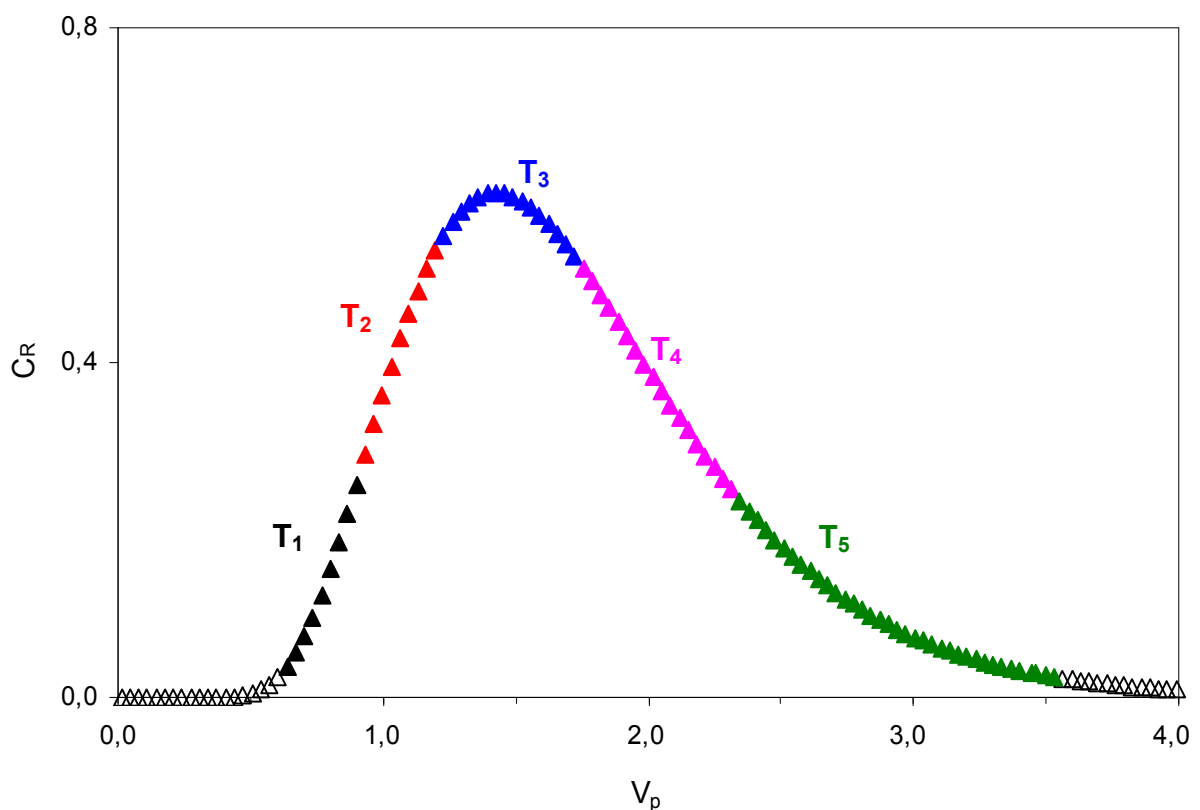


Figure 7.3. Temps de prélèvement relatifs pour chaque vitesse étudiée

La figure 7.4 présente les courbes granulométriques des PES de la population Mélange restituées à différents temps de prélèvement à faible, moyenne et forte vitesse d'écoulement. La courbe en trait discontinu représente la courbe granulométrique des PES (population Mélange) injectées initialement. La figure 7.5

présente l'évolution, dans le temps, du diamètre médian de la granulométrie des PES restituées pour les différentes vitesses d'écoulement testées.

Quel que soit la vitesse d'écoulement, la granulométrie des PES restituées est inférieure à celle de la population initialement injectée (Figure 7.4). On observe une évolution dans le temps de la taille des PES restituées. Aux temps T_1 et T_2 (partie montante de la courbe de restitution), la granulométrie des particules restituée est constituée principalement de sa partie fine (Limon $3,5\mu\text{m}$). Ces observations montrent que les fines sont transportées plus rapidement que les grosses PES vers la sortie du milieu poreux. Avec le temps, les grosses particules sont de mieux en mieux restituées et le diamètre médian augmente pour atteindre sa valeur maximale en fin de restitution (Figure 7.5). Globalement, à un temps d'échantillonnage donné, le diamètre médian des PES restituées augmente avec la vitesse d'écoulement. Ce résultat montre l'importance des forces hydrodynamiques sur le transport des PES. Nous pensons aussi que des forces hydrodynamiques plus fortes réduisent le blocage mécanique.

A faible vitesse d'écoulement, le diamètre maximal restitué augmente avec les temps de transport (Figure 7.4c) et se rapproche du diamètre maximal de la population injectée sans l'atteindre.

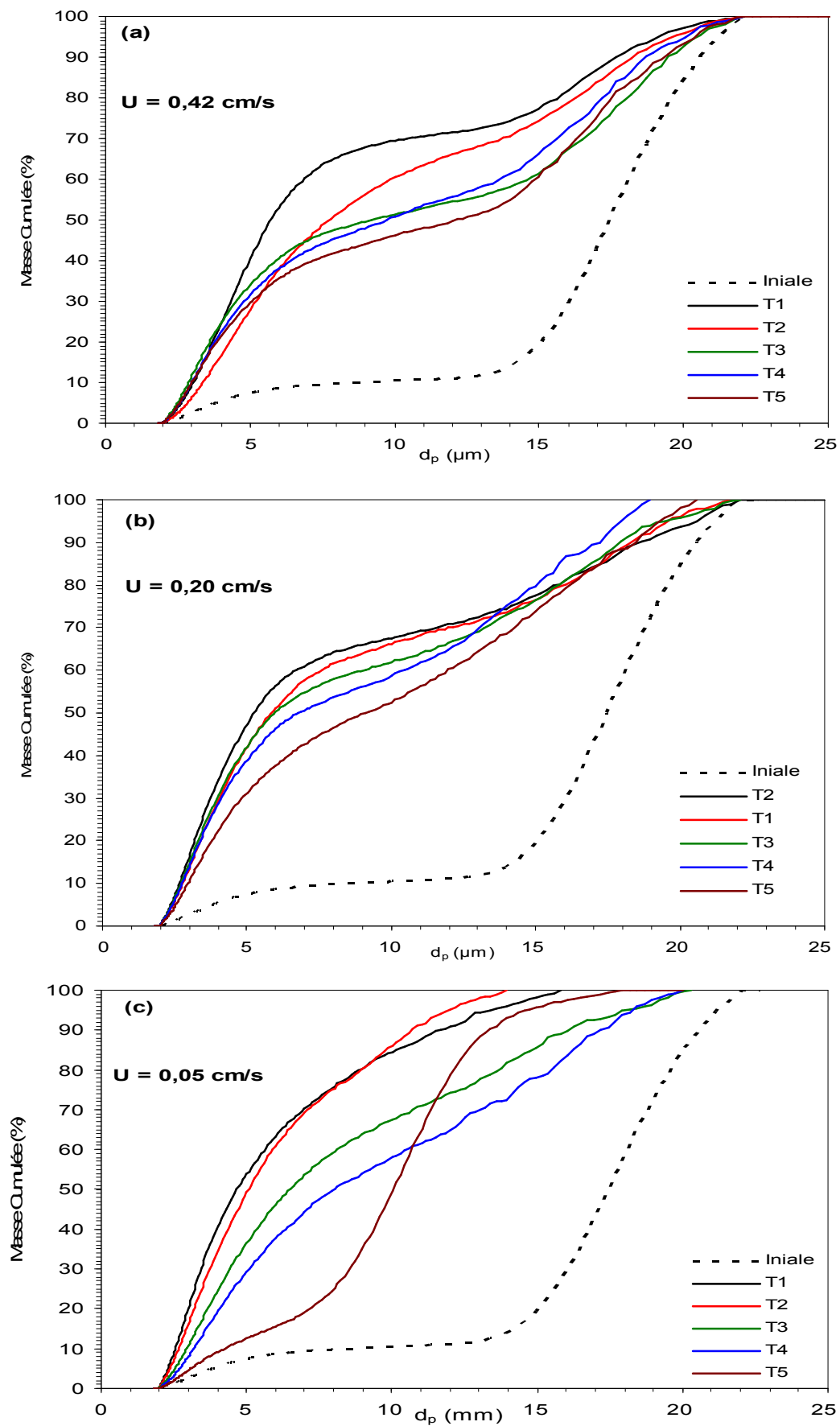


Figure 7.4 Evolution des distributions microgranulométriques dans les échantillons prélevés: (a) $U = 0, 20 \text{ m/s}$, (b) $U = 0, 05 \text{ m/s}$.

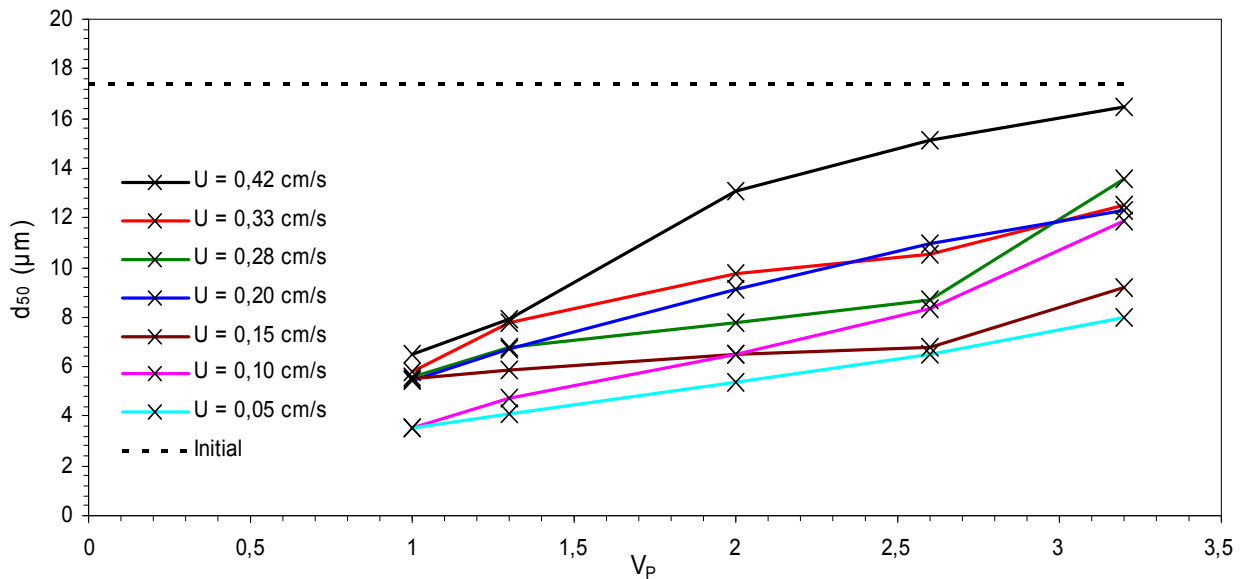


Figure 7.5 Evolution de d_{50} restitué en fonction du nombre de volume de pore moyen de prélèvement

7.4 Conclusion

Le suivi granulométrique des particules restituées permet de caractériser la sélection granulométrique opérée par le milieu poreux, lors du transport et de mettre en évidence l'influence de certains paramètres sur cette sélection. La granulométrie des particules récupérées, dans l'effluent à la sortie du milieu poreux, au début de la restitution est constituée principalement de fines particules. Cela montre qu'un tri granulométrique est opéré dans le milieu poreux. Ce tri granulométrique est plus marqué lorsque la vitesse d'écoulement est faible. Le diamètre médian des PES restituées augmente avec le temps pour tendre vers le diamètre médian des PES initialement injectées.

Pour la population Mélange (polydisperse), à faible vitesse d'écoulement, la fraction grossière de la suspension injectée n'est pratiquement pas récupérée au début de la restitution. Cette fraction est mieux restituée lorsque la vitesse d'écoulement est plus élevée. Ces résultats montrent l'importance des forces hydrodynamiques et de la taille des PES dans leur transport dans le milieu poreux. Nous pensons que des forces hydrodynamiques plus fortes réduisent le blocage mécanique.

CHAPITRE 8

CINÉTIQUE DE DÉPÔT DES PARTICULES EN SUSPENSION

8.1 Introduction

Les études qui s'intéressent aux différents mécanismes intervenant dans le transport et le dépôt des PES restent peu nombreuses en comparaison aux très nombreuses études sur les colloïdes. Cette étude expérimentale explore quelques facteurs qui doivent nous permettre de mieux comprendre le comportement de ces particules lors de leurs transit dans le milieu poreux. Le dépôt de particules sur la surface d'un grain solide du milieu poreux résulte de la succession de deux processus. Un processus hydrodynamique qui transporte la particule à proximité du grain, suivi d'un processus de capture de la particule sous l'effet de forces citées précédemment dans le chapitre 3 (§ 3.3). La taille des particules mobilisées influencent leur transport et dépôt dans le milieu poreux (effet d'exclusion de taille, sédimentation, blocage mécanique,...). Le lien entre taille des PES et le coefficient cinétique de dépôt doit être pris en compte. Elimelech et al., (1990) ont montré que la cinétique de dépôt était indépendante de la taille des particules colloïdales transportées. Le comportement des PES étant peu exploré, des investigations expérimentales et théoriques sont nécessaires pour vérifier si leur comportement est similaire ou différent de celui des colloïdes.

Ce chapitre est consacré à l'évaluation du comportement de transport et de dépôt des PES. L'effet de la taille et de la polydispersité en taille des PES est exploré.

8.2 Cinétique de dépôt

La prise en compte de la cinétique de dépôt des particules en suspension dans un milieu poreux saturé, est faite en ajoutant un terme cinétique de dépôt de premier ordre dans l'équation classique de convection-dispersion (Cf. chapitre 3).

Le coefficient cinétique de dépôt (K_{dep}) est le paramètre qui caractérise la vitesse de dépôt des PES, par les différents mécanismes (collision particule-grain, collision particule-particule, piégeage dans les sites de rétention, sédimentation, blocage mécanique, interception, ...), dans le milieu poreux.

Le coefficient cinétique de dépôt K_{dep} des PES est déterminé par le calage de la solution analytique de l'équation de convection-dispersion avec une cinétique de dépôt de premier ordre sur les courbes expérimentales de restitution en utilisant la méthode de régression parabolique (MRP). Nous avons analysé l'évolution du

coefficient K_{dep} avec la vitesse d'écoulement, la taille et la polydispersivité en tailles des PES injectées.

8.2.1 Effet de la vitesse

Le dépôt des particules dans le milieu poreux résulte de plusieurs mécanismes qui dépendent des divers paramètres physico-chimiques, mécaniques et géométriques. En raison de (1) la faible force ionique de l'eau saturant le milieu, identique par ailleurs à l'eau transportant les particules, de (2) la taille supra-micrométrique des particules et (3) des fortes vitesses d'écoulement utilisées dans nos essais, les interactions électrostatiques entre les grains du milieu poreux et les particules peuvent être considérées comme négligeables. Nous pensons que les deux principaux mécanismes impliqués dans le dépôt des particules sont le **blocage mécanique** des particules dans les petits pores et **la sédimentation** due à la taille des particules transportées.

Les différentes séries de traçage réalisées avec les différentes populations de PES étudiées dans ce travail de thèse, montrent que le coefficient cinétique de dépôt (K_{dep}) augmente avec la vitesse d'écoulement (Figure 8.1). L'évolution de ce coefficient avec la vitesse d'écoulement peut être représenté par une relation de puissance ($K_{dep} \propto U^\theta$). Cette évolution a déjà été observée par d'autres auteurs. Ainsi, Kretzschmar et al. (1997) ont proposés une relation de puissance entre K_{dep} et U avec un coefficient de puissance θ égal à 0,31 pour les colloïdes de Latex Carboxyle et à 0,18 pour les colloïdes d'hématites. Grolimund et al. (1998) ont trouvé une valeur plus élevée de θ ($\theta = 0,60$) pour des colloïdes transportés dans un milieu à double-porosité. Massei et al. (2002) ont proposé un coefficient de puissance égal à 0,7 pour les particules de limon polydisperses avec un mode égal à 25 μm et une colonne de gravier de 120 cm de longueur. Ahfir et al. (2007 & 2009) ont proposés des coefficients de puissance compris entre 0,45 et 0,7 pour des particules polydisperses de limon et de Rilsan. Dans la présente étude, les valeurs du coefficient de puissance θ varient entre 0,25 et 0,28 pour les populations de granulométrie serrée (Limon 3,5 μm , Limon 9,5 μm , Limon 13,8 μm , Limon 18,3 μm , Limon 24,3 μm). Une valeur moyenne de θ égale à 0,27 peut être retenue pour ces populations. Pour la population Mélange, la valeur de θ obtenue est élevée et est égale à 0,66. Cette dernière est différente de celles obtenues pour les populations à

granulométrie serrée, mais elle est proche des valeurs rapportées par Massei et al. (2002) et Ahfir et al. (2007 & 2009) pour des populations de PES polydisperses. Cette valeur élevée du coefficient de puissance θ est attribué à l'effet de la polydispersivité des PES injectées. On peut ainsi déduire de ces observations, plus la distribution de taille des particules injectées est étalées, plus le coefficient de puissance est élevé.

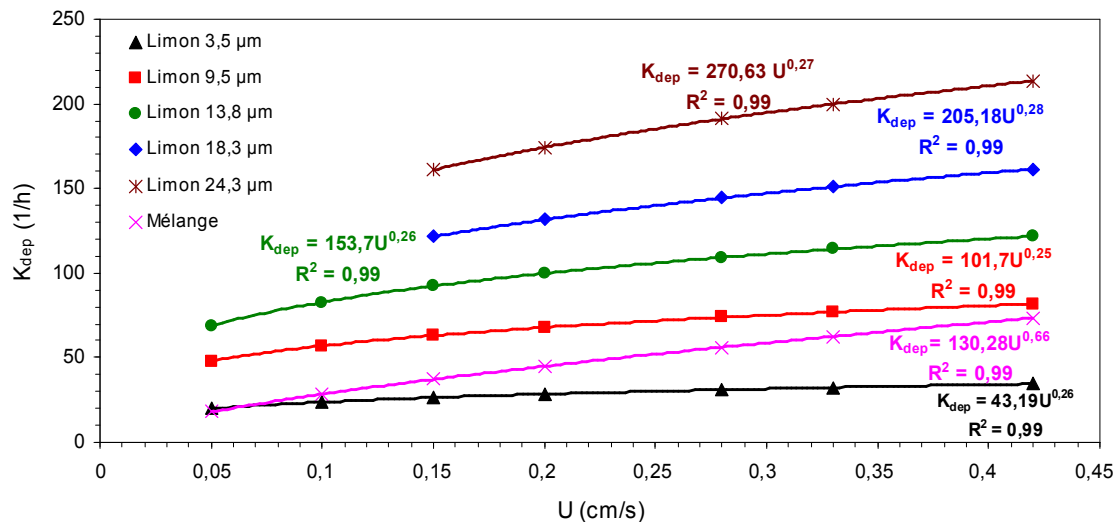


Figure 8.1 Evolution du coefficient cinétique de dépôt des PES en fonction de la vitesse d'écoulement

8.2.2 Influence de la taille des particules

La figure 8.2 présente l'évolution du coefficient cinétique de dépôt en fonction du diamètre médian d_{50} des PES pour les différentes vitesses d'écoulement testées. Quelle que soit la vitesse d'écoulement testée, le coefficient cinétique de dépôt augmente avec d_{50} . Plus la taille des particules transportées est grande, plus les forces hydrodynamiques, nécessaires pour vaincre la force de gravité et éviter le dépôt par sédimentation, doivent être importantes.

De plus, une taille plus grande des particules favorise leurs captures par blocage mécanique. Ainsi le coefficient de dépôt se trouve élevé pour ces tailles. Le tableau 8.1 regroupe les valeurs des rapports d_{50}/d_g pour nos essais. En se référant aux modèles géométriques existants (Chapitre 3, §3.4.1.1), le blocage mécanique ne

peut pas être négligé comme l'ont rapportés Bradford et al. (2007), étant donné que tous les rapports d_{50}/d_g sont supérieurs à 0.003 (Tableau 8.1).

Tableau 8.1. Rapport des diamètres d_{50}/d_g

Diamètre médian du milieu poreux d_g (μm)	1125					
Diamètre médian des PES injectées d_{50} (μm)	3,5	9,5	13,5	17,4	18,3	24,3
d_{50}/d_g	0,003	0,008	0,012	0,015	0,016	0,021

Pour une vitesse donnée et pour toute les populations dont le diamètre médian est inférieur ou égal à 18,3 μm , le coefficient cinétique de dépôt augmente linéairement avec d_{50} . Une relation globale qui décrit l'évolution de K_{dep} avec la vitesse d'écoulement et la taille des particules pour ces populations est obtenue:

$$K_{dep} = 11.14 d_{50} U^{0.27} \quad (8.1)$$

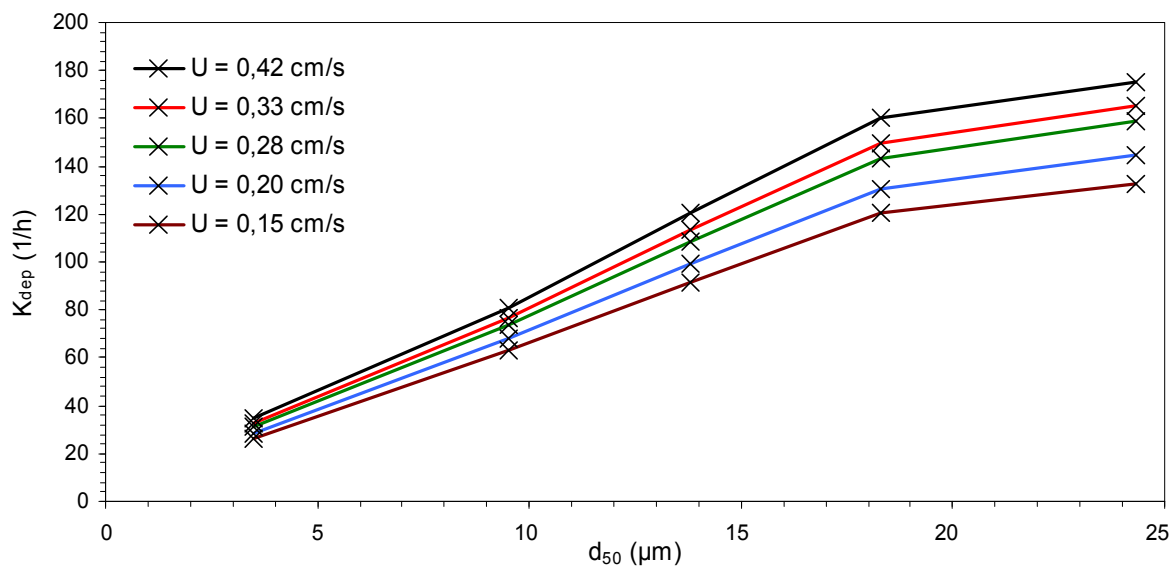


Figure 8.2 Evolution du coefficient cinétique de dépôt en fonction du diamètre médian d_{50} des PES.

8.3 Filtration et capture des PES

La théorie classique de la filtration permet de faire le lien entre le coefficient cinétique de dépôt et l'efficacité de capture du collecteur (grain du milieu poreux). Rappelons que la filtration de particules solides dans un milieu poreux se fait également en deux étapes, (i) le transport des particules vers la surface collecteur par des mécanismes de transport qui sont largement cités dans la littérature: la diffusion brownienne, interception ou sédimentation. Cette étape est contrôlée par la taille et la densité des particules, les surfaces accessibles pour le dépôt, la géométrie des pores et la vitesse d'écoulement. (ii) L'attachement des particules au-delà de la barrière d'énergie répulsive. Cette étape est contrôlée par les forces surfaciques entre la particule et la surface des grains constituant le milieu poreux (forces de Van der Waals, force double couche électrique, . . .).

8.3.1 Efficacité de capture expérimentale

Les différents mécanismes de transport et de capture de particules par un grain collecteur, permettent d'introduire la notion de l'efficacité de capture pour décrire le dépôt des PES. La mesure du taux de restitution renseigne sur la capacité du milieu filtrant à retenir les particules. Le suivi de l'efficacité de capture expérimentale (via la mesure du taux de restitution) en fonction de la taille des particules injecté est une information complémentaire qui nous permet d'avoir une meilleure idée sur l'état d'avancement du dépôt dans le milieu poreux, et permet aussi de mettre en évidence d'éventuels effets hydrodynamiques, tels que le réentraînement, qui modifie l'efficacité de filtration. L'évolution de l'efficacité de capture est liée à la manière dont les particules vont se déposer dans le milieu poreux (filtre), ce qui dépend notamment des interactions entre surfaces particule-grain solide et particule-particule. Lors du colmatage d'un milieu poreux, les particules capturées peuvent à leur tour arrêter d'autres particules et contribuer à accroître l'efficacité de capture expérimentale. Dans le même temps, la vitesse de pore va augmenter avec la quantité de particules déposées, car le volume disponible pour le passage du fluide se réduit. Cette augmentation de la vitesse augmente le risque de réentraînement des particules ce qui entraîne une diminution de l'efficacité de capture. L'efficacité de capture est un autre paramètre utilisé pour l'interprétation des résultats expérimentaux. Elle est calculée avec l'équation suivante (Elimelech et al., 2000) :

$$\eta_{\text{exp}} = -\frac{2}{3} \frac{d_g}{(1-\phi).L} \ln\left(\frac{C}{C_0}\right) \quad (8.2)$$

Où η_{exp} est l'efficacité de capture expérimentale, L est la longueur du milieu poreux, d_g est le diamètre des grains du milieu poreux, C/C_0 est la concentration relative de particules à la sortie de la colonne, ϕ est la porosité du milieu poreux.

La figure 8.3 présente respectivement l'évolution de l'efficacité de capture expérimentale en fonction de la vitesse d'écoulement (Figure. 8.3.a) et en fonction des diamètres médians des PES (Figure. 8.3.b).

L'efficacité de capture diminue avec la vitesse d'écoulement quel que soit les tailles des particules injectées. Pour une vitesse donnée, l'efficacité de capture augmente avec la taille des particules injectées. On rappelle que pour les populations Limon 18,3 μm et Limon 24,3 μm , toutes les particules injectées sont retenues dans le milieu poreux lorsque la vitesse d'écoulement est inférieure à 0,15 cm/s. la restitution est nulle pour ces tailles et ces vitesses.

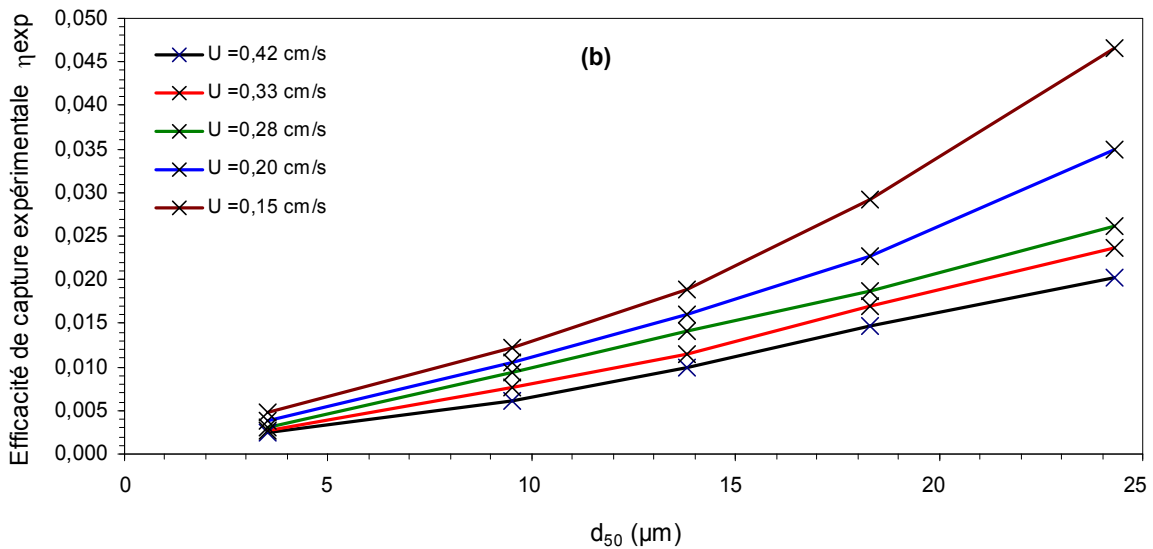
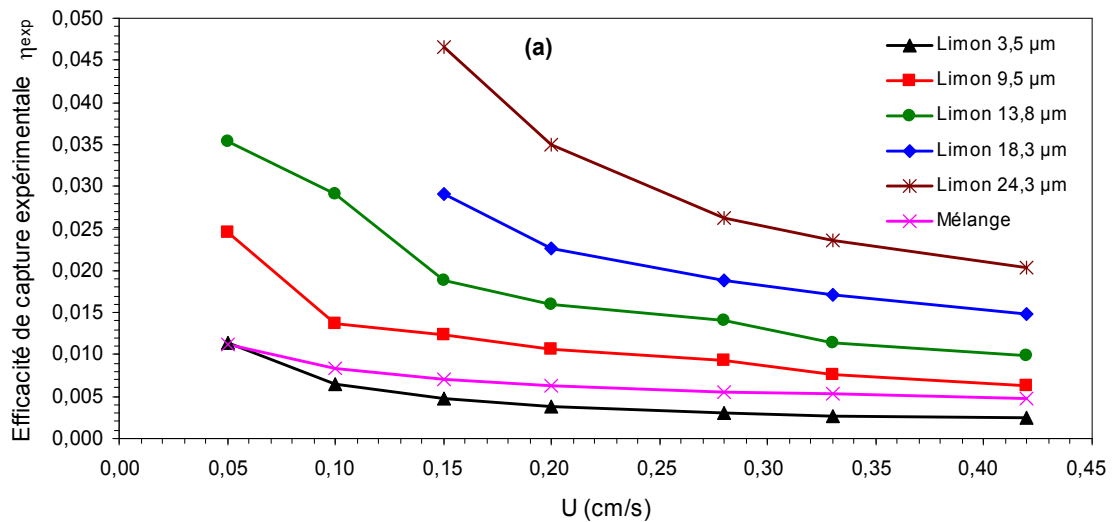


Figure 8.3. Evolution de l'efficacité de capture expérimentale en fonction (a) de la vitesse d'écoulement, (b) du diamètre médian d_{50} des PES

8.3.2 Efficacité de collision

L'efficacité de collision α dépend uniquement de la physico-chimie du système et représente le quotient des particules attachées aux grains suite aux collisions. Les particules qui entrent en collision avec une surface ne sont pas toujours fixées à cause des forces électrostatiques, chimiques et hydrodynamiques qui peuvent opérer à de très faibles distances de séparation. L'efficacité de collision α est défini par :

$$\alpha = \frac{\text{quantité de particules déposées par unité de temps}}{\text{quantité de particules atteignant la surface du collecteur par unité de temps}}$$

α Est égale à 1 veut dire que toute collision entre particule et grain aboutis à la fixation de la particule. Des expériences en colonne sont utilisées afin d'estimer expérimentalement ce paramètre pour des conditions physico-chimiques données. L'efficacité de collision expérimentale α est déterminée à partir de l'efficacité de capture expérimentale par la relation suivante (Li et al., 2011; Elimelech et al., 2000) :

$$\alpha = -\frac{2}{3} \frac{d_g}{(1-\phi)L\eta_{\text{exp}}} \ln(C/C_0) \quad (7.3)$$

La figure 8.4a, illustre pour chaque population de PES, l'évolution de α en fonction de la vitesse d'écoulement. On constate que l'efficacité de collision est très faible et varie peu avec la vitesse d'écoulement. On peut admettre une valeur constante de ce coefficient pour une population donnée quelle que soit la vitesse d'écoulement utilisée. La très faible valeur de α obtenue montre clairement que très peu de collisions particules-grains aboutissent à l'attachement des PES à la surface du collecteur. L'hypothèse d'attachement électrostatique défavorable (Chapitre 3, § 5.2.2) sur laquelle s'appuie cette étude est confirmée. La figure 8.4b montre que l'efficacité de collision décroît quasi linéairement avec la taille des PES. Ce résultat montre que la diminution de taille des PES à un effet sur leur capture dans la mesure il favorise la probabilité de collision avec les grains du milieu poreux. Quant à la non fixation des particules à la surface des grains, on peut dire que cela est dû au fait que les forces d'attachement électrostatiques sont largement faibles devant les forces hydrodynamiques et de gravité, agissant sur les particules. Autrement dit, les particules au voisinage des grains n'ont pas d'énergie nécessaire pour franchir la barrière de répulsion et d'être attachées d'une manière définitive dans le premier minimum d'énergie.

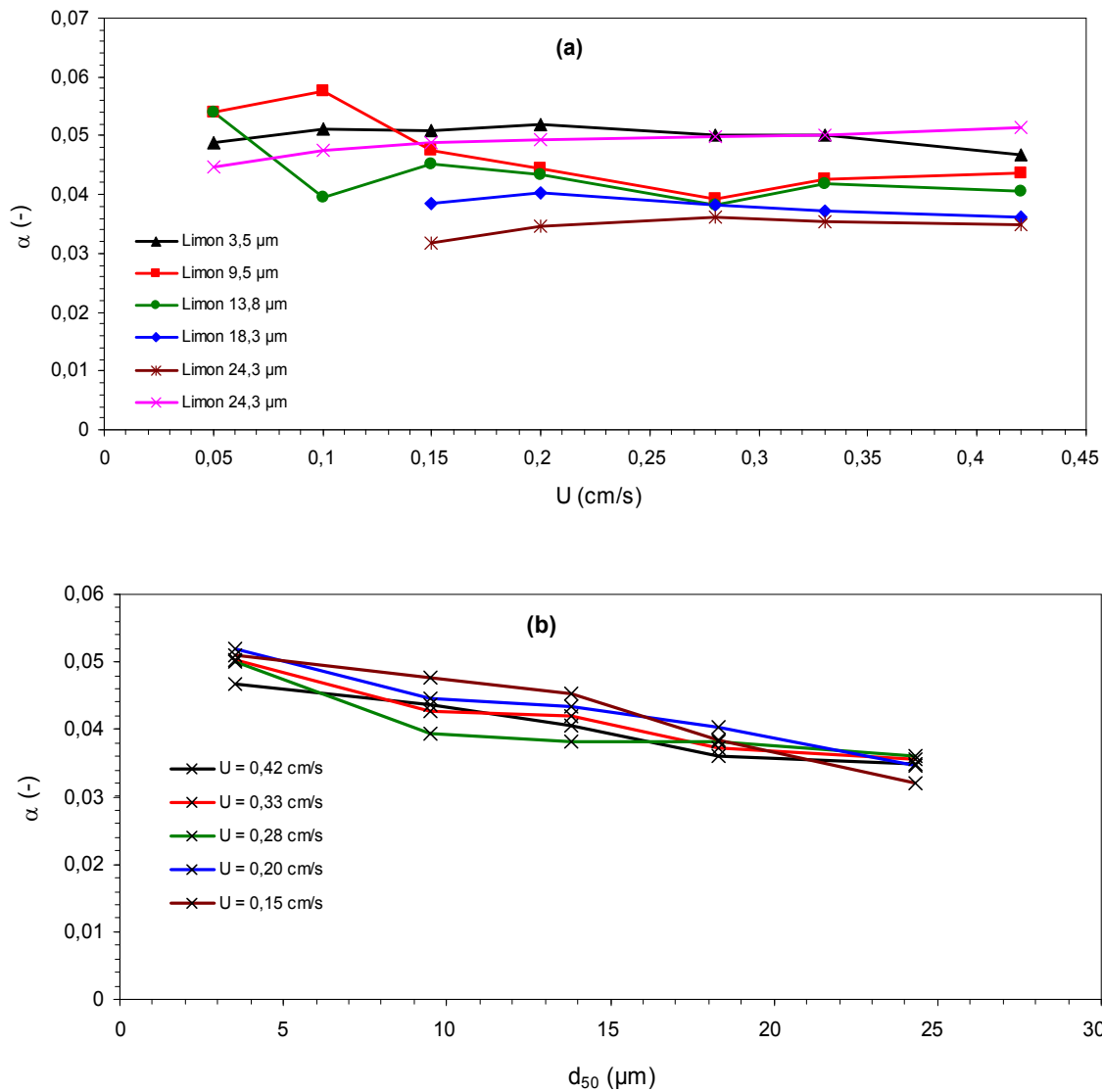


Figure 8.4. Evolution de l'efficacité de collision α en fonction (a) de la vitesse d'écoulement, (b) du diamètre médian d_{50} des PES

7.4. Conclusion

Les résultats présentés dans ce chapitre montrent que le transport et le dépôt des PES en milieu poreux saturé sont contrôlés par plusieurs facteurs. Nous nous sommes intéressés dans cette étude à l'influence des facteurs suivants :

- 1- la vitesse d'écoulement,
- 2- la taille des PES transportées,
- 3- la distribution des PES transportées.

Le coefficient cinétique de dépôt augmente avec la vitesse d'écoulement et est représenté par une relation de puissance ($K_{dep} \propto U^\theta$). La valeur du coefficient de puissance θ ne varie pas beaucoup quand la granulométrie de la population de particules injectée est serrée. Quand la distribution de taille des particules est étalée, la valeur de θ devient élevée et peut être attribuée à l'effet de la polydispersivité des PES injectées.

Quelle que soit la vitesse d'écoulement, le coefficient cinétique de dépôt augmente avec le diamètre médian des PES injectées. Les forces hydrodynamiques, de gravité et le blocage mécanique sont des facteurs déterminant dans le dépôt des PES.

L'efficacité de capture des particules par le milieu poreux diminue avec la vitesse d'écoulement et elle augmente avec la taille des particules injectées.



**CONCLUSIONS GÉNÉRALES
ET PERSPECTIVES**

Conclusion Générale

L'intérêt croissant porté depuis les années 1960 aux phénomènes de transfert de matières dans les sols a conduit les chercheurs à proposer de nouveaux modèles expérimentaux et mathématiques pour prédire l'évolution spatio-temporelle des processus liés au transport de particules solides en milieu poreux. Les applications sont nombreuses dans le domaine du génie civil (endommagement des ouvrages hydrauliques en terre et renforcement des sols, colmatage des filtres), de l'environnement (propagation de contaminants dans les aquifères) ou du génie pétrolier (colmatage et épuisement des puits pétroliers lors de la récupération d'hydrocarbures par injection d'eau).

Dans le cadre de cette thèse, une étude expérimentale, sur une colonne de laboratoire, visant à montrer l'influence de la taille des particules en suspension (PES) ainsi que des effets hydrodynamiques dans les processus de transport et de rétention de particules solides en milieu poreux saturé est réalisée. La procédure expérimentale consiste en l'injection (injections impulsions) à différentes vitesses d'écoulement de cinq populations de PES, de diamètres médians 3,5 μm , 9,5 μm , 13,8 μm , 18,3 μm et 24,3 μm dans un milieu poreux (sable) saturé. Pour étudier l'effet de la polydispersivité et de la distribution en tailles des particules, une sixième population, notée «Mélange» et obtenue en mélangeant, en proportions égales en volume, les deux populations Limon 3,5 μm et Limon 18,3 μm a également été utilisée. Des analyses des granulométries des PES injectées et des PES à différents moments de la restitution à la sortie du milieu poreux ont été réalisées. Les essais sont effectués avec des vitesses d'écoulement pouvant dépasser celles des écoulements naturels tout en restant dans le domaine d'application de la loi de Darcy. Afin de comparer le comportement de transport des PES au comportement de transport de particules dissoutes, des injections avec un traceur dissous (TD) conservatif sont réalisées. L'approche expérimentale est appuyée par un modèle mathématique de convection-dispersion avec une cinétique de dépôt de premier ordre. La méthode d'injection impulsion utilisée est bien simulée par le modèle mathématique et la masse de particules injectée est en adéquation avec la cinétique de dépôt de premier ordre (processus de dépôt irréversible) du modèle. L'interprétation des résultats de traçage, basée sur la solution analytique du modèle mathématique utilisé, a montré un bon ajustement entre les courbes expérimentales

et théoriques de restitution. Les effets hydrodynamiques et les effets de taille des PES sur la restitution (ou la rétention) ont été mis en évidence. Le taux de restitution des PES augmente avec la vitesse d'écoulement et diminue lorsque la taille des particules augmente, favorisant ainsi la sédimentation et le blocage mécanique.

Le coefficient de dispersion hydrodynamique longitudinale augmente suivant une loi de puissance avec la vitesse moyenne de pore ($D_L = \alpha_L u^m$). Pour des vitesses d'écoulement faibles, ce coefficient varie peu avec le diamètre médian des PES. A forte vitesse d'écoulement, il augmente avec la taille des particules injectées. Cette forte dispersion à grande vitesse d'écoulement pour les grands diamètres des PES s'explique par le fait qu'à forte vitesse d'écoulement, les chemins par lesquels transitent les grosses particules sont plus importants. Les valeurs de la puissance m ($0,9 \leq m \leq 1,53$) augmentent avec le diamètre médian des particules transportées. La dispersivité longitudinale (α_L) des PES dans le milieu poreux augmente avec la taille des particules injectées et elle est toujours supérieure à celle du TD.

Le transport du TD se fait plus rapidement que le transport des PES dans le milieu poreux quelle que soit la vitesse d'écoulement. Le retard dans le transport des PES par rapport au transport du TD augmente lorsque la taille des PES est importante.

La porosité cinématique, calculée à partir des temps de convection pure du TD, augmente avec la vitesse d'écoulement sans jamais atteindre la porosité totale. A fortes vitesses d'écoulement, il y a une meilleure accessibilité à la porosité immobile qu'aux faibles vitesses d'écoulement.

Le suivi granulométrique des particules restituées permet de caractériser la sélection granulométrique opérée par le milieu poreux, lors du transport et de mettre en évidence l'influence de certains paramètres sur cette sélection. La granulométrie des particules récupérées, dans l'effluent à la sortie du milieu poreux, au début de la restitution est constituée principalement de fines particules. Cela montre qu'un tri granulométrique est opéré dans le milieu poreux. Ce tri granulométrique est plus marqué lorsque la vitesse d'écoulement est faible. Le diamètre médian des PES restituées augmente avec le temps pour tendre vers le diamètre médian des PES initialement injectées. Pour la population polydisperse (Mélange), à faible vitesse d'écoulement, la fraction grossière de la suspension injectée n'est pratiquement pas récupérée au début de la restitution. Cette fraction est mieux restituée lorsque la vitesse d'écoulement est plus élevée. Tous ces résultats corroborent les rôles importants des forces hydrodynamiques et de la taille des PES dans leur transport

dans le milieu poreux. Nous pensons que le blocage mécanique est réduit par des forces hydrodynamiques plus fortes.

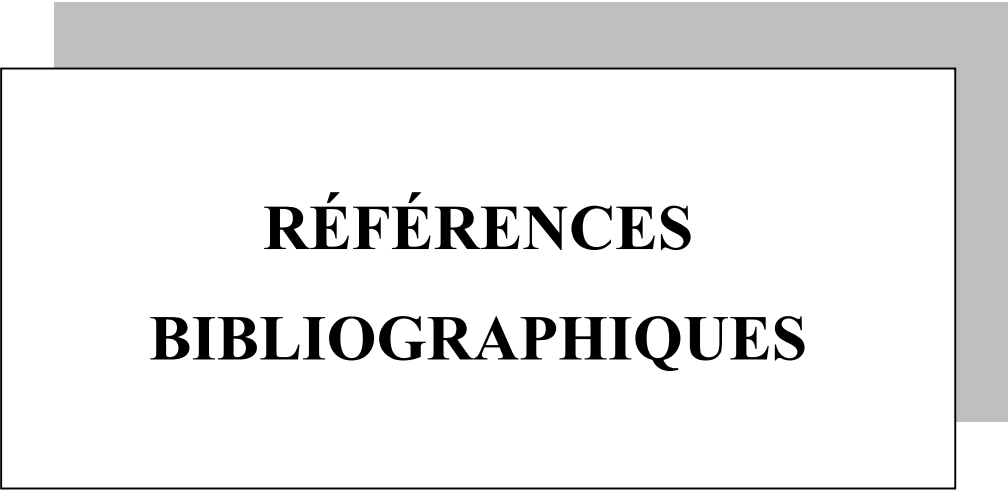
La rétention des particules dans le milieu poreux est identifiée dans le modèle mathématique au coefficient cinétique de dépôt K_{dep} . Le coefficient cinétique de dépôt augmente avec la vitesse d'écoulement suivant une loi de puissance ($K_{dep} \propto U^\theta$). La valeur du coefficient de puissance θ est faible et peut être considérée constante ($\theta \approx 0,27$) pour toutes les populations de granulométries serrées. Pour des PES de granulométrie étalée, la valeur de θ est plus élevée ($\theta \approx 0,66$). Cette valeur élevée de θ reflète l'effet de la polydispersivité des PES injectées. Quelle que soit la vitesse d'écoulement, le coefficient cinétique de dépôt augmente avec le diamètre médian des PES injectées. Les forces hydrodynamiques ainsi que le blocage mécanique sont des facteurs déterminant dans le dépôt des PES. L'efficacité de capture des particules par le milieu poreux diminue avec la vitesse d'écoulement et elle augmente avec la taille des particules injectées.

Cette étude a permis de mettre en lumière les effets respectifs de la de la vitesse d'écoulement, de la taille et la distribution de taille des PES sur leur transport et leur rétention dans un milieu poreux granulaire.

Perspectives

La prise en compte de la présence des particules en suspension dans les phénomènes de transport des contaminants, d'érosion interne et de colmatage des sols est relativement récente. Pour pouvoir maîtriser les mécanismes associés à ces phénomènes, de nombreuses recherches doivent être poursuivies. Dans le cadre des perspectives à donner à ce travail de thèse, certains aspects peuvent être développés concernant notamment :

- a) L'effet de la densité des particules transportées.
- b) La sensibilité du transport et dépôt dans des conditions physico-chimiques variées du fluide porteur (Force Ionique et pH).
- c) La caractérisation du blocage mécanique en lien avec les conditions géométriques liées au milieu poreux et aux particules transportées.
- d) L'extension de l'analyse expérimentale à un modèle expérimental bidimensionnel se rapprochant ainsi des conditions réelles de transferts dans les milieux naturels.



**RÉFÉRENCES
BIBLIOGRAPHIQUES**

Références Bibliographiques

- Abazic, S.D.; Ryan, J. (2001). Particle release and permeability reduction in a natural zeolite (Clinoptilolite) and sand porous medium. *Environmental Science and technology*, 35, 4502-4508.
- Ahfir, N-D. (2006). Etude des mécanismes de transport et de la cinétique de dépôt des particules en suspension dans un milieu poreux saturés. Thèse doctorat, Université du Havre.
- Ahfir, N-D.; Wang, H.Q.; Benamar, A.; Alem, A.; Massei, N.; Dupont J.-P. (2007). Transport and deposition of suspended particles in saturated porous media hydrodynamic effect. *Hydrogeology Journal*, 15, 659–668.
- Ahfir, N-D.; Benamar, A.; Alem, A.; Wang, H.Q. (2009). Influence of Internal. (2009). Structure and medium length on transport and deposition of suspended particles A laboratory study. *Transport in Porous Media*, 76, 289–307.
- Alem, A., Elkawafi, A., Ahfir, N.-D., Wang, H.Q.: Filtration of kaolinite particles in a saturated porous medium: hydrodynamic effects. *Hydrogeology Journal*, 21, 573–586 (2013)
- Alhaddad, S. (2011). Migration de matieres solides dans un milieu poreux: caracterisation de l'erosion interne. Thèse de Doctorat, l'université du Havre.
- Alvarez, A.-C.; Hime, G.; Marchesin, D.; Bedrikovetsky, P.-G. (2007). The inverse problem of determining the filtration function and permeability reduction in flow of water with particles in porous media. *Transport in Porous Media*, 70, 43–62.
- Anders, R.; Chrysikopoulos, C.-V. (2009). Transport of Viruses Through Saturated and Unsaturated Columns Packed with Sand. *Transport in Porous Media*, 76, 121–138.
- Atteia, O.; Kozel, R. (1997). Particles size distributions in waters from a karstic aquifer from particles to colloids. *Journal of Hydrology*, 201, 102-119.
- Auset, M.; Keller, A.-A. (2004). Pore-scale processes that control dispersion of colloids in saturated porous media. *Water Resources Research*, 40, W03503.
- Auset, M.; Keller, A.-A. (2006). Pore-scale visualization of colloid straining and filtration in saturated porous media using micromodels. *Water Resources Research*, 42, W12S02.
- Bai, R.; Tien, C. (1997). Particle detachment in deep-bed filtration. *Journal of Colloid and Interface Science*, 186, 307–317.
- Bai R, Tien C. (2000). Effect of deposition in deep-bed filtration Determination and search of rate parameters. *Journal of Colloid and Interface Science*, 231, 299-311.
- Bear, J. (1972). Dynamics of fluids in porous media. Dover publications.
- Bekhit, H.M.; El-Kordy, M.A.; Hassan, A.E. (2009). Contaminant transport in groundwater in the presence of colloids and bacteria Model development and verification. *Journal of Contaminant Hydrology*. 108, 152-167.
- 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.

- Ben-Moshe, T.; Dror, I.; Berkowitz, B. (2010). Transport of metal oxide nanoparticles in saturated porous media. *Chemosphere*, 81, 387-393.
- 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. *Transport in Porous Media*, 100, 377–392.
- Biarez, J.; David, H; Gouvenot, D.; Hicher, P. Y. ; Tailliez, S. ; Varjabedian, M. (1998). Comportement mécanique des sols granulaires traités par injection. *Revue française de génie civil*, 2, 255-295.
- Bolster, C.; Hornberger, G.M.; Mills, A.L. (1998). A method for calculating bacterial deposition coefficients using the fraction of bacteria recovered from laboratory columns. *Environmental Science and technology*, 32, 1329-1332.
- Bouwer, H. (2002). Artificial recharge of groundwater. *hydrogeology and engineering Hydrogeology Journal*, 10, 121-142.
- Bonelli, S.; Brivois, O.; Borghi, R.; Benahmed, N. (2006). On the modelling of piping erosion. *C. R. Mécanique*, 334, 555-559.
- Bradford, S.A.; Simunek, J.; Bettahar, M.; Van Genuchten, M.T-H.; Yates, S.R. (2003). Modeling colloid attachment, straining, and exclusion in saturated porous media. *Environmental Science and technology*, 37, 2242-2250.
- Bradford, S.A.; Bettahar, M. (2005). Straining, attachment, and detachment of *Cryptosporidium* Oocysts in saturated porous media. *Journal of Environmental Quality* , 34, 469–478.
- Bradford, S.A.; Bettahar, M. (2006). Concentration dependent transport of colloids in saturated porous media. *Journal of Contaminant Hydrology*, 82, 99-117.
- Bradford, S.A.; Simunek, J.; Walker, S.L. (2006). Transport and straining of *E. coli* O157 H7 in saturated porous media. *Water Resources Research*, 42, W12S12.
- Bradford, S.A.; Simunek, J.; Bettahar, M.; Van Genuchten, M.T.; Yates, S.R. (2006). Significance of straining in colloid deposition Evidence and implications. *Water Resources Research*, 42, W12S15.
- Bradford, S.A.; Torkzaban, S.; Walker, S.L. (2007). Coupling of physical and chemical mechanisms of colloid straining in saturated porous media. *Water Research*, 41. 3012-3024.
- Brown, D.G.; Stencel, J.R.; Jaffé, P.R. (2002). Effects of porous media preparation on bacteria transport through laboratory columns. *Water Research*, 36, 105-114.
- Camesano, T.A.; Unice, K.M.; Logan, B.E. (1999). Blocking and ripening of colloids in porous media and their implications for bacterial transport. *Colloids and Surfaces / A: Physicochemical and Engineering Aspects*, 160, 291-308.
- 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.
- Chen, J.C.; Elimelech, M.; Kim, A.S. (2005). Monte Carlo simulation of colloidal membrane filtration Model development with application to characterization of colloid phase transition. *Journal of Membrane Science*, 255, 291-305.

- Chen, H.; Gao, B.; Li, H.; Ma, L.Q. (2011). Effects of pH and ionic strength on sulfamethoxazole and ciprofloxacin transport in saturated porous media. *Journal of Contaminant Hydrology*, 126, 29-36.
- Corapcioglu, M.Y.; Jiang, S. (1993). Colloid-Facilitated Groundwater Contaminant Transport. *Water Resources Research*, 29, NO 7, 2215-2226.
- de Marsily, G. (1986). *Quantitative hydrogeology. Groundwater hydrology for engineers*. Academic Press, INC, New York.
- Elimelech, M.; O'Meila, C.R. (1990). Kinetics of Deposition of Colloidal Particles in Porous Media. *Environmental Science and technology*, 24, 1528-1536.
- Elimelech, M. (1991). Kinetics of capture of Colloidal Particles in packed beds under attractive double layer interactions. *Journal of Colloid and Interface Science*, 146, No 2.
- Elimelech, M.; Gregory, J.; Jia, X.; Williams, R. A. (1995). *Particle Deposition and Aggregation Measurement, Modeling, and Simulation*, Butterworth-Heinemann, Oxford.
- Elimelech, M.; Nagai, M.; Ko, C.-H.; Ryan, J.N. (2000). Relative insignificance of mineral grain zeta potential to colloid transport in geochemically heterogeneous porous media. *Environmental Science and technology*, 34, 2143-2148.
- Fetter, C.W. (1994). *Applied hydrogeology*. Englewood-cliffs: Prentice Hall.
- Foppen, J.W.; Herwerden, V.M.; Schijven, J. (2007). Transport of Escherichia coli in saturated porous media Dual mode deposition and intra-population heterogeneity. *Water Research*, 41, 1743-1753.
- Frey, J.M.; Schmitz, P.; Dufreche, J.; Gohr Pinheiro, I. (1999). Particle deposition in porous media Analysis of hydrodynamic and weak inertial effects. *Transport in Porous Media*, 37, 25-54.
- Fried, J.J.; Muntzer, P.; Zilliox, L. (1979). Ground-water pollution by transfer of oil hydrocarbons, *Ground Water*, 17, No 6.
- Gargiulo, G; Bradford, S.; Šimůnek, J.; Ustohal, P.; Vereecken, H.; Klumpp, E. (2007). Bacteria transport and deposition under unsaturated conditions The role of the matrix grain size and the bacteria surface protein. *Journal of Contaminant Hydrology*, 92, 255-273.
- Ghidaglia, C. (1994). *Filtration en profondeur de particules. Thèse de Doctorat de l'Université de Paris VI*.
- Gohr Pinheiro, I.; Schmitz, P.; Houi, D. (1999). Particle capture in porous media when physico-chemical effects dominate. *Chemical Engineering Science*, 54, 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. *Environmental Science and technology*, 30, 3118-3123.
- Grolimund, D.; Elimelech, M.; Borkovec, M.; Barmettler, K.; Kretzchmar, R.; Sticher, H. Transport of in situ mobilized colloidal particles in packed soil columns. *Environmental Science and technology*, 32, 3562-3569.
- Grolimund, D. (2001). Release and transport of colloidal particles in natural porous media: Experimental results and effects of ligands. *Water Resources Research*, 37, NO 3, 571-582.

- Gruesbeck, C. (1982). Entrainment and deposition of fines particles in porous media. *Society of Petroleum Engineers Journal*, 847-856.
- Harmand, B. (1996). Contribution à la compréhension des processus de transport de colloïdes en milieu naturel poreux ou fracture. Application à la rétention de particules de latex dans un sable. Thèse de Doctorat de l'INPL, Nancy.
- Haznedaroglu, B.Z.; Kim, H.N.; Bradford, S.A.; Walker, S.L. (2009). Relative Transport Behavior of Escherichia coli O157 H7 and Salmonella enterica Serovar Pullorum in Packed Bed Column Systems Influence of Solution Chemistry and Cell Concentration. *Environmental Science and technology*, 43, 1838-1844.
- 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.
- Holzbecher, E.; Dizer, H. (2006). Facilitated and retarded transport and degradation in porous media due to carriers. *Colloids and Surfaces/ A: Physicochemical and Engineering Aspects*, 278, 204-211.
- Hu, Q.; Brusseau, M.L. (1994). The effect of solute size on diffusive-dispersion transport in porous media. *Journal of Hydrology*, 158, 305-317.
- Huber, N.; Baumann, T.; Niessner, R. (2000). Assessment of Colloid filtration in natural porous media by filtration theory. *Environmental Science and technology*, 34, 3774-3779.
- 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. *C. R. Geoscience*, 345, 392-400.
- Johnson, P.R.; Menachem, M. (1995). Dynamics of colloid deposition in porous media Blocking based on random sequential adsorption. *Langmuir*, 11, 801-812.
- Johnson, W.P.; Li, X.; Assemi, S. (2007). Deposition and re-entrainment dynamics of microbes and non-biological colloids during non-perturbed transport in porous media in the presence of an energy barrier to deposition. *Advances in Water Resources*, 30, 1432-1454.
- Johnson, W.P.; Li, X.; Yal, G. (2007). Colloid retention in porous media mechanistic confirmation of wedging and retention in zones of flow stagnation. *Environmental Science and technology*, 41, 1279-1287.
- Kaplan, I.; Bertsch, P.M.; Adriano, D.C. (1997). Mineralogical and physicochemical differences between mobile and nanomobile colloidal phases in reconstructed pedons. *Soil Science Society of America Journal*, 61, 641-649.
- Keller, A.A.; Auset, M. (2007). A review of visualization techniques of biocolloid transport processes at the pore scale under saturated and unsaturated conditions. *Advances in Water Resources*, 30, 1392-1407.
- Khilar, K.C.; Vaidya, R.N.; Fogler, H.S. (1990). Colloidally-induced fines release in porous media. *Journal of Petroleum Science and Engineering*, 4, 213-221.
- Kim, S.-B.; Corapcioglu, M.Y. (2002). Contaminant transport in dual-porosity media with dissolved organic matter and bacteria present as mobile colloids. *Journal of Contaminant Hydrology*, 59, 267-289.

- Kim, H.N.; Bradford, S.A.; Walker, S.L. (2009). Escherichia coli O157 H7 transport in saturated porous media Role of solution chemistry and surface macromolecules. *Environmental Science and technology*, 43, 4340-4347.
- Klotz, D., K.-P. Seiler, H. Moser, F. Neumaier. 1980. Dispersivity and velocity relationship from laboratory and field experiments. *Journal of Hydrology*, 45, 169-184
- Ko, C.-H.; Menachem, M. (2008). The “Shadow Effect” in Colloid Transport and Deposition Dynamics in Granular Porous Media Measurements and Mechanisms. *Environmental Science and technology*, 34, 3681-3689.
- Kretzschmar, R.; Barmettler, K.; Grolimund, D.; Yan, Y.D.; Borkovec, M.; Sticher, H. (1997). Experimental determination of colloid deposition rates and collision efficiencies in natural porous media. *Water Resources Research*, 33, No 5, 1129-1137.
- Kretzschmar, R.; Sticher, H. (1998). Colloid Transport in Natural Porous Media Influence of Surface Chemistry and Flow Velocity. *Physics and Chemistry of the Earth Journal*, 23, No 2, 133-139.
- Kretzschmar, R.; Borkovec, M.; Grolimund, D.; Elimelech, M. (1999). Mobile Subsurface Colloids and their Role in Contaminant Transport. Review Paper, *Advances in Agronomy*, 66, 121-194.
- Kuznar, Z.A., Elimelech, M., (2007). Direct microscopic observation of particle deposition in porous media Role of the secondary energy minimum. *Colloids and Surfaces/ A: Physicochemical and Engineering Aspects*, 294, 156-162.
- Lenhart, J.J.; Saiers, J.E. (2003). Colloid Mobilization in Water-Saturated Porous Media under Transient Chemical Conditions. *Environmental Science and technology*, 37, 2780-2787.
- Li, X.; Scheibe, T. D.; Johnson, W.P. (2004). Apparent decreases in colloid deposition rate coefficients with distance of transport under unfavorable deposition conditions: A general phenomenon. *Environmental Science and technology*, 38, no 21, 5616-5625.
- Li, X.; Zhang, P.; Lin, C.L.; Johnson, W.P. (2005). Role of hydrodynamic drag on microsphere deposition and re-entrainment in porous media under unfavorable conditions. *Environmental Science and technology*, 39, 4012-4020.
- Li, X.; Lin, C.L.; Miller, J.D.; Johnson, W.P. (2006). Role of grain-to-grain contacts on profiles of retained colloids in porous media in the presence of an energy barrier to deposition. *Environmental Science and technology*, 40, 3769-3774.
- Li, X.; Lin, C.L.; Miller, J.D.; Johnson, W.P. (2006). Pore-scale Observation of Microsphere Deposition at Grain-to-Grain Contacts over Assemblage-scale Porous Media Domains Using X-ray Microtomography. *Environmental Science and technology*, 40, 3762-3768.
- Li, Y.; Wang, Y.; Pennell, K.D.; Abriola, L.M. (2008). Investigation of the transport and deposition of fullerene (C60) nanoparticles in quartz sands under varying flow conditions. *Environmental Science and technology*, 42, 7174-7180.
- Li, X.; Li, Z.; Zhang, D. (2010). Role of low flow and backward flow zones on colloid transport in pore structures derived from real porous media. *Environmental Science and technology*, 44, 4936-4942.

- Li, Z.; Sahle-Demessie, E.; Hassan, A.A.; Sorial, G.A. (2011). Transport and deposition of CeO₂ nanoparticles in water-saturated porous media. *Water Research*, 45, 4409-4418.
- Liu, D.; Johnson, P.R.; Elimelech, M. (1995). Colloid deposition dynamics in flow through porous media: role of electrolyte concentration. *Environmental Science and Technology*, 29, 2963-2973.
- Long, W.; Hilpert, A.M. (2009). A Correlation for the collector efficiency of brownian particles in clean-bed filtration in sphere packings by a lattice-boltzmann method. *Environmental Science and Technology*, 43, 4419-4424.
- Luxmore, R.J. (1981). Micro-, meso-, and macroporosity of soil. *Soil Science Society American Journal*, 45, 671-672.
- Ma, H.; Johnson, W.P. (2009). Colloid Retention in Porous Media of Various Porosities: Predictions by the Hemispheres-in-Cell Model. *Langmuir*, 26, No3, 1680-1687.
- Mahmood, T.; Amirtharajah, A.; Sturm, T.W.; Dennett, K.E. (2001). A micromechanics approach for attachment and detachment of asymmetric colloidal particles. *Colloids and Surfaces/ A Physicochemical and Engineering Aspects*, 177, 99-110.
- Malkovsky, V.I.; Pek, A.A. (2009). Effect of elevated velocity of particles in groundwater flow and its role in colloid-facilitated transport of radionuclides in underground Medium. *Transport in Porous Media*, 78, 277-294.
- 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. *Journal of Contaminant Hydrology*, 57, 21-39.
- McCarthy, J.F.; Zachara, J.M. (1989). Subsurface transport of contaminants. *Environmental Science and Technology*, 23, 496-502.
- McCarthy, J.F. (1998). Colloid-Facilitated Transport of contaminants in Groundwater Mobilization of Transuranic Radionuclides from Disposal Trenches by Natural Organic Matter. *Physics and Chemistry of the Earth Journal*, 23, No 2, 171-178.
- McDowell-Boyer, L.M.; Hunt, J.R.; Sitar, N. (1986). Particle transport through porous media. *Water Resources Research*, 22, No 13, 1901-1921.
- Mills W.B.; Liu, S.; Fong, F.K. (1991). Literature review and model (COMET) for colloid/metal transport in porous media. *Ground Water*, 29, No 2, 199-208.
- Moghadasi, J.; Müller-Steinhagen, H.; 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*, 43, 163-181.
- Moghadasi, J., Müller-Steinhagen, H.; Jamialahmadi, M.; Sharif, A. (2004). Model study on the kinetics of oil field formation damage due to salt precipitation from injection. *Journal of Petroleum Science and Engineering*, 43, 201-217.
- Ochi, J.; Vernoux, J.-F. (1999). A two-dimensional network model to simulate permeability decrease under hydrodynamic effect of particle release and capture. *Transport in Porous Media*, 37, 303-325.
- Panfilov, M.; Panfilova, I.; Stepanyants, Y. (2008). Mechanisms of particle transport acceleration in porous media. *Transport in Porous Media*, 74, 49-71.

- Paradelo, M.; Pérez-Rodríguez, P.; Arias-Estévez, M.; López-Periago, J.E. (2010). Effect of particle size on copper oxychloride transport through saturated sand columns. *Journal of Agricultural and Food Chemistry*, 58, 6870-6875.
- Pelley A. J, Tufenkji N. (2008). Effect of particle size and natural organic matter on the migration of nano and microscale latex particles in saturated porous media. *Journal of Colloid and Interface Science*, 321, 74–83.
- Penrod S.L, Olson T.M, Grant S. B. (1996). Deposition Kinetics of Two Viruses in Packed Beds of Quartz Granular Media. *Langmuir*, 12, 5576-5587.
- Pfannkuch, H.O. (1963). Contribution à l'étude des déplacements de fluides miscibles dans un milieu poreux. *Revue Française de l'Institut du Pétrole*, 18, 215-270.
- Porel, G. (1988). Transfert de soluté en aquifère crayeux causes de modifications des résultats de traçages. Thèse de doctorat, Université des sciences et techniques de Lille.
- Porubcan, A.A.; Xu, S. (2011). Colloid straining within saturated heterogeneous porous media. *Water Research*, 45, 1796-1806.
- Redman, R.A.; Walker, S.L.; Elimelech, M. (2004). Bacterial adhesion and transport in porous media Role of the secondary energy minimum. *Environmental Science and Technology*, 38, 1777-1785.
- Ryan, J.N.; Gschwend, P.M. (1994). Effect of Ionic Strength and Flow Rate on Colloid Release: Relating kinetics to intersurface potential energy. *Colloid and Interface Science*, 164, 21-34.
- Ryan, J.N.; Elimelech, M. (1996). Colloid mobilisation and transport in groundwater. *Colloids Surfaces/ A: Physicochemical and Engineering Aspects*, 107, 1-56.
- Saiers, J.E.; Hornberger, G.M.; Liang, L. (1994). First- and second- order kinetics approaches for modeling the transport of colloidal particles in porous media. *Water Resources Research*, 30, No 9, 2499-2506.
- Santos, A.; Bedrikovetsky, P. (2006). A Stochastic model for particulate suspension flow in porous media. *Transport in Porous Media*, 62, 23-53.
- Sen, T.K.; Khilar, K.C. (2006). Review on subsurface colloids and colloid-associated contaminant transport in saturated porous media. *Advances in Colloid and Interface Science*, 119, 71-96.
- Shani, C.; Weisbrod, N.; Yakirevich, A. (2008). Colloid transport through saturated sand columns Influence of physical and chemical surface properties on deposition. *Colloids Surfaces/ A: Physicochemical and Engineering Aspects*, 316, 142–150.
- Sharma, M.M.; Yortos, Y.C. (1987). Fines migration in porous media. *AICh Journal*, 33, No10, 1654-1662.
- [Sharma, 1992] Sharma, M.M.; Chamoun, H.; Sarma, D.S.H.S.R.; Schechter, R.S. (1992). Factors controlling the hydrodynamic detachment of particles from surfaces. *Journal of Colloid and Interface Science*, 149, No 1, 121-134.
- Silliman, S.E. (1995). Particle transport through two-dimensional, saturated porous media influence of physical structure of the medium. *Journal of Hydrology*, 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 Resources Research*, 39, No 4, 1-12.

Song, L.; Elimelech, M. (1993). modeling the role of retained particles. *Colloids and Surfaces/ A: Physicochemical and Engineering Aspects*, 73, 49-63.

Song L, Elimelech M. (1993). Calculation of particle deposition rate under unfavorable particle-surface interactions. *Journal of the Chemical Society, Faraday Transactions*, 89, No 18, 3443-3452.

Song, L.; Johnson, P.R.; Elimelech, M. (1994). Kinetics of Colloid Deposition onto Heterogeneously Charged Surfaces in Porous Media. *Environmental Science and technology*, 28, 1164-1171.

Spielman, L.; Cukor, P.M. (1973). Deposition of non-Brownian particles under colloidal forces. *Journal of Colloid and Interface Science*, 1, 43-51.

Syngouna, V.I.; Chrysikopoulos, C.V. (2011). Transport of biocolloids in water saturated columns packed with sand Effect of grain size and pore water velocity. *Journal of Contaminant Hydrology*, 126, 301-314.

Tong, M.; Johnson, W.P. (2006). Excess colloid retention in porous media as a function of colloid Size, fluid velocity, and grain angularity. *Environmental Science and technology*, 40, 7725-7731.

Torkzaban, S.; Bradford, A.S.; Walker, S.L. (2007). Resolving the coupled effects of hydrodynamics and DLVO forces on colloid attachment in porous media. *Langmuir*, 23, 9652-9660.

Torkzaban, S.; Bradford, A.S.; Van Genuchten, M.T.; Walker, S.L. (2008). Colloid transport in unsaturated porous media The role of water content and ionic strength on particle straining. *Journal of Contaminant Hydrology*, 96, 113-127.

Torkzaban, S.; Kim, H.N.; Simunek, J.; Bradford, A.S. (2010). Hysteresis of colloid retention and release in saturated porous media during transients in solution chemistry. *Environmental Science and technology*, 44, 1662-1669.

Tufenkji, N.; Miller, G.F.; Ryan, J.N.; Hervey, R.W.; Elimelech, M. (2004). Transport of *Cryptosporidium* Oocysts in porous media Role of straining and physicochemical filtration. *Environmental Science and technology*, 38, 5932-5938.

Tufenkji, N.; Elimelech, M. (2004). Correlation Equation for Predicting Single-Collector Efficiency in Physicochemical Filtration in Saturated Porous Media. *Environmental Science and Technology*, 38, 529-536.

Tufenkji, N.; Elimelech, M. (2005). Spatial distributions of *cryptosporidium* oocysts in porous media evidence for dual mode deposition. *Environmental Science and technology*, 39, 3620-3629.

Tufenkji, N. (2007). Modeling microbial transport in porous media Traditional approaches and recent developments. *Advances in Water Resources*, 30, 1455-1469.

van der Lee, J.; Ledoux, E.; de Marsily, G.; de Cayeux, M.D.; van de Weerd, H.; Fraters, B.; Dodds, J.; Rodier, E.; Sardin, M.; Hernández, A. (1994). A bibliographical review of colloid transport through the geosphere. nuclear science and technology. European Commission.

Wan, J.; Tokunaga, T. (1997). Film straining of colloids in unsaturated porous media conceptual model and experimental testing. *Environmental Science and technology*, 31, 2413-2420.

Wang, H-Q. (1987). Modélisation des transferts de masse en milieu saturé à double porosité application aux écoulements convergents en craie fissurée semi-confinée et multicouche, Thèse de Doctorat, Université Paris-XI, 273p.

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. *Comptes Rendus de l'Académie des Sciences , Sciences de la Terre et des planètes*, 331, 97-104.

Wang, D.; Paradelo, M.; Bradford, S.A.; Peijnenburg, W.J.G.M.;Chu, L.; Zhou, D. (2011). Facilitated transport of Cu with hydroxyapatite nanoparticles in saturated sand Effects of solution ionic strength and composition. *water research*, 45, 5905-5915.

Wu, L.; Gao, B.; Muñoz-Carpena, R.; Pachepsky, Y.A. (2012). Single collector attachment efficiency of colloid capture by a cylindrical collector in laminar overland flow. *Environmental Science and technology*, 46, 8878–8886.

Xu, S.; Gao, B.; Saiers, J.E. (2006). Straining of colloidal in saturated porous media. *Water Resources Research*, 42, 1-10.

Xu, S.; Liao, Q.; Saiers, J.E. (2008). Straining of nonspherical colloids in saturated porous media. *Environmental Science and technology*, 42, 771-778.

Yao, K.M.; Habibian, M.T.; O'Melia, C.R. (1971). Water and waste water filtration concepts and applications. *Environmental Science and technology*, 5, 1105-1112.

Zamani, A.; Maini, B. (2009). Flow of dispersed particles through porous media - Deep bed filtration. *Journal of Petroleum Science and Engineering*, 69,71–88.

Zhuang, J.; Qi, J.; Jin, Y. (2005). Retention and transport of amphiphilic colloids under Unsaturated flow conditions effect of particle size and surface property. *Environmental Science and technology*, 39, 7853-7859.

Zhuang, J.; Tyner, J.S.; Perfect, E. (2009). Colloid transport and remobilization in porous media during infiltration and drainage. *Journal of Hydrology*, 377,112-119.



ANNEXE

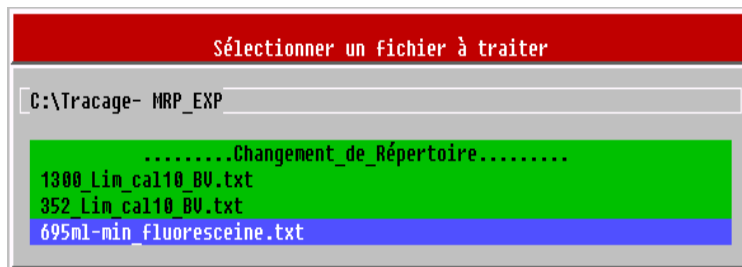
Utilisation du logiciel MRP_MGL

Ce programme a pour objectif d'interpréter les données expérimentales de traçages afin de déterminer les paramètres de transport (comme la dispersivité α_L , la porosité cinématique ω_c et le coefficient de la cinétique de dépôt K_{dep} par l'intermédiaire des valeurs du nombre de Péclet Pe , du temps de transfert par convection pure t_c , et du taux de restitution R). Trois méthodes d'interprétation sont utilisées : Méthode Graphique Linéaire (MGL, Wang, 1987), Méthode de Régression Parabolique MRP, (Wang, 2001) et Méthode des Moments (Wang, 2001).



Mode d'Utilisation

1) Après avoir lancé le logiciel, l'information sur l'image à droite paraît sur l'écran. Presser une touche quelconque pour continuer et l'écran suivant paraîtra.



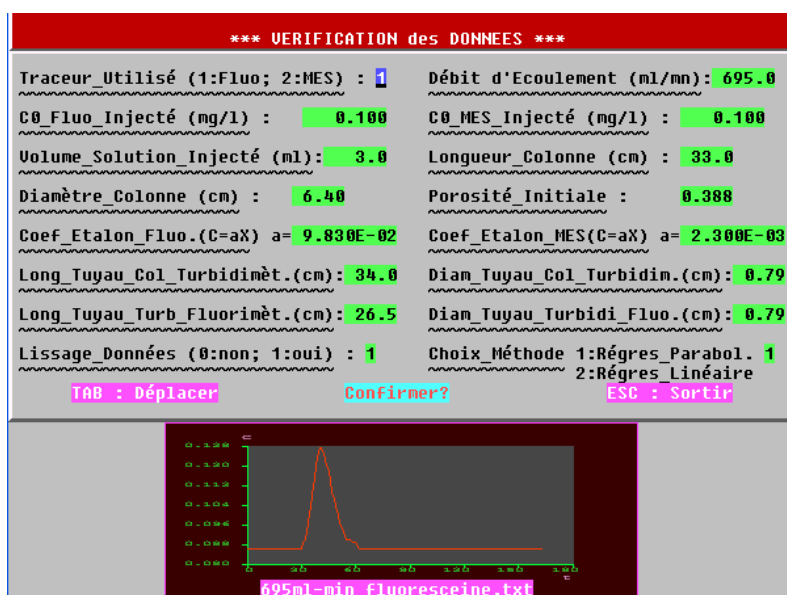
2) Sélectionner le nom du fichier qui contient les données expérimentales à interpréter.

3) Dans l'étape de modification des données, il faut vérifier toutes les cases, notamment pour la première utilisation du programme où les valeurs initiales ne correspondent pas à la configuration expérimentale.

a) Porosité Initiale ω_0 : donner une première estimation, même si l'on ne connaît pas sa valeur exacte. Cette valeur sera utilisée dans le programme pour estimer le volume des pores de la colonne qui se sert pour réduire la variable du temps de mesure. Le programme affiche à la fin d'interprétation une autre valeur de la porosité qui est bien celle cinématique déterminée selon les données expérimentales. Il faudra utiliser une même valeur de ω_0 pour interpréter une

série de campagne de traçages pour que les courbes normalisées soient comparables entre elles (normalisées par une même valeur).

- b) Traceur_Utilisé : 1 : pour un traceurs dissous « parfaits » (modèle de convection dispersion); 2 : pour les particules en suspension ou d'autres traceurs avec une cinétique de dépôt du premier ordre (ou décroissance radioactive).
- c) Les coefficients d'étalonnage se servent pour convertir les valeurs d'affichage des appareils (Turbidimètre et Fluorimètre) en concentration par $C=a*X$. L'unité de C calculée par $a*X$ devra être identique à celle donnée dans les cases des concentrations injectées (CO_Fluo_Injectée et CO_Mes_Injectée), même si cette dernière est différente de celle indiquée sur l'écran (mg/l). L'équation



d'étalonnage devra absolument passer par l'origine (en enlevant le brut de fond).

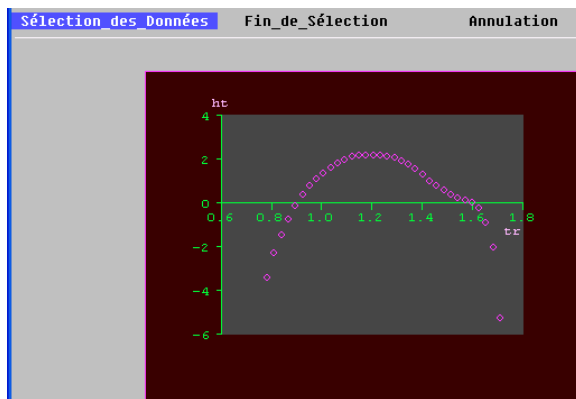
- d) Les longueurs et les diamètres des tuyaux entre les différents matériels (colonne, turbidimètre et fluorimètre) sont

utilisés pour estimer les différents temps de transfert de la sortie de la colonne jusqu'à l'appareil de mesure. Dans le programme, on suppose que la connexion de ces matériels est la suivante : colonne_turbidimètre_fluorimètre.

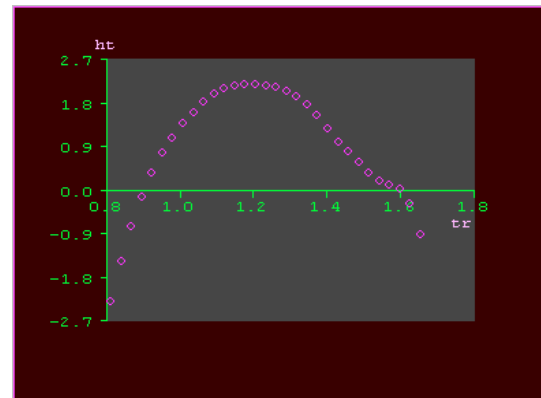
- e) Choix_Méthode : 1) : Méthode de Régression Parabolique (Wang, 2001) ; 2) : Méthode Graphique Linéaire (Wang, 1987). Pour un traceur dissout « parfait », le choix de la méthode n'a aucune importance. Par contre pour un traceur particule avec le phénomène de dépôt (dans ce cas, trois paramètres à déterminer), il est fortement conseillé d'utiliser la méthode de régression parabolique pour avoir une bonne estimation du coefficient de la cinétique de dépôt (K_{dep}).

4) Dans l'étape de la sélection des données (t_R , H_t), on sélectionnera les points qui semblent être représentatifs pour une courbe parabolique. La sélection se fait par positionner deux points dans lesquels se trouvent les données "représentatives".

Pour positionner un point, il faut cliquer sur bouton gauche de la souris et puis le confirmer par bouton droit.

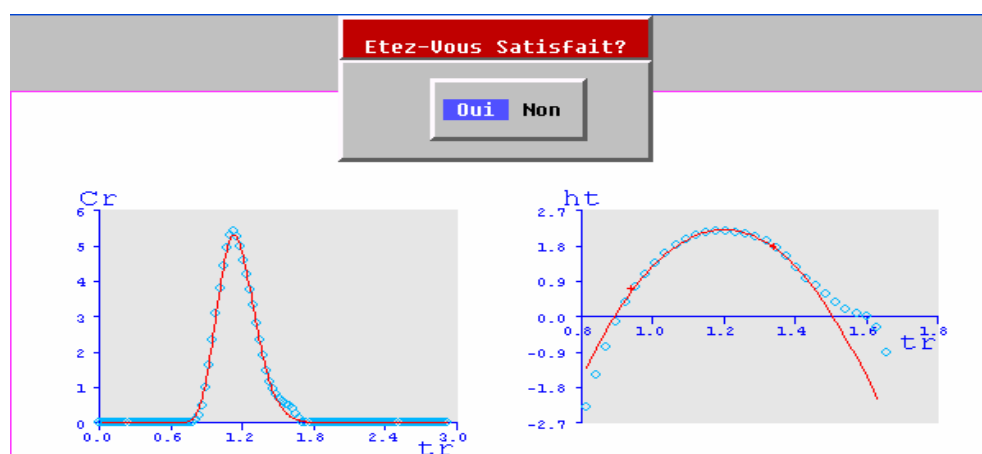


Positionner les points



Après sélection

5) Cette étape concerne le calage de la courbe de restitution par la régression parabolique. Commençons par positionner sur le graphe à droite 2 points de la même façon utilisée pour l'étape précédente. Les données se trouvant entre les deux points seront utilisées par la régression parabolique. Le graphe à gauche montre le calage entre la courbe expérimentale et celle calculée par la méthode de régression. Répéter si nécessaire le même processus jusqu'à la réalisation d'un "meilleur" ajustement.



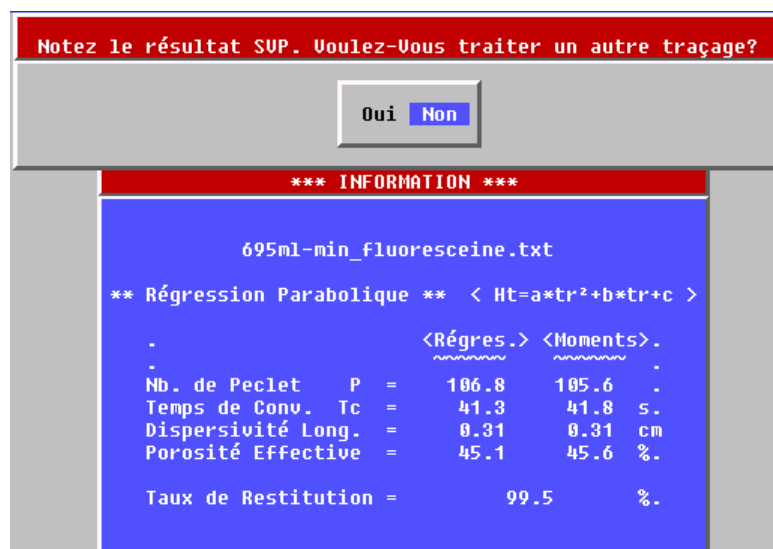
Calage de la courbe expérimentale de restitution par la Régression.

6) Après la confirmation de votre satisfaction sur le calage, le programme affiche le graphe du calage final : comparaison entre les données expérimentales et les deux courbes théoriques obtenues par MRP ou MGL (courbe rouge) et ainsi par la méthode des moments (courbe jaune) respectivement.

L'affichage de ce graphe vous permet de le sauvegarder (**Save**) ou/et de le convertir (**File - WHQ_to_Excel**) dans un fichier sous TXT qui pourra être ouvert par Excel pour le retracer éventuellement.

7) Enfin, MRP_MGL affiche les résultats des paramètres du transport obtenus par la méthode de régression et, pour comparaison, également ceux déterminés par la méthode des moments.

Si vous voulez interpréter un autre traçage, il suffit de cliquer sur **OUI**. Si non, n'oubliez pas de recopier les résultats sur l'écran avant d'arrêter le programme **MRP_MGL**.



Affichage des valeurs des paramètres obtenus.