



HAL
open science

Écoulements et Transferts Préférentiels de polluants dans les sols et technosols

Laurent Lassabatère

► To cite this version:

Laurent Lassabatère. Écoulements et Transferts Préférentiels de polluants dans les sols et technosols. Sciences de l'environnement. Université de Nantes, 2012. <tel-04856233>

HAL Id: tel-04856233

<https://hal.science/tel-04856233v1>

Submitted on 26 Dec 2024

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

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



Distributed under a Creative Commons CC BY 4.0 - Attribution - International License

Mémoire présenté à l'Université de Nantes

Pour obtenir

l'Habilitation à Diriger des Recherches

ÉCOLE DOCTORALE SCIENCES POUR L'INGÉNIEUR, GEOSCIENCES, ARCHITECTURE

Spécialité : Dynamique des fluides et transferts

Présentée et soutenue publiquement par :

Laurent LASSABATERE

le 19 Septembre 2012,

à l'Institut Français des Sciences et Technologies des Transports, de l'Aménagement et des Réseaux
IFSTTAR, centre de Nantes, Bouguenais.

Titre

**Ecoulements et Transferts Préférentiels de polluants dans les
sols et technosols**

Jury

Rapporteurs :	Marie-Odile	SIMONNOT	Professeur, Université de Lorraine, Nancy
	Yves	COQUET	Professeur, AgroParisTech, Thiverval-Grignon
	Jean-Paul	GAUDET	Ingénieur de Recherche, UJF, Grenoble

Examineurs :	Jack	LEGRAND	Professeur, Université de Nantes, Nantes
	Michel	LEGRET	Directeur de Recherche, IFSTTAR, Bouguenais
	Marnik	VANCLOOSTER	Professeur, UCL, Louvain-La-Neuve

Table des matières

I	Introduction	1
II	Cadre général de modélisation des transferts en milieux poreux	5
1	Enjeux environnementaux actuels	5
1.1	Politiques publiques en matière d'environnement	5
1.1.1	Lois Grenelle	5
1.1.2	Stratégie nationale de la recherche et de l'innovation	6
1.2	Attributions du MEDDTL et des institutions de recherche associées	7
1.2.1	Attributions générales du MEDDTL	7
1.2.2	LCPC - division Eau et Environnement nouvellement IFSTTAR - GER	8
1.2.3	ENTPE - laboratoire IPE Impact des Polluants sur les Ecosystèmes	8
2	Modélisation des transferts en milieux poreux	9
2.1	Écoulement en milieu poreux	9
2.1.1	Écoulement dans les milieux poreux darcéens	9
2.1.2	Modèles d'écoulement hétérogènes en milieux poreux non darcéens	11
2.1.3	Cas particulier des milieux poreux à double perméabilité	12
2.1.4	Caractérisation hydrodynamique des milieux poreux	14
2.2	Transferts réactifs et non réactifs en milieux poreux	16
2.2.1	Transport aqueux des solutés	16
2.2.2	Transferts de solutés réactifs	16
2.2.3	Problèmes associés au couplage écoulement - transfert	21
III	Écoulement et infiltration préférentielle de l'eau en milieux poreux	23
3	Modélisation de l'infiltration 1D et 3D en milieu poreux 1K	23
3.1	Positionnement du problème et équations traitées	23
3.1.1	Problème physique posé	23
3.1.2	Écriture des équations en coordonnées cylindriques	23
3.1.3	Adimensionnalisation des équations	25
3.1.4	Modèles analytiques étudiés	25
3.2	Principaux résultats	26
3.2.1	Validation numérique des modèles analytiques	26
3.2.2	Analyse de sensibilité et corolaires	33
4	Modélisation de l'infiltration 1D en milieu poreux 2K	36
4.1	Positionnement du problème	36
4.1.1	Problème physique posé	36
4.1.2	Adimensionnalisation des équations	36
4.2	Résultats principaux	37
4.2.1	Étude numérique de l'influence de la perméabilité interfaciale $R_{K_{sa}}$	37
4.2.2	Proposition d'un modèle analytique pour les milieux 2K	38
4.2.3	Analyse de sensibilité du modèle 2K proposé	40

5	Méthodes de caractérisation hydrodynamique par infiltrométrie	41
5.1	Dispositifs et protocoles d'infiltrométrie	41
5.2	Algorithme analytique BEST	42
5.2.1	Analyse de la courbe granulométrique et estimation des paramètres n , m et η	42
5.2.2	Estimation de la teneur volumique en eau à saturation	43
5.2.3	Exploitation de la donnée infiltrométrique	44
5.2.4	Améliorations de la méthode BEST	46
5.3	Méthode d'inversion numérique	50
6	Synthèse et perspectives	53
IV	Transferts préférentiels dans les milieux poreux macroporés et stratifiés	55
7	Approche expérimentale : dispositifs et méthodes	55
7.1	Dispositifs expérimentaux	55
7.1.1	Rétention en conditions statiques (batch)	55
7.1.2	Transfert en conditions dynamiques (colonnes)	56
7.2	Analyse et microanalyse	57
7.3	Modélisation analytique et numérique	58
7.3.1	Modélisation de la rétention des polluants en condition statique	58
7.3.2	Modélisation de l'éluion et de la rétention des solutés en conditions dynamiques	59
8	Transferts au sein d'un dépôt fluvio-glaciaire	60
8.1	Matériaux étudiés	61
8.2	Mécanismes de transfert des solutés (traceur et métaux Zn, Pb, Cd)	61
8.2.1	Traceur et écoulement	62
8.2.2	Elution et rétention métalliques à $10^{-3}M$	62
8.2.3	Elution et rétention métalliques à $10^{-2}M$	62
8.2.4	Micro-analyse	62
8.2.5	Modélisation et mécanismes proposés	64
8.3	Effet de la stratification avec géotextiles sur les transferts	65
9	Transferts au sein de matrices modèles	67
9.1	Matériaux et cas étudiés	67
9.2	Transferts au sein d'un matériau granulaire modèle	67
9.2.1	Traceur et écoulement	67
9.2.2	Transfert colloïdal	68
9.3	Transferts au sein d'un sable macroporé avec et sans strate	69
9.3.1	Traceur et écoulement	69
9.3.2	Transfert colloïdal	70
9.3.3	Synthèse des résultats expérimentaux	70
9.4	Modélisation numérique des transferts dans le sable avec macropore et géotextile	70
9.4.1	Modélisation darcéenne des écoulements dans le macropore	70
9.4.2	Modélisation alternative	71
9.4.3	Modélisation de l'effet de la stratification (géotextile)	74
10	Synthèse et perspectives	76

V	Milieux poreux dans leur environnement aux échelles supérieures	79
11	Caractérisation hydrodynamique d'une plateforme de laitier	79
11.1	Description de la plateforme essais réalisés	79
11.2	Résultats	81
11.2.1	Encroûtement et carbonatation	81
11.2.2	Données infiltrométriques	82
11.2.3	Evolution spatiale et temporelle des propriétés hydrodynamiques	82
11.2.4	Synthèse et conclusions	85
12	Etude des transferts dans les bassins d'infiltration	86
12.1	Bassins d'infiltration étudiés	87
12.2	Etude de l'effet de la sédimentation en fond de bassin sur les transferts	87
12.2.1	Essais d'infiltrométrie et caractérisation hydrodynamique	87
12.2.2	Modélisation numérique de l'impact sur le fonctionnement hydraulique	89
12.3	De la caractérisation hydrodynamique à la prédiction des transferts	91
12.3.1	Description géologique et lithologique du bassin d'infiltration DjR	91
12.3.2	Infiltrométrie et caractérisation hydrodynamique des lithofaciès	91
12.3.3	Modélisation des écoulements et fonctionnement hydraulique	93
13	Caractérisation hydrodynamique des sols à l'échelle du bassin versant de la Chézine	95
13.1	Bassin versant de la Chézine	95
13.2	Campagnes d'infiltrométrie	97
13.3	Caractérisation hydrodynamique et lien avec la pédologie et l'occupation du sol	99
14	Synthèse et perspectives	101
VI	Perspectives et projets en cours	103
VII	CV étendu	122
15	Parcours professionnel	122
15.1	Trajectoire personnelle	122
15.2	Cursus académique	122
16	Formation d'étudiants et enseignement	123
16.1	Doctorats et post doctorats	123
16.2	Masters, stages et travaux de fin d'étude	123
16.3	Enseignements dispensés	124
17	Collaborations et projets de recherche	125
18	Production scientifique	126
18.1	Articles en préparation	126
18.2	Articles dans des revues internationales à comité de lecture	126
18.3	Articles dans des revues françaises à comité de lecture et ouvrages en français	127
18.4	Thèses, ouvrages et rapports	128
18.5	Congrès internationaux avec actes	128

18.6 Congrès nationaux avec actes	130
18.7 Congrès nationaux sans actes	130
18.8 Relecture d'articles	131

Table des figures

2.1	Modèles d'écoulements préférentiels d'après [48].	12
2.2	Modèle des milieux à double porosité d'après [48].	13
2.3	Courbes hydrodynamiques et approche capillaire.	15
2.4	Interactions solutés / matrice solide d'après [19].	19
3.1	Schématisation de l'infiltration de l'eau en zone non saturée.	24
3.2	Infiltration en surface et profil de teneur en eau.	28
3.3	Résultats numériques pour les 4 sols : lames d'eau infiltrées en fonction du degré de saturation initial et bulbes d'infiltration correspondants (S_e initial de 50% excepté 10% pour le sable). Pour plus de détails, cf. [68].	32
3.4	Normalisation des lames d'eau générées numériquement selon la procédure [115] (points) et ajustement des données aux modèles analytiques I_{1D}^* et ΔI^* (équation 3.20). Pour plus de détails, cf. [68].	33
3.5	Influence des conditions initiales et en surface et des paramètres hydrodynamiques sur l'infiltration cumulée 1D. Pour plus de détails, cf. [78].	34
4.1	Schématisation de l'infiltration de l'eau dans les milieux poreux à double perméabilité.	36
4.2	Infiltration de l'eau dans les milieux 2K en fonction de K_{sa} : (a) échange entre compartiments fracture et matrice en fonction de la valeur de la conductivité hydraulique interfaciale : valeur nulle, valeur intermédiaire ou quasi infinie; (b) lames d'eau infiltrées 1D en surface : infiltrations globale, dans la matrice et dans la fracture, d'après [92]	39
4.3	Lame d'eau infiltrée en surface de milieux 2K : impact des variables R_{K_s} , R_θ et R_{h_g} ($\beta = 0,6$).	40
5.1	Dispositif d'infiltration : infiltromètres minidisques de diamètre 4.5 cm (a) et 8 cm (b), infiltromètre SW080 (SDEC), essai Beerkan (d), préparation du sol avec sable de contact pour essais avec infiltromètres (e)	42
5.2	Description du traitement des données par les algorithmes BEST	47
5.3	Variante de l'algorithme BEST : fonctions objectif FO_{3D} et chemins de minimisation sur \mathbb{R}_+^2 , représentation 3D (a-b) et iso-contours 2D (c-d); fonction objectif sur les chemins de minimisation ($r_d = h_g$, $\beta = 0,6$ et $\gamma = 0,75$).	48
5.4	Précision de l'algorithme BEST : ratio estimation / cible pour la conductivité hydraulique à saturation R_{K_s} (a, c) et la sorptivité R_S (b, d) en fonction du temps maximum adimensionnel d'arrêt de l'infiltration ($r_d = h_g/5$ et $r_d = +\infty$ (1D), $\beta = 0,6$ et $\gamma = 0,75$).	49
5.5	Illustration des problèmes de non unicité relative à l'inversion numérique (données : points, modèles : lignes).	52
7.1	Dispositifs de percolation des solutés.	57
7.2	Dispositifs de micro-analyse	58
8.1	Matrice et géotextiles étudiés (images MEB) : (a) Dépôt fluvioglacière (DjR), (b) géotextile aiguilleté G, (c) géotextile thermosoudé GT.	61
8.2	Transferts et rétentions en conditions statiques et dynamiques du traceur (Br^-) et des métaux. D'après [76, 74].	63
8.3	Images MEB de la matrice contaminée : (a) grains de carbonates et accumulation de carbonates de Pb -grains blancs- dans le proche voisinage, (b) grain de carbonate contaminé en Pb autour et en Zn et Cd au centre, (c) grain de carbonate contaminé en Zn et Cd autour et (d) cartographie élémentaire PIXE d'un grain contaminé avec les trois métaux. D'après [74].	63

8.4	Dépôt fluvio-glaciaire : élution des métaux dans les colonnes avec géotextiles pour une concentration injectée de $10^{-3}M$, corrélation avec la fraction d'eau mobile et schéma conceptuel d'influence de la stratification sur le transfert des métaux -issu de [76].	66
9.1	Sable d'Hostun (a, image au MEB, ES), litière (b, image au MEB, ES) et macropore artificiel (c).	67
9.2	Matériau granulaire : influence du géotextile sur le transfert du traceur et des colloïdes en conditions saturées.	68
9.3	Sable d'Hostun : éluions expérimentales de tous les systèmes (a-c) et modélisation numérique de l'écoulement (d) et de l'élution du traceur des systèmes sable seul et sable macroporé (e-f).	69
9.4	Modèle d'extension de l'écoulement préférentiel : vitesse darcienne et éluions en fonction de l'extension R_s , de l'augmentation de la vitesse darcienne R_q , de la dispersivité transversale λ_T et de la dispersivité longitudinale λ_L	72
9.5	Modélisation optimale du transfert du traceur (concentration et cartes de concentrations).	74
9.6	Modélisation de l'effet du géotextile sur l'écoulement.	75
9.7	Modélisation optimale du transfert du traceur dans les colonnes de sable macroporé et stratifié.	76
11.1	Plateforme expérimentale (Fos-sur-Mer), lysimètre et conditions météorologiques.	81
11.2	Encroûtement du laitier in situ (pilote expérimental et lysimètre) et microanalyse de la croûte.	83
11.3	Essais Beerkan réalisés en triplicat (a-d) et essais avec infiltromètre (e-f) su le plot de Fos-sur-Mer, essais Beerkan (g) et avec infiltromètre(h) sur la dalle Ineris (les lames en rouge ne sont pas analysées).	84
11.4	Modèle conceptuel de carbonatation des pores et d'impact sur les propriétés de transfert.	86
12.1	Bassins d'infiltration étudiés et couches sédimentaires en fond de bassins d'infiltration.	88
12.2	Essais d'infiltrométrie, caractérisation hydrodynamique et modélisation de l'infiltration dans les bassins (avec et sans couche sédimentaire).	90
12.3	Typologie de lithofaciès du dépôt fluvioglaciaire sous-jacent au bassin DjR et délimitation des unités structurales d'après [32].	92
12.4	Caractérisation hydrodynamique par infiltrométrie d'après [32].	93
12.5	Modélisation numérique des écoulements pour un cycle drainage / écoulement d'après [32].	94
13.1	Bassin versant de la Chézine : nature pédologique et occupation du sol.	96
13.2	Variables pédologiques : Masses volumiques apparentes (a) et triangles des textures obtenus sur les bassins versants de l'Yzeron (b) et celui de la Chézine (c).	98
13.3	Infiltrométrie concernant la Chézine : essais Beerkan (a,b) et avec infiltromètre à succion (c-f) avec un rayon de 4,5 cm et de 8 cm.	99
13.4	Caractéristiques hydrodynamiques des sols du bassin versant de la Chézine (a), comparaison avec les résultats de [30] sur l'Yzeron (b).	100
14.1	Mise en évidence de l'entraînement de l'écoulement dans la matrice au voisinage de macropores artificiels par injection d'iode et microtomographie. D'après ref AGU.	110

Liste des tableaux

2.1 Réactions impliquant les éléments trace métalliques Me : Hydrolyse (a), complexation en phase aqueuse (b), échange cationique (c), complexation de surface (d), précipitation (e). le symbole $\equiv\text{S-OH}$ représentant un site de complexation de surface.	20
7.1 Milieux poreux étudiés et conditions d'injection des solutés.	57
11.1 Analyse chimique du laitier LD.	80
11.2 Plateforme expérimentale de Fos-sur-Mer : évolution des propriétés hydrodynamiques dans le temps et l'espace.	85
13.1 Caractérisation hydrodynamique des sols du bassin versant de la Chézine : configurations étudiées en termes d'occupation du sol et de pédologie.	97
13.2 Effet des facteurs site, pédologie, texture et occupation des sites (probabilités ANOVA 1).	101

Première partie

Introduction

Contexte et justification de la thématique traitée

Ces dernières années ont vu émerger une prise de conscience environnementale générale chez les politiques et les aménageurs, en particulier concernant la crise climatique et ses répercussions sur les régimes hydrologiques et les écosystèmes, l'érosion de la biodiversité et la nécessité d'une politique de préservation de la qualité des ressources en eau, etc. Cette prise de conscience s'est récemment traduite par une impulsion en termes de politiques publiques. En attestent les lois Grenelle 1 et 2, le renforcement des attributions du ministère de l'Équipement en faveur de la création du Ministère de l'Écologie du Développement Durable, du Territoire et du Logement (MEDDTL). En 2008, la Direction Générale de la Recherche et de l'Innovation, en collaboration avec tous les acteurs de la recherche en France ont inscrit la Stratégie Nationale de la Recherche et de l'Innovation (SNRI) dans la nécessité de répondre à l'urgence environnementale. Cet effort de structuration de la recherche repose sur la nécessité de (i) comprendre le transfert des polluants dans les sols pour mieux prédire leurs effets sur l'environnement et sur la santé et (ii) réaliser la modélisation intégrée des différents types de ressources, dont la ressource en eau, et des services fournis par les milieux et écosystèmes, dont la fonction épuratrice des sols. Dans un mouvement similaire, l'Agence Nationale de la Recherche (ANR) favorise les financements de projets de recherche portant sur la préservation de la ressource en eau et la fonction épuratrice des sols.

Cette impulsion politique s'effectue dans le contexte de multiplication des sources de pollution en milieu urbain et périurbain du fait de la circulation automobile et des activités industrielles, mais aussi à en milieu rural du fait des activités agricoles. Les divers polluants (polluants organiques et métalliques, produits phytosanitaires, polluants organiques, etc.) sont repris par les eaux qui ruissellent sur les surfaces urbaines et agricoles et qui s'infiltrent dans le sol. Si une partie des polluants ainsi transportés peut se retrouver piégée dans les horizons superficiels, une autre partie est susceptible de migrer suffisamment en profondeur pour atteindre les nappes phréatiques et dégrader la qualité des eaux souterraines. Comprendre les mécanismes de transfert des polluants dans l'environnement est une première étape nécessaire à l'évaluation du risque de dégradation de la qualité des eaux souterraines mais aussi de l'impact potentiel des polluants sur le compartiment vivant (micro-organismes, plantes, etc.).

L'étude des transferts préférentiels de polluants dans les sols et technosols revêt d'un intérêt particulier pour les raisons suivantes :

- La qualité du sol, en particulier dans la zone non saturée¹, est une des préoccupations majeures de la communauté scientifique des sciences du sol.
- Les horizons superficiels du sol font office de tampon entre la surface (localisation de la majorité des sources de pollution) et les nappes phréatiques. Ils permettent l'épuration des eaux qui s'infiltrent en son sein. L'activité biologique permet la dégradation d'une partie de la pollution organique ; les constituants majeurs du sol peuvent retenir les divers polluants organiques et minéraux (métaux lourds). La qualité des eaux souterraines passe donc par la préservation de la capacité d'épuration de ces horizons.
- Le sol sert de support aux écosystèmes continentaux et est "en contact" avec certains écosystèmes aquatiques (écosystèmes lotiques et lentiques). Une dégradation du sol peut provoquer

1. zone entre la surface et les nappes phréatiques

une détérioration de ces écosystèmes avec une émergence de certaines espèces et disparition d'autres (sélection des espèces résistantes à la pollution). La qualité des horizons superficiels est donc garante de la préservation de la biodiversité.

- Les cheminements préférentiels de l'eau sont une préoccupation majeure relativement récente dans la communauté des sciences du sol. En effet, les considérations usuelles, basées sur l'hypothèse de transfert progressif et uniforme, ne peuvent permettre d'expliquer les données de terrain. En particulier les recharges rapides des nappes (et formation de crues) et la pollution des horizons profonds plaident plutôt en faveur de l'hypothèse d'écoulements préférentiels. Ces cheminements particuliers, restreints dans un petit volume de sol, restreignent le contact entre le sol épurateur et les eaux chargées en polluants et par ce biais la rétention des polluants. En résulte une augmentation du risque de dégradation des sols en profondeur et des nappes phréatiques.
- Enfin, l'aspect "sols urbains et technosols" est relatif à l'expansion récente des zones urbaines et périurbaines et à ses conséquences sur l'environnement. Ces zones sont le lieu d'une multiplication des sources et du risque de transferts de polluants. En outre, les sols y sont souvent fortement anthropisés voire pollués (amendement en matériaux drainants, géosynthétiques, remaniement à la pelle mécanique, sites industriels, déchets, etc.), à un tel point qu'ils finissent par prendre l'appellation de "technosols". Il convient de s'assurer qu'ils ne constituent pas un lieu privilégié de transferts des polluants vers les milieux récepteurs (sols et nappes phréatiques) et de les gérer au mieux en vue d'une politique de restauration et de réutilisation de ces zones.

Étant donné mon appartenance au Ministère de l'Ecologie du Développement Durable, du Territoire et du Logement (MEDDTL), ma thématique a été traitée en accord avec les préoccupations du MEDDTL. Les questions scientifiques posées relèvent essentiellement de la gestion des eaux pluviales en milieu urbain et périurbain. Ces eaux se chargent en divers polluants sous formes dissoute ou particulaire (hydrocarbures, zinc, cuivre, plomb, cadmium, etc.) en ruisselant sur les infrastructures routières et les surfaces urbaines. L'augmentation des volumes d'eaux pluviales, résultant de l'urbanisation galopante, a posé des problèmes aux systèmes classiques de collecte et de traitement et a poussé au développement de techniques alternatives. Ces techniques sont basées principalement sur le stockage et la réinfiltration des eaux dans le milieu (bassins et puits d'infiltration). Il faut donc s'assurer du bon fonctionnement de la fonction épuratrice des sols sous ces ouvrages d'infiltration et de la qualité des eaux infiltrées lorsqu'elles atteignent les nappes. En outre, une partie des eaux arrive à s'infiltrer en amont des systèmes de collecte directement dans les sols urbains. L'hétérogénéité spécifique aux sols urbains et des sols sous les bassins d'infiltration (présence de tranchées drainantes, d'anciennes routes, de géosynthétiques, matériaux hétérogènes, etc.) constitue un risque d'écoulements et transferts préférentiels qui doit être impérativement prise en compte.

Biographie succincte

Ce rapport expose l'ensemble des travaux résultant de mes activités d'ITPE² chercheur. Cette trajectoire a pris naissance suite aux concours aux Grandes écoles et à mon intégration au sein de l'ENTPE³. De manière à m'assurer une affectation en lien avec la recherche et l'environnement, j'ai effectué le DEA Analyse et Modélisation des Systèmes biologiques et une cotutelle de thèse entre l'INSA Lyon et l'Université Laval (Québec). Cette thèse a été effectuée au sein du laboratoire de géotechnique en-

2. Ingénieur des Travaux Publics de l'État

3. École Nationale des Travaux Publics de l'État formant une partie des ingénieurs du MEDDTL

vironnementale du département de génie civil de l'Université Laval et du Laboratoire des Sciences de l'Environnement (LSE) à l'ENTPE⁴. Elle a porté sur l'impact de la mise en place de géotextile sur le transfert des trois métaux lourds (Zn, Pb et Cd) dans un dépôt fluvio-glaciaire en conditions saturées. Suite à ma thèse, j'ai réalisé un post doctorat sur la mise au point d'un algorithme de caractérisation hydrodynamique des sols, au LSE et en étroite relation avec le LTHE⁵. De Janvier 2004 à Juillet 2010, j'ai intégré la division Eau et Environnement du LCPC⁶ pour y mener une activité de recherche sur l'étude des écoulements et des transferts des polluants dans les sols urbains. J'y ai encadré deux thèses, celle d'Edvina Lamy (2005-2008) sur le transfert de solutés non réactifs et de colloïdes au sein de matrices modèles hétérogènes (amendées en macropores et strates) et la thèse de Deniz Yilmaz (2007-2010) sur la caractérisation hydrodynamique d'un coproduit de l'industrie d'aciérie envisagée comme matériau alternatif en construction routière. Je suis actuellement co-encadrant de deux thèses, celle de Yann Lotram (2009-2012) sur la modélisation du panache de pollution produit par une ancienne décharge en fin d'activité et celle de Kevin Lemaire (2009-2012) sur la répercussion du traitement des matériaux à la chaux sur leur microstructure et leurs propriétés de transferts. L'ensemble de ces travaux ont pour point commun les transferts d'eau et de polluants en milieu poreux avec une potentialité de transferts préférentiels. Depuis Septembre 2010, j'occupe un poste de chercheur au LSE, y menant une activité de recherche en toute continuité mais avec un aspect transfert des polluants plus développé et une charge d'enseignement accrue. J'y ai pris la responsabilité du module de chimie de l'environnement (27 heures, 8 groupes de 20 élèves) et j'ai également proposé un sujet de thèse pour les années 2012-2015 sur la modélisation des écoulements et des transferts de polluants préférentiels au sein des ouvrages d'infiltration des eaux pluviales.

Travaux présentés et organisation du manuscrit

Le manuscrit présente les résultats principaux de l'ensemble de mes activités de recherche. Le chapitre II présente le contexte sociétal et une revue de la littérature succincte sur les transferts d'eau et de polluants en milieux poreux. Le chapitre III résume les travaux relatifs à l'infiltration de l'eau en régime d'écoulement transitoire dans les milieux darcéens et double darcéens ainsi que les travaux relatifs à la caractérisation hydrodynamique des sols par infiltrométrie. Le chapitre IV synthétise les travaux effectués sur les transferts de solutés et de colloïdes en condition de régime d'écoulement permanent et dans des matrices poreuses réelles et modèles avec macropores et strates artificiels. Enfin, le chapitre V aborde les échelles spatiales supérieures de l'ouvrage (bassin d'infiltration ou plate forme) et du bassin versant. Pour une lecture rapide, on pourra se référer à la synthèse et aux perspectives détaillées en fin de chapitre. La synthèse générale, les perspectives et les projets en cours sont présentés en fin de manuscrit (Partie VI).

4. devenu depuis peu l'équipe IPE du LEHNA

5. Laboratoire d'étude des Transferts en Hydrologie et Environnement

6. Laboratoire Central des Ponts et Chaussées, devenu depuis peu l'IFSTTAR - Institut Français des Sciences et Technologies des Transports, de l'Aménagement et des Réseaux.

Deuxième partie

Cadre général de modélisation des transferts en milieux poreux

1 Enjeux environnementaux actuels

1.1 Politiques publiques en matière d'environnement

Suite aux activités humaines et à leurs répercussions sur l'environnement, divers problèmes sont apparus : dégradation de la qualité des eaux de surface et des eaux souterraines, dégradation des sols et de leurs fonctions écologiques, érosion de la biodiversité, pollution atmosphérique, changement climatique, etc. Ce dernier point a fait récemment l'objet d'une médiatisation conséquente en raison de la crainte d'une modification majeure du climat sur de grandes échelles de temps et d'espaces et de conséquences irréversibles sur les régimes hydrologiques et hydrogéologiques, et sur les écosystèmes. Néanmoins, la préoccupation concernant le changement climatique ne doit pas faire oublier les autres problèmes environnementaux, tous les problèmes étant liés entre eux. En réponse à ces problèmes environnementaux, les pouvoirs publics ont mis en place un ensemble de politiques publiques. Le Ministère de l'Écologie du Développement Durable, du Transport et du Logement (MEDDTL) a vu ses attributions renforcées. Ce ministère a en particulier mené les négociations du Grenelle de l'environnement entre acteurs publics, privés et associations de l'environnement menant aux textes du Grenelle 1 et du Grenelle 2. Cette impulsion politique s'est aussi inscrite dans le cadre de la stratégie nationale de la recherche.

1.1.1 Lois Grenelle

La loi Grenelle 1 a été adoptée en première lecture à l'assemblée nationale le 21 Octobre 2008 (526 voix pour, 4 contre) et au sénat (312 voix pour, 0 contre). Cette quasi unanimité s'est renouvelée en deuxième lecture au Parlement, avant une adoption définitive le 23 Juillet. Elle a été publiée au Journal officiel le 5 août 2009. Elle s'appuie sur (i) le constat partagé de l'urgence écologique et la nécessité d'agir pour protéger l'environnement, (ii) la nécessité d'une nouvelle gouvernance à long terme avec la pérennisation du comité de suivi du Grenelle, la présentation annuelle au Parlement des avancées de la stratégie nationale du développement durable, (iii) le renversement de la charge de la preuve (obligation pour les décisions publiques susceptibles d'avoir une incidence significative sur l'environnement d'en faire la preuve). Les grands thèmes concernés par le Grenelle sont relatifs aux bâtiments (amélioration du rendement énergétique et thermique), à l'urbanisme (harmonisation des documents d'orientation et de planification, notamment à l'échelle de l'agglomération), aux transports (réduction des émissions de gaz à effet de serre et de la dépendance aux hydrocarbures), à l'énergie (plans climat - énergie territoriaux à l'échelle des collectivités et plan national d'adaptation climatique), à la biodiversité (trames bleue et verte, aires marines protégées, plans de restauration et de protection des espèces en danger d'extinction), à l'eau (atteinte du bon état écologique pour l'ensemble des masses d'eau d'ici 2015), à l'agriculture (développement des agricultures biologique et raisonnée, retrait des 40 substances les plus préoccupantes, gestion des semences), à l'effort national de la recherche (en particulier concernant les secteurs de l'énergie, la préservation des écosystèmes et la compréhension du changement climatique), à l'évaluation du risque concernant la santé et l'environnement, et enfin aux déchets (renforcement de la politique de réduction des déchets).

La loi Grenelle 2 a été votée par le parlement le 29 juin 2010 et promulguée le 12 juillet 2010, avec publication le 13 du même mois. Elle définit l'engagement national pour l'environnement et comprend 248 articles abordant six chantiers majeurs dont l'amélioration énergétique des bâtiments et l'harmonisation des outils de planification, le développement d'un urbanisme économe en ressources foncières et énergétiques, un changement essentiel dans le domaine des transports (transports collectifs urbains et périurbains, développement des véhicules électriques et hybrides rechargeables, etc.), la réduction des consommations d'énergie et du contenu carbone de la production, la préservation de la biodiversité, la maîtrise des risques, le traitement des déchets et la préservation de la santé, et enfin la mise en œuvre d'une nouvelle gouvernance écologique et fondement d'une consommation et d'une production plus durables.

Dans ce contexte, les efforts de recherche relatifs aux transferts d'eau et de polluants concernent particulièrement l'aspect préservation de la biodiversité et des ressources en eau. Une meilleure connaissance du cheminement de l'eau et des transferts de polluants dans la zone non saturée permet de mieux comprendre les processus de recharge des nappes (en quantité et qualité), et donc de mieux gérer la ressource en eau. Elle permet aussi de mieux appréhender l'effet de la pollution sur la qualité du sol et la bien portance du compartiment vivant.

1.1.2 Stratégie nationale de la recherche et de l'innovation

Le ministère de l'enseignement supérieur et de la recherche a récemment présenté la "stratégie nationale de recherche et d'innovation - 2009". Cette stratégie repose sur cinq principes directeurs : (i) la recherche fondamentale est nécessaire à toute société de la connaissance ; (ii) une recherche ouverte à la société et à l'économie est le gage de la croissance et de l'emploi ; (iii) une meilleure maîtrise des risques et un renforcement de la sécurité sont particulièrement importants dans notre société ; (iv) les sciences humaines et sociales doivent avoir un rôle majeur au sein de tous les axes prioritaires ; (v) la pluridisciplinarité est indispensable pour permettre les approches les plus innovantes et les plus adaptées à notre société. Trois axes sont présentés comme prioritaires et stratégiques : (i) la santé, le bien-être, l'alimentation et les biotechnologies, (ii) l'urgence environnementale et les écotechnologies et (iii) l'information, la communication et les nanotechnologies.

Concernant l'urgence environnementale, le rapport postule les assertions suivantes. "Alors que les effets de l'activité de l'homme sur les équilibres globaux de la planète deviennent aujourd'hui visibles, il est urgent d'innover pour assurer un développement plus durable à l'humanité. Outre l'enjeu global de ce défi, les opportunités de croissance pour nos entreprises sont immenses et la France doit faire des écotechnologies une priorité nationale. Pour cela, il est indispensable de :

- comprendre et mieux modéliser l'évolution du climat et de la biodiversité, notamment à l'aide de moyens de mesure (en particulier satellite) et de simulation (supercalculateur) performants (...);
- développer des écotechnologies et l'écoconception pour concevoir des produits des services compétitifs ayant un impact environnemental faible, voire nul, tout au long de leur cycle de vie ;
- assurer l'avenir énergétique sans carbone avec un équilibre entre recherche nucléaire et recherche sur les énergies renouvelables afin de préserver l'environnement (...);
- développer des services et des technologies de villes et mobilités durables."

La nécessité de se préoccuper de la qualité des sols et des eaux souterraines, et donc à ce titre, la recherche sur le transfert des polluants dans la zone non saturée, s'inscrivent pleinement dans la stratégie nationale de la recherche et en particulier celle du MEDDTL.

1.2 Attributions du MEDDTL et des institutions de recherche associées

Mon parcours personnel a été réalisé essentiellement dans deux laboratoires de recherche sous la double tutelle du Ministère de l'Écologie du Développement Durable, du Territoire et du Logement, et du Ministère de l'Éducation Nationale et de la Recherche. Le MEDDTL ainsi que ses attributions et leurs relations avec la thématique traitée sont donc brièvement exposés.

1.2.1 Attributions générales du MEDDTL

Le décret n° 2010-1443 du 25 novembre 2010 détermine les attributions du MEDDTL. En termes d'environnement, ces attributions visent à aider à l'élaboration et la mise en application des politiques publiques en terme d'environnement. En particulier, il exerce les fonctions suivantes :

1. Il est responsable des actions de protection de la nature, des paysages et des sites ainsi que celles concernant la protection du littoral et de la montagne ;
2. Il assure :
 - (a) la police et la gestion de la chasse et de la pêche en eau douce
 - (b) la protection, la police et la gestion des eaux ;
 - (c) en liaison avec les ministres intéressés, la police des installations classées et de l'exploitation des carrières et la politique de réduction et de traitement des déchets ;
3. Il participe, en liaison avec les ministres intéressés :
 - (a) à la réduction des nuisances sonores et à la préservation de la qualité de l'air
 - (b) à la détermination de la politique d'aménagement de l'espace rural et de la forêt
 - (c) à la détermination de la politique de la santé en tant que cette dernière est liée à l'environnement ;
 - (d) à l'élaboration de la législation fiscale en matière d'environnement et d'énergie ;
4. Il assure la coordination des actions concernant la prévention des risques majeurs d'origine technologique ou naturelle et propose toute mesure destinée à développer les industries au service de l'environnement ;
5. Il élabore et met en œuvre, conjointement avec le ministre de l'économie des finances et de l'industrie, la politique en matière de sûreté nucléaire, y compris en ce qui concerne le transport des matières radioactives et fissiles à usage civil.

L'activité au sein du MEDDTL s'effectue au sein des directions départementales du territoire (DDT), l'activité technique reposant sur le Réseau Scientifique et Technique (RST). Ce réseau a pour but de concentrer les compétences techniques, ces dernières étant assurées par les Centres Techniques de l'Équipement (CETE), sous la coupelle des laboratoires régionaux (LR) eux mêmes dépendant du Laboratoire Central des Ponts et Chaussées (LCPC). Ce dernier a été regroupé avec l'INRETS⁷ pour former l'Institut Français des Sciences et Techniques du Transport, de l'Aménagement et des Réseaux (IFSTTAR). Ce dernier a pour objectif de réaliser les recherches amont aux problèmes techniques complexes rencontrés

7. Institut National de REcherche sur les Transports et leur Sécurité

sur le terrain par les services techniques. En compléments, des efforts de recherche sont menés au sein des laboratoires dépendant des deux écoles ingénieurs de l'équipement : l'École Nationale des Ponts et Chaussées (ENPC) et l'École Nationale des Travaux Publics de l'Etat (ENTPE).

Les deux laboratoires au sein desquels j'ai mené mon activité de recherche sont le LSE, Laboratoire des Sciences de l'Environnement dépendant de l'ENTPE et la division Eau et Environnement du LCPC. Ils sont donc présentés par la suite.

1.2.2 LCPC - division Eau et Environnement nouvellement IFSTTAR - GER

La division Eau et Environnement du LCPC a récemment été associée à d'autres divisions du LCPC pour former le groupe Géotechnique Eau Risque (GER de l'IFSTTAR). Les efforts de recherche menés au sein de la Division Eau et Environnement du LCPC portent sur les aspects qualité et quantité des eaux urbaines et pluviales et visent à améliorer la conception et la gestion des ouvrages hydrauliques. La section HA (Hydraulique Assainissement) s'intéresse en particulier à l'aspect hydrologie urbaine du fonctionnement des ouvrages hydrauliques et urbains (structures drainantes, ouvrages de collecte des eaux usées, ouvrages routiers, etc.), et à l'hydrologie de bassin versants urbains et périurbains. La section PES (Pollution des Eaux et des Sols) s'intéresse à la pollution des eaux et des sols dans un contexte urbain : suivi de la qualité des eaux de surface, gestion des eaux pluviales en milieu urbain, notamment aux regards des techniques alternatives, valorisation des coproduits de l'industrie et préservation des ressources naturelles, étude de la qualité des sols urbains et technosols, etc. Les objectifs scientifiques sont relatifs à l'étude de l'accumulation des polluants en milieu urbain (y compris à l'échelle des bassins versants) et à la compréhension des mécanismes de transferts impliqués pour divers polluants (métaux lourds, particules et colloïdes et organiques). La méthodologie d'étude repose d'une part sur l'observation des processus de transfert in situ et in labo (expérimentations de type colonne de laboratoire, batch en réacteurs fermés, etc.) et d'autre part sur l'outil modélisation mécanistique / numérique.

1.2.3 ENTPE - laboratoire IPE Impact des Polluants sur les Ecosystèmes

Le Laboratoire des Sciences de l'Environnement (LSE) constitue maintenant l'équipe Impact des Polluants sur les Ecosystèmes dans l'UMR CNRS 5023 Laboratoire d'Ecologie des Hydrosystèmes Naturels et Anthropisés. Ce laboratoire rassemble une trentaine de personnes qui travaillent sur la thématique générale de "l'évaluation de l'impact sur les écosystèmes aquatiques des émissions de polluants liées aux aménagements urbains et/ou aux infrastructures de transport". Ces recherches doivent conduire à la conception et au développement (i) d'outils ou paramètres de caractérisation de l'état fonctionnel des systèmes, d'évaluation des perturbations et des risques encourus par les communautés vivantes, (ii) de modèles explicatifs et prédictifs du fonctionnement des milieux étudiés. Cette approche doit permettre d'apporter des éléments de décision fiables dans le cadre d'une aide à la gestion des milieux anthropisés. Trois grandes sous thématiques émergent :

- **Transfert des polluants en milieux poreux.** L'objectif de ce thème est de comprendre et de caractériser le devenir des polluants (métaux lourds, organiques), dans des matrices poreuses, qu'elles soient contaminées ou qu'elles constituent le milieu récepteur. Les matrices les plus étudiées sont les sédiments (sédiments de dragage de canaux, sédiments portuaires, sédiments d'ouvrages d'infiltration des eaux pluviales urbaines,...), le sol et sous-sol. Les recherches effectuées sont essentiellement basées des expérimentations "batch" ou en "colonne" de laboratoire ainsi que sur des études sur le terrain permettant de décrire l'hétérogénéité des milieux étudiés et les transferts d'eau et de polluants dans toute leur complexité. Cette approche expérimentale est complétée par une approche de modélisation conceptuelle et numérique visant à identifier les mécanismes res-

ponsables des phénomènes observés. La composante vivante est aussi prise en compte (rôle des micro-organismes sur les transferts, échanges matrice solide / plantes, etc.).

- **Effets des polluants sur les organismes vivants.** L'approche développée ici est basée sur l'évaluation écotoxicologique et comprend deux volets : (i) mesurer l'impact des polluants au niveau de l'individu, essentiellement dans un contexte d'expérimentations en conditions contrôlées, (ii) étude des effets des xénobiotiques au niveau populationnel et communautaire, à la fois au laboratoire et in situ.
- **Evaluation des risques écotoxicologiques.** L'ensemble des chercheurs du laboratoire contribue à ce thème transversal animé par Yves Perrodin. Il concerne le développement de méthodologies d'évaluation des risques écotoxicologiques (éRé) pour des scénarios d'intérêt, notamment pour le MEDDTL. L'élaboration de ces méthodologies nécessite de conduire en amont un certain nombre de travaux visant à une meilleure compréhension du fonctionnement global du système étudié. L'avancée des connaissances qui en résulte permet ensuite de guider les choix concernant l'approche globale de l'évaluation et la caractérisation des différents modules qui la constituent (caractérisation des émissions de polluants, caractérisation des expositions des écosystèmes cible, caractérisation des effets sur ces écosystèmes cible).

2 Modélisation des transferts en milieux poreux

La revue de littérature présente succinctement les concepts fondamentaux relatifs aux transferts d'eau (écoulement) et de polluants en milieux poreux.

2.1 Ecoulement en milieu poreux

2.1.1 Écoulement dans les milieux poreux darcéens

Dans l'approche proposée, on s'en tient essentiellement à une approche de type milieux poreux continus. Les milieux poreux sont décrits comme un ensemble de volumes élémentaires représentatifs (VER) pour lesquels on peut définir plusieurs variables d'état (teneur en eau, pression, concentration, etc.) et une série de propriétés de transfert (courbes caractéristiques hydrodynamiques, propriétés hydrodispersives, etc.).

En terme d'écoulement et de transport des solutés, les formulations mathématiques sont fondées sur des approches conceptuelles diverses. Le modèle darcéen se réfère à un milieu poreux homogène avec une seule porosité active [17], où tous les transferts d'eau et de solutés ont lieu. Le transport de solutés s'effectue par convection et dispersion hydrodynamique. Les solutés réactifs sont soumis aux interactions physico-chimiques et géochimiques avec la matrice solide.

Pour les modèles à double porosité, l'eau est mise en mouvement dans un des deux sous-domaines (eau mobile), la vitesse de l'eau étant négligée dans l'autre -eau immobile- [4, 26]. Les deux sous-domaines peuvent échanger de l'eau et des solutés, par gradient de charge hydraulique et / ou de concentration. Dans les approches à double perméabilité, la vitesse de l'eau est prise en considération dans tous les sous domaines [27, 28]. On décrit alors les écoulements par une approche darcéenne dans chacun des domaines et des échanges par gradient de pression aux interfaces. Quel que soit l'écoulement, le transport aqueux est considéré comme la juxtaposition de la convection et de la dispersion hydrodynamique au sein des sous domaines.

Pour les milieux darcéens, le flux d'eau \vec{q} est supposé directement proportionnel au gradient de

charge hydraulique, H :

$$\vec{q} = - [K(\theta)] \nabla H \quad (2.1)$$

$$H = h + z \quad (2.2)$$

où θ correspond à la teneur volumique en eau, $[K(\theta)]$ correspond au tenseur de la conductivité hydraulique et h au potentiel de pression de l'eau, appelé aussi potentiel matriciel (opposé de la pression capillaire) :

$$h = \frac{P_w - P_a}{\rho_w g} \quad (2.3)$$

ρ_w correspond à la masse volumique de l'eau, g à la constante gravitationnelle, P_w et P_a aux pressions de l'eau et de l'air⁸. Le tenseur conductivité hydraulique $[K(\theta)]$ dépend de la teneur volumique en eau, θ , et des propriétés hydrodynamiques du milieu poreux. La concaténation de la loi de conservation de la masse et de la loi de Darcy permet de définir une équation différentielle régissant la charge hydraulique H , en supposant négligeables la compressibilité de l'eau et la déformation du milieu [45] :

$$\frac{\partial \theta}{\partial t} = -\nabla \cdot \vec{q} + \varphi_w \quad (2.4)$$

$$\frac{\partial \theta}{\partial t} = \nabla \cdot ([K(\theta)] \nabla H) + \varphi_w \quad (2.5)$$

où φ_w correspond aux sources ponctuelles volumiques, les opérateurs ∇ et $\nabla \cdot$ correspondent respectivement aux opérateurs gradient et divergence. La résolution de l'équation nécessite de ne faire intervenir qu'une seule grandeur d'état. On peut soit passer du potentiel de pression, h , à la teneur en eau, θ , ou l'inverse en se basant sur le caractère bijectif de la courbe de rétention d'eau $h(\theta)$ ⁹ :

$$C(h) \frac{\partial h}{\partial t} = \nabla \cdot ([K(h)] \nabla h) + \frac{\partial K_z(h)}{\partial z} + \varphi_w \quad \text{équation de Richards généralisée} \quad (2.6)$$

$$\frac{\partial \theta}{\partial t} = \nabla \cdot ([D(\theta)] \nabla \theta) + \frac{\partial K_z(\theta)}{\partial z} + \varphi_w \quad \text{équation de Fokker-Planck} \quad (2.7)$$

avec

$$C(h) = \frac{d\theta}{dh} \quad \text{capacité capillaire} \quad (2.8)$$

$$[D(\theta)] = [K(\theta)] \frac{dh}{d\theta} \quad \text{diffusivité hydrodynamique} \quad (2.9)$$

La résolution de l'équation différentielle 2.4, permet de déterminer les champs $h(x, y, z, t)$ et $\theta(x, y, z, t)$, donc le champ écoulement qui correspond à la description de la vitesse darcéenne $\vec{q}(x, y, z, t)$ par la loi de Darcy.

On démontre ainsi la nécessité de connaître les caractéristiques hydrodynamiques des milieux poreux que sont la courbe de rétention d'eau $h(\theta)$ et le tenseur conductivité hydraulique $[K(\theta)]$. On considère souvent que les milieux sont isotropes, le tenseur conductivité hydraulique est alors assimilé à un scalaire $K(\theta)$. Ce sont ces courbes qui déterminent les propriétés hydrodynamiques des milieux poreux et donc leurs comportements hydrodynamiques pour une configuration donnée (conditions limites et

8. les indices w et a signifient respectivement 'water' et 'atmosphere'

9. pour une raison de simplicité, les équations d'écoulement sont écrites dans le repère orthonormé diagonalisant le tenseur de perméabilité (tenseur symétrique). Hypothèse est faite que l'axe vertical fait partie de ce repère.

initiales). La courbe de rétention d'eau correspond à la capacité d'un matériau à se saturer. La courbe de conductivité hydraulique correspond à la capacité du matériau à conduire l'eau par gradient de pression. Plusieurs formulations ont été proposées, dont les plus utilisées sont :

$$\left\{ \begin{array}{ll} S_e(h) = \left(1 + \left(\frac{h}{h_g}\right)^n\right)^{-\left(1-\frac{2}{n}\right)} & \text{van Genuchten Burdine (a)} \\ S_e(h) = \left(1 + \left(\frac{h}{h_g}\right)^n\right)^{-\left(1-\frac{1}{n}\right)} & \text{van Genuchten Mualem (b)} \\ K(\theta) = K_s S_e^{\frac{2}{n-2}+3} & \text{Brooks et Corey (Burdine) (c)} \\ K(\theta) = K_s S_e^l \left(1 - \left(1 - S_e^{\frac{n}{n-1}}\right)^{\frac{n-1}{n}}\right)^2 & \text{Brooks et Corey (Mualem) (d)} \end{array} \right. \quad (2.10)$$

avec

$$S_e(h) = \frac{\theta - \theta_r}{\theta_s - \theta_r} \quad (2.11)$$

θ_r et θ_s correspondent respectivement à la teneur volumique en eau résiduelle et saturée, h_g , au paramètre de normalisation du potentiel matriciel, K_s à la conductivité hydraulique à saturation, n à un paramètre de forme et S_e au degré de saturation. Originellement, les équations 2.10 (Burdine) avaient été proposées comme deux alternatives. Les équations de conductivité hydraulique sont obtenues par implémentation des modèles capillaires de Mualem et Burdine respectivement [111]. Les jeux d'équations définis par 2.10 sont indistinctement utilisés et peuvent être considérés comme équivalents lorsque les paramètres de forme et de normalisation respectifs sont adéquatement choisis.

2.1.2 Modèles d'écoulement hétérogènes en milieux poreux non darcéens

Diverses études expérimentales *in labo* et *in situ* ont mis en évidence des écoulements hétérogènes avec des transferts préférentiels d'eau régionalisés. Pour une revue complète de la littérature on peut se référer à [48, 49]. Ces auteurs font une hiérarchie du risque de transfert préférentiel en fonction de la structure du milieu poreux : macropores au sein d'une matrice peu perméable > macropore dans matrice relativement perméable > macropore dans matrice très perméable > sol homogène. Pour modéliser ces transferts préférentiels, divers modèles conceptuels ainsi que leurs versions numériques ont été proposés. [48] ont proposé la typologie suivante :

- modèles continus
 - écoulement uniforme (modèle classique)
 - modèle dynamique (non-équilibre entre la teneur en eau θ et le potentiel h).
 - modèle capillaire (capillaires parallèles non connectés)
- Modèles bi-continus ou multi-domaines basés sur une séparation du milieu poreux en sous-domaines.
 - modèle de fractionnement de l'eau MIM
 - modèle à double ou triple perméabilité / porosité
- Modèles de type réseau basé sur une description de la porosité comme un réseau
 - réseau de fracture
 - réseau de pores

Transferts préférentiels

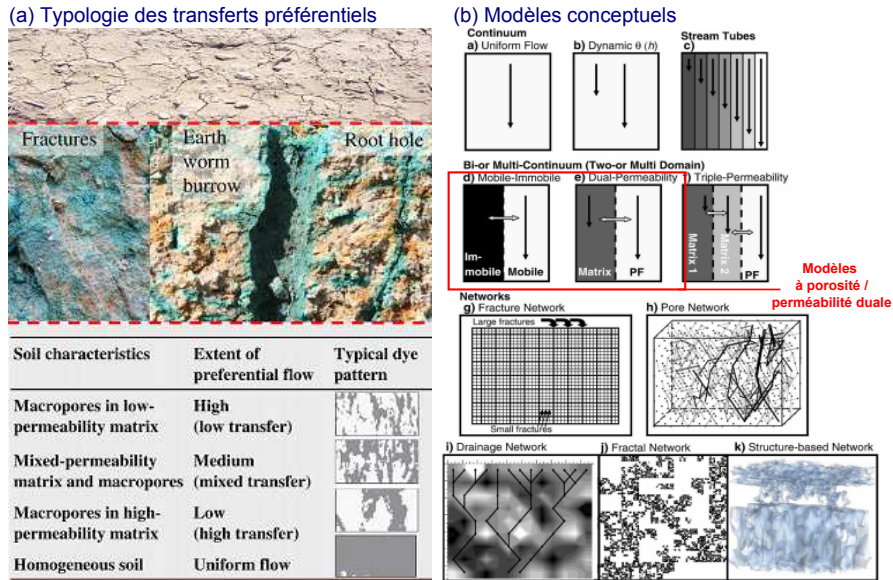


Figure 2.1: Modèles d'écoulements préférentiels d'après [48].

- réseau de drainage
- description fractale du milieu poreux
- description de la géométrie porale du milieu poreux

Pour les modèles continus, les mécanismes de transfert sont représentés à l'échelle du volume élémentaire représentatif (VER). Les milieux multi domaines sont basés sur l'hypothèse d'une séparation du milieu étudié en sous domaines particuliers. Chaque domaine obéit à sa propre loi, et échange de l'eau et des solutés avec les domaines avoisinants. Enfin, les représentations des milieux poreux en réseau reposent sur une description plus fine et exhaustive du milieu poreux. En particulier, la géométrie des fractures ou de la porosité du sol doivent être décrite précisément. Les écoulements sont alors étudiés ou modélisés à l'échelle du pore et l'ensemble est concaténé sur le réseau complet.

Parmi l'ensemble de ces modèles, le modèle à double perméabilité semble intéressant dans la mesure où il permet de représenter simplement les écoulements préférentiels, avec suffisamment de degrés de liberté pour représenter adéquatement les phénomènes observés sans requérir de description excessivement complexe du milieu poreux. Ce modèle a donc fait l'objet d'une attention particulière dans le cadre des travaux présentés.

2.1.3 Cas particulier des milieux poreux à double perméabilité

Le concept de double perméabilité a été développé pour divers types de sols : sols à agrégats, sols fissurés, etc. Dans tous les cas, on suppose que le milieu résulte de l'agencement de deux compartiments : un compartiment dit "fracture" comprenant toute la macroporosité et un compartiment "matrice" correspondant à l'ensemble de la microporosité (Figure 2.1, Figure 2.2).

Les grandeurs usuelles d'écoulement sont définies pour chacun des compartiments : potentiel de pression, h_m et h_f respectivement pour les compartiments matrice et fracture, teneur en eau, θ_m et θ_f , etc. La teneur en eau volumique globale θ peut être exprimée en fonctions des teneurs volumiques en eau θ_m et θ_f et du pourcentage volumique occupé par le domaine macroporeux, ω :

$$\theta = \frac{V^w}{V_{tot}} = \frac{V_f^w + V_m^w}{V_{tot}} \quad (2.12)$$

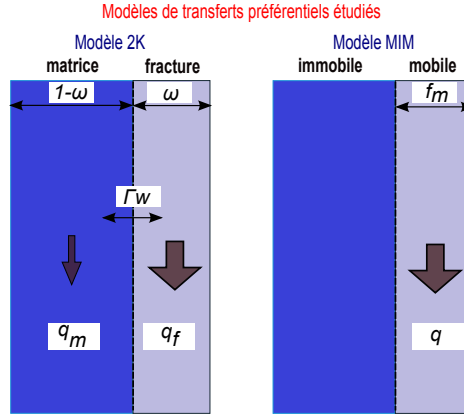


Figure 2.2: Modèle des milieux à double porosité d'après [48].

$$\theta = \omega\theta_f + (1 - \omega)\theta_m \quad (2.13)$$

Pour les milieux à double perméabilité (Figure 2.2), la description de l'écoulement repose sur l'application de la loi de Richards généralisée à chacun des deux sous-domaines. On obtient alors le système d'équations différentielles suivant [24] :

$$\frac{\partial\theta_f}{\partial t} = -\nabla \cdot \vec{q}_f + \varphi_{w_f} - \frac{\Gamma_w}{w} \quad (2.14)$$

$$\frac{\partial\theta_m}{\partial t} = -\nabla \cdot \vec{q}_m + \varphi_{w_m} + \frac{\Gamma_w}{1 - w} \quad (2.15)$$

$$\frac{\partial\theta_f}{\partial t} = \nabla \cdot \left([K_f(\theta_f)] \nabla H_f \right) + \varphi_{w_f} - \frac{\Gamma_w}{w} \quad (2.16)$$

$$\frac{\partial\theta_m}{\partial t} = \nabla \cdot \left([K_m(\theta_m)] \nabla H_m \right) + \varphi_{w_m} + \frac{\Gamma_w}{1 - w} \quad (2.17)$$

Γ_w se réfère à l'échange entre les deux domaines, φ_{w_f} et φ_{w_m} aux sources volumiques d'eau dans chacun des compartiments. L'échange est souvent considéré comme proportionnel à la différence de hauteur hydraulique $h_f - h_m$ [27, 28] :

$$\Gamma_w = \alpha_w (h_f - h_m) \quad (2.18)$$

Où le terme α_w , paramètre macroscopique relatif à une perméabilité ou « conductance », dépend de la géométrie de l'interface et des éléments matriciels. Pour des éléments matriciels en forme d'agrégats cubiques, ce paramètre peut être décrit selon [28] :

$$\Gamma_w = \frac{\beta\gamma_w}{a^2} K_a(\bar{h}) \quad (2.19)$$

Où β est un paramètre de forme, γ_w la densité de l'eau, a la longueur caractéristique des éléments matriciels et $K_a(\bar{h})$ la perméabilité interfaciale dépendante de la pression interfaciale moyenne \bar{h} . Il convient de noter que cette perméabilité interfaciale dépend des conditions de saturation, ce qui implique que le paramètre α_w dépend lui-même de la saturation.

Il est courant de décrire la perméabilité interfaciale en fonction des perméabilités des domaines matriciels et macroporeux. Plusieurs hypothèses et relations ont été proposées ; la moyenne arithmétique

sert souvent de référence [28] :

$$K_a(\bar{h}) = \frac{K_m(h_m) + K_f(h_f)}{2} \quad (2.20)$$

2.1.4 Caractérisation hydrodynamique des milieux poreux

La caractérisation hydrodynamique des milieux poreux vise à déterminer les courbes de rétention d'eau, $h(\theta)$, et de perméabilité en non saturé, $K(\theta)$. La première courbe, $h(\theta)$, correspond à la courbe de pression capillaire et établit une relation entre la teneur volumique en eau dans le milieu, θ , et le potentiel de pression à l'équilibre, h . La seconde correspond à la capacité du milieu poreux à conduire l'eau pour un gradient hydraulique¹⁰ unitaire. Elle sous-entend que le milieu poreux obéit à une loi de Darcy, avec une proportionnalité entre le flux et le gradient hydraulique. Cette linéarité disparaît souvent pour des conditions particulières (gradient hydraulique trop faible ou trop élevé, turbulence des écoulements, viscosité accrue, etc.).

Définition intuitive par l'approche capillaire

On peut tenter d'approcher intuitivement ces courbes en assimilant le milieu poreux à un ensemble de capillaires parallèles - approche capillaire (Figure 2.3). On suppose une distribution volumique ρ_r des rayons en fonction de leur taille telle que :

$$\int_0^{+\infty} \rho_r(r) dr = 1 \quad (2.21)$$

Lorsqu'on impose un potentiel de pression donné h , la teneur en eau correspond au volume occupé par l'ensemble des capillaires de rayon suffisamment petits pour être saturés en eau. On peut ensuite relier le rayon maximum de ces pores au potentiel de pression de l'eau par la loi de Laplace-Jurin :

$$|h| = \frac{2\sigma \cos(\theta_{gl})}{r} \implies r = \frac{2\sigma \cos(\theta_{gl})}{|h|} \quad (2.22)$$

$$\theta(h) = \theta_r + (\theta_s - \theta_r) \int_0^{\frac{2\sigma \cos(\theta_{gl})}{|h|}} \rho_r(r) dr \quad (2.23)$$

où σ correspond à la contrainte interfaciale entre le liquide et la phase gazeuse et θ_{gl} à l'angle de contact entre les interfaces liquide / solide et liquide / gaz. Ainsi, une augmentation du potentiel de pression de l'eau (en valeur algébrique) se traduit par une augmentation de la teneur en eau (Figure 2.3). Lorsque le potentiel de pression de l'eau atteint la valeur de zéro, tous les capillaires sont activés.

Pour la conductivité hydraulique, ce sont les pores remplis d'eau qui sont conducteurs et qui contribuent à l'écoulement (Figure 2.3, $h_1 = 0$). Ainsi la capacité maximale du milieu poreux est obtenue pour une condition de saturation. En non saturé, la conductivité hydraulique diminue car le nombre de capillaires participant à l'écoulement diminue (Figure 2.3, $h_2 < 0$). En considérant que les conductances des capillaires parallèles s'additionnent, on peut déterminer la relation entre la conductivité hydraulique globale et le potentiel de pression de l'eau¹¹ :

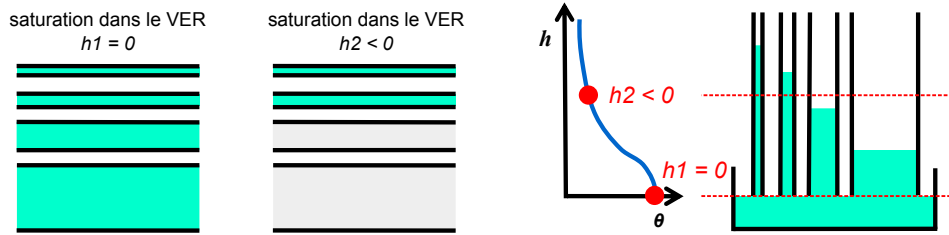
$$K_s = K_{max} = \int_0^{+\infty} K_r(r) \rho_r(r) dr \quad (2.24)$$

10. Gradient de charge hydraulique

11. sommation des contributions au prorata des surfaces occupées par les capillaires. On suppose aussi identité des distributions surfacique et volumique.

Modèles capillaires

(a) Courbe de rétention d'eau et conditions de saturation dans le milieu



(b) Répercussion de l'état de saturation sur la conductivité hydraulique

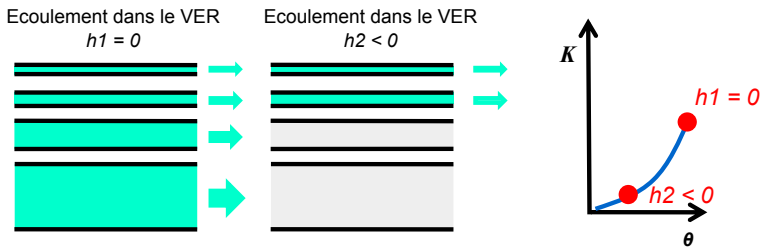


Figure 2.3: Courbes hydrodynamiques et approche capillaire.

$$K(h) = \int_0^{\frac{2\sigma \cos(\theta_{gl})}{|h|}} K_r(r) \rho_r(r) dr \quad (2.25)$$

$$K_r(h) = \frac{K(h)}{K_s} = \frac{\int_0^{\frac{2\sigma \cos(\theta_{gl})}{|h|}} K_r(r) \rho_r(r) dr}{\int_0^{+\infty} K_r(r) \rho_r(r) dr} \quad (2.26)$$

On retrouve donc la forme usuelle des modèles capillaires pour l'expression de la conductivité hydraulique relative, si ce n'est qu'en règle générale, les relations 2.24-2.26 sont exprimées en fonction de la teneur volumique en eau, θ . Néanmoins, l'approche est similaire (bijections entre θ - h en l'absence de phénomène d'hystérèse en non saturé).

Cas des milieux à double porosité / perméabilité.

Pour les milieux à double porosité / perméabilité, la courbe de rétention d'eau globale peut être décrite par combinaison linéaire des courbes de rétention relative aux deux compartiments (équation 2.13). Dans chaque compartiment, il y a correspondance entre la teneur en eau et le potentiel matriciel. En condition d'équilibre, il y a égalité $h_f = h_m = h$, les teneurs en eau des deux compartiments correspondent alors à $\theta_m(h)$ et $\theta_f(h)$. La teneur en eau globale $\theta(h)$ peut alors se déduire de l'équation 2.13. La courbe macroscopique de rétention d'eau comporte alors une bimodalité, avec un mode correspondant à la macroporosité et un autre mode correspondant à la matrice [18].

Méthodes de caractérisation hydrodynamique

La caractérisation hydrodynamique des sols repose sur des dispositifs et des méthodes *in labo* et *in situ*. Pour une revue des différentes méthodes, on pourra se référer à divers ouvrages relatifs à la caractérisation des sols [54, 25]. La caractérisation *in labo* des sols nécessite des étapes de prélèvement, d'échantillonnage et de transport qui peuvent être sources d'imprécisions.

Depuis plusieurs années, des méthodes de terrain non destructives ont été développées, en particulier sur la base d'essais d'infiltrométrie. Ces derniers reposent sur le principe d'infiltration d'eau en condition de pression contrôlée [114, 2]. Parmi celles-ci, la méthode Beerkan consiste en l'infiltration de plusieurs volumes d'eau au travers d'un simple anneau et constitue une manière simple d'avoir une in-

formation sur le comportement hydrodynamique des sols [8, 23, 69]. Ces méthodes sont peu coûteuses et présentent l'avantage de solliciter le sol dans son comportement *in situ* et sans perturbation. Parallèlement, plusieurs algorithmes d'exploitation des données d'infiltrométrie ont été proposés sur une base numérique [103, 105] ou analytique [8, 69, 124]. Dans le cadre des travaux présentés, une attention particulière a été portée sur la caractérisation hydrodynamique des sols par infiltrométrie. Cet aspect est développé dans la partie relative aux écoulements (Section 5).

2.2 Transferts réactifs et non réactifs en milieux poreux

En s'écoulant dans le sol (ou le milieu poreux), l'eau transporte les solutés et particules en suspension et sert ainsi de vecteur à bon nombre de polluants. Le transfert de ces derniers résulte de la combinaison de processus de transport aqueux (transport par l'eau) et des interactions avec la matrice solide fixe (mécanismes géochimiques).

2.2.1 Transport aqueux des solutés

A l'échelle du VER¹², le transport aqueux est déduit de l'écoulement en considérant la convection et la dispersion hydrodynamique. La convection est le processus de transfert des solutés par 'pression' des molécules d'eau sur les solutés. Ce processus confère aux solutés la même vitesse que les molécules d'eau. La dispersion hydrodynamique regroupe la diffusion moléculaire additionnée de mécanismes de dispersion mécanique liés à la variation micro-spatiale de la vitesse des molécules d'eau [20]. Le flux total de soluté induit par le transport aqueux, \vec{j}_{aq} , correspond à la somme des flux convectif et dispersif [20], exprimés à partir des flux d'eau \vec{j}_w :

$$\vec{j}_{aq} = \vec{j}_{conv} + \vec{j}_{disp} \quad (2.27)$$

$$\vec{j}_{conv} = C \vec{q} \quad (2.28)$$

$$\vec{j}_{disp} = -\theta [D] \nabla C \quad (2.29)$$

$$\begin{cases} D_L = \lambda_L v_p + \tau D_0 \\ D_T = \lambda_T v_p + \tau D_0 \end{cases} \quad (2.30)$$

avec

$$\vec{v}_p = \frac{\vec{q}}{\theta} \quad (2.31)$$

où C est la concentration du soluté, D_L et D_T sont les coefficients de dispersion longitudinale et latérale, \vec{v}_p est la vitesse de pore (vitesse réelle de propagation de l'eau et des solutés dans les pores), D_0 le coefficient de diffusion moléculaire dans l'eau pure, λ et τ la dispersivité et la tortuosité du milieu. λ et τ sont deux caractéristiques hydrodispersives du milieu poreux. On peut noter que le terme transversal D_T correspond souvent au dixième du terme longitudinal D_L , en ordre de grandeur [21].

2.2.2 Transferts de solutés réactifs

L'application du principe de conservation de la masse permet de définir une équation différentielle régissant le champ de concentration dissoute, C [47, 46] :

$$\frac{\partial \theta C + \rho_d S}{\partial t} = \nabla \cdot (\theta [D] \nabla C) - \nabla \cdot (C \vec{q}) + \phi_s \quad (2.32)$$

12. pour rappel : Volume Elementaire Représentatif

où S correspond à la teneur en polluants de la matrice solide, ρ_d à la masse volumique apparente, et ϕ_s aux sources volumiques. Pour les milieux à double perméabilité, les concepts de base sont identiques et les équations de transfert sont appliquées aux deux milieux fracture (f) et matrice (m) :

$$\frac{\partial \theta_f C_f + \rho_{d_f} S_f}{\partial t} = \nabla \cdot (\theta_f [D_f] \nabla C_f) - \nabla \cdot (C_f \vec{q}) + \phi_{s_f} - \frac{\Gamma_s}{w} \quad (2.33)$$

$$\frac{\partial \theta_m C_m + \rho_{d_m} S_m}{\partial t} = \nabla \cdot (\theta_m [D_m] \nabla C_m) - \nabla \cdot (C_m \vec{q}) + \phi_{s_m} + \frac{\Gamma_s}{1-w} \quad (2.34)$$

où Γ_s est la loi d'échange de solutés entre les deux sous domaines. Cet échange prend en compte les deux mécanismes de convection et de dispersion au niveau de l'interface entre les deux sous domaines. Des lois simples de premier ordre ont souvent été proposées [27, 28, 24].

Le modèle MIM est basé sur l'hypothèse d'un fractionnement de l'eau en eau mobile et eau immobile (Figure 2.2). Ce modèle peut être vu dans un premier temps comme un cas particulier du modèle à double perméabilité avec l'hypothèse de flux d'eau et de solutés négligeables dans la matrice. Les équations (2.33 et 2.34) peuvent être alors adaptées pour le modèle MIM. Elles sont souvent présentées pour le cas d'un écoulement permanent et uniforme :

$$\theta_M \frac{\partial C_M}{\partial t} + \theta_{IM} \frac{\partial C_{IM}}{\partial t} = \theta_M [D_M] \nabla \cdot (\nabla C_M) - \vec{q} \cdot \nabla C_M \quad (2.35)$$

$$\theta_{IM} \frac{\partial C_{IM}}{\partial t} = \alpha (C_M - C_{IM}) \quad (2.36)$$

où les indices M ¹³ et IM se réfèrent respectivement aux fractions mobile et immobile. Cependant, dans certains cas, les deux approches écoulement à double perméabilité et fractionnement MIM dans chaque sous-domaine doivent être couplées.

Modélisation macroscopique de la rétention : isothermes d'adsorption

La rétention des polluants est modélisée quantitativement par une relation entre la teneur associée à la matrice solide, S , et la concentration en phase aqueuse, C . On parle d'isotherme d'adsorption car cette relation est déterminée pour une température donnée. Le terme "adsorption" englobe tous les mécanismes responsables de l'association du polluant à la phase solide. Une formulation usuelle peut être définie selon la formulation générale suivante [104] :

$$S = \frac{K_d C^\beta}{1 + \eta C^\beta} \quad (2.37)$$

Les paramètres K_d , η , et β sont des paramètres de forme et permettent de définir les isothermes de type linéaire (approche K_d), de type puissance (isotherme de Freundlich) et de type saturation des sites d'adsorption (isotherme de Langmuir). En cas de mécanismes instantanés, S peut être directement relié à C . Sinon, la variation temporelle de S est couramment supposée directement proportionnelle à l'écart qui la sépare de la valeur à l'équilibre (cinétique de premier ordre) :

$$\frac{\partial S}{\partial t} = \frac{dS}{dC} \frac{\partial C}{\partial t} \quad \text{mécanismes instantanés} \quad (2.38)$$

$$\frac{\partial S}{\partial t} = \frac{1}{t_M} \left(\frac{K_d C^\beta}{1 + \eta C^\beta} - S \right) \quad \text{mécanismes à cinétique} \quad (2.39)$$

t_M correspondant au temps caractéristique de la cinétique du processus. Même si diverses lois de ciné-

13. Dans la majorité des ouvrages, les indices "m" et "im" sont en minuscule. L'emploi des majuscules, uniquement dans ce chapitre vise à éviter la confusion.

tiques existent, la majorité des modèles prennent en compte une loi de premier ordre.

Détail des mécanismes chimiques responsables de la rétention

Lorsque les mécanismes sont connus, la rétention du polluant peut être décrite comme la résultante d'un ensemble de réactions chimiques [104] :



$$K_{eq} = \frac{\prod_j (P_j)^{b_j}}{\prod_i (R_i)^{a_i}} \quad (2.41)$$

où $(R_i)_{i \in \{1..n\}}$ sont les réactifs et $(P_j)_{j \in \{1..p\}}$, les produits, $(a_i)_{i \in \{1..n\}}$ et $(b_j)_{j \in \{1..p\}}$ sont les coefficients stœchiométriques de la réaction. L'équation 2.41, dite loi d'action de masse, détermine les conditions d'équilibres en termes d'activités des espèces (X). Activités (X) et concentrations [X] sont reliées par le coefficient d'activité γ :

$$(X) = \gamma [X] \quad (2.42)$$

Dans le cas de solutions idéales (faible salinité), on peut faire correspondre activité et concentration ($\gamma \approx 1$). Pour les solvants ainsi que pour les phases solides précipitées pures, l'activité est proche de 1. Sinon, divers modèles usuels sont utilisés pour déterminer le coefficient d'activité en fonction de la force ionique ainsi que l'activité des solides non purs (formation de solutions solides) [102].

La résolution du problème chimique, c'est-à-dire la détermination des concentrations de toutes les espèces en solution est déterminée en appliquant les principes suivants [102] :

- conservation de la masse (ou du nombre d'atomes) sauf en cas de réactions nucléaires
- électro-neutralité de la solution : compensation des charges négatives et positives
- loi d'action de masse à l'équilibre définie par l'équation 2.41 reliant la constante thermodynamique aux activités des réactifs $(R_i)_{i \in \{1..n\}}$ et des produits $(P_j)_{j \in \{1..p\}}$.

La cinétique des réactions est prise en compte par l'évaluation de la vitesse de chacune des réactions. Une première approximation consiste à appliquer la loi de Vant Hoff. Les vitesses dans chacun des sens de la réaction sont fonction des activités des produits ou réactifs selon le sens considéré, l'équilibre ayant lieu lorsque les deux vitesses se compensent :

$$v_{R \rightarrow P} = k_{R \rightarrow P} \prod_i (R_i)^{a_i} \quad (2.43)$$

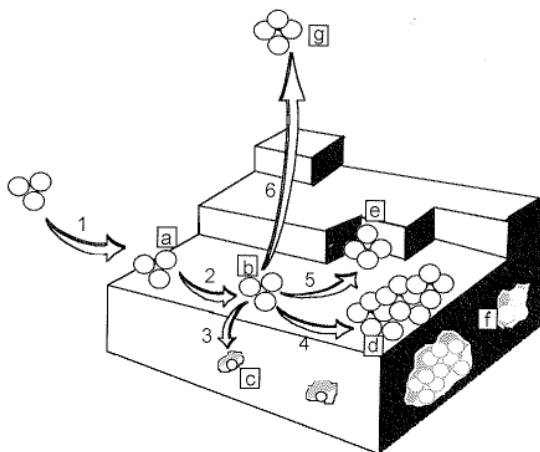
$$v_{P \rightarrow R} = k_{P \rightarrow R} \prod_j (P_j)^{b_j} \quad (2.44)$$

Rétention des métaux lourds (ou éléments trace métallique)

A titre d'exemple, les métaux lourds¹⁴ sont souvent étudiés dans un contexte urbain (émission par la circulation automobile et les diverses activités urbaines). Outre les mécanismes de transport aqueux (convection et dispersion), les métaux sont soumis aux mécanismes listés ci-dessous et présentés dans le tableau 2.1 :

- **Hydrolyse.** En phase aqueuse, les métaux lourds peuvent s'associer avec les molécules d'eau pour former une forme hydratée $Me(H_2O)^{nz+}$, n étant le nombre de molécules d'eau entourant le métal.

14. Eléments métalliques naturels, métaux ou dans certains cas métalloïdes, caractérisés par une masse volumique élevée, supérieure à 5 g cm^3 .



Mécanismes aux interfaces solides / liquide

- 1 et a: complexe de sphere externe
- 2 et b: complexe de sphere interne
- 3 et c: substitution isomorphique dans le réseau
- 4 et 5 formation de complexes de surface (d) ou d'adsorption (e)
- f: polymère enrobés dans la structure
- g: ions en solution

© Charlet et Manceau, 1993

Figure 2.4: Interactions solutés / matrice solide d'après [19].

En se déprotonant, les molécules d'eau confèrent plusieurs fonctions acides au métal hydrolysé $Me(H_2O)^{nz+}$.

- **Complexation en phase aqueuse.** Les métaux peuvent être complexés par des ligands pour former des complexes en phase aqueuse. La complexation avec des molécules organiques peut être importante dans les sols riches en matières organiques en raison de la forte affinité entre métaux et matière organique. Les mécanismes d'hydrolyse et de complexation des métaux en phase aqueuse sont généralement très rapides [102], de sorte qu'ils peuvent être considérés comme instantanés.
- **Adsorption.** L'adsorption résulte d'un ensemble de mécanismes qui lient les métaux ou leurs complexes aux particules de sol selon un arrangement plan (à l'interface particule solide / eau interstitielle) [108].
 - *Complexation de surface de sphère interne.* Les métaux développent des liaisons covalentes à forte énergie avec les groupes fonctionnels de la particule. Ce type d'adsorption est qualifié d'adsorption spécifique et fournit des complexes de surface assez stables. Elle concerne souvent les métaux hydroxylés.
 - *Complexation de surface de sphère externe.* Les métaux sont adsorbés du fait de liaisons moins énergétiques, essentiellement de nature électrostatique. Ils sont dans ce cas souvent hydratés.
 - *Attraction électrostatique dans la couche diffuse.* Les métaux sont adsorbés du fait de liaisons électrostatiques encore plus faibles. Ils se situent dans la couche diffuse autour des particules.

La complexation de surface de sphère externe et l'attraction électrostatique constituent l'adsorption non spécifique aussi appelée échange cationique. La capacité d'échange cationique (CEC) correspond à la quantité maximale de cations adsorbables par échange cationique (en terme de charge). La CEC varie de 10-15 meq/100 g pour des sables jusqu'à des valeurs de 60-80 meq/100 g pour des sols argileux.

- **Mécanismes de précipitation.** La précipitation des métaux résulte de la juxtaposition de mécanismes de précipitation classique en phase aqueuse et de mécanismes de précipitation de surface.
 - La précipitation classique consiste en l'association des métaux lourds avec certains solutés, appelés ligands, pour former une nouvelle phase solide dénommée précipité. Ces précipités se forment autour de noyaux de nucléation correspondant à des microparticules ou à des micro-

	Equation	Loi d'action de masse
a	$Me^{z+} + nH_2O \Leftrightarrow Me(OH)_n^{z-n} + nH^+$	$K_H = \frac{(Me(OH)_n^{z-n})(H^+)^n}{(Me^{z+})}$
b	$Me^{z+} + nL^{l-} \Leftrightarrow MeL_n^{z-nl}$	$K_L = \frac{(MeL_n^{z-nl})}{(Me^{z+})(L^{l-})^n}$
c	$z_2 \overline{Me_1^{z_1+}} + z_1 \overline{Me_2^{z_2+}} \Leftrightarrow z_2 \overline{Me_1^{z_1+}} + z_1 \overline{Me_2^{z_2+}}$	$K_{ads} = \frac{(Me_1^{z_1+})^{z_2} (\overline{Me_2^{z_2+}})^{z_1}}{(\overline{Me_1^{z_1+}})^{z_2} (Me_2^{z_2+})^{z_1}}$
d	$\equiv S-O^- + Me(OH)_n^{z-n} \Leftrightarrow \equiv S-O-Me(OH)_n^{z-n-1}$	$K_L = \frac{(\equiv S-O-Me(OH)_n^{z-n-1})}{(\equiv S-O^-)(Me(OH)_n^{z-n})}$
e	$nMe + mL \Leftrightarrow \overline{Me_n L_m}$	$K_s = K_p^{-1} = \frac{(Me)^n (L)^m}{(Me_n L_m)}$

TABLE 2.1 – Réactions impliquant les éléments trace métalliques Me : Hydrolyse (a), complexation en phase aqueuse (b), échange cationique (c), complexation de surface (d), précipitation (e). le symbole $\equiv S-OH$ représentant un site de complexation de surface.

aspérités à la surface des grains solides. Il n'y a aucun échange d'atomes entre les nouvelles phases formées (précipités) et les grains, dans la mesure où l'interface précipité / grain est « fixe » [109].

- La précipitation de surface commence souvent par l'adsorption des métaux à la surface des particules [109]. Au fur et à mesure que les sites d'adsorption se saturent, les cations adsorbés peuvent "migrer" dans le réseau cristallin des grains solides et induire une contamination progressive de ces derniers. On assiste alors à la formation d'une phase nouvelle avec une interface précipité / particule évoluant dans le temps par échange de matière et par recristallisation [1]. Cette étape peut provoquer piéger certains métaux dissous dans l'eau interstitielle, on parle alors de co-précipitation [102].
- En termes de cinétique, mécanismes d'adsorption et de précipitation classique et de surface sont supposés être relativement rapides, avec une dépendance vis-à-vis de la nature chimique des minéraux et du mécanisme impliqué [100]. A contrario, la dissolution des minéraux est en règle générale nettement plus lente.
- **Transport particulaire.** Le transport particulaire correspond au processus de transport des métaux lourds par les particules mobiles. Il résulte de deux phénomènes :
 - fixation des métaux sur les particules de petites dimensions et donc mobiles, du fait de mécanismes d'adsorption ou de précipitation ;
 - transfert des particules mobiles, décrit plus précisément ci-après.

Transfert de particules colloïdales

Les particules colloïdales sont présentes dans tous les milieux (eau, sol, air) et sont de nature très variée -inorganique, organique abiotique, et microorganismes- [83]. Du fait de leurs propriétés de surface, ces particules sont facilement vecteurs du transfert de polluants (métaux trace, radionucléides, pesticides, hydrocarbures, microorganismes pathogènes...). Les colloïdes peuvent provenir de la mobilisation de particules présentes dans les sols ou sédiments, d'eaux ruisselées et infiltrées dans le sol, ou de la lixiviation de sites de stockage de déchets [5].

Les particules colloïdales peuvent être libérées et migrer dans les sols et les eaux souterraines sous

l'effet d'un ensemble complexe de processus hydrodynamiques, physico-chimiques, géochimiques ou encore biologiques [98]. Parmi ces processus, on peut distinguer les mécanismes de transport par l'eau (convection et dispersion, diffusion Brownienne spécifique aux particules), et les processus de libération / capture sur les surfaces solides ou au niveau des constriction de pore entre les grains. La libération ou la capture des colloïdes résulte des processus suivants :

- L'attachement attribué à des interactions physico-chimiques a lieu lorsque les colloïdes s'approchent de la surface des grains, par diffusion à l'échelle du pore, par sédimentation ou par l'effet des forces inertielles [84]. Cet attachement peut être permanent ou temporaire en relation avec les paramètres physico-chimiques de l'eau interstitielle.
- La filtration mécanique correspond à la rétention complète des colloïdes lorsque leur taille est supérieure à celle des pores. Le piégeage est une rétention physique permanente des particules dans les régions de l'espace poral où la vitesse d'écoulement est faible : jonctions entre grains, anfractuosités, pores fermés, zones de rétrécissement. Le piégeage des colloïdes dépend du rapport de taille entre particule et pore d_p/d_g [7, 44].
- En conditions non saturées, la présence d'une phase gazeuse (air) dans les milieux partiellement saturés introduit une rétention supplémentaire. [120, 121, 119] attribuent l'augmentation de la capture des colloïdes en milieu non saturé à une rétention à l'interface air-eau. S'ajoute à cela un mécanisme de piégeage lié au film d'eau formé à la surface des grains : en cas d'épaisseur plus faible que le diamètre des colloïdes, une barrière physique empêche le mouvement des colloïdes.

Le piégeage des colloïdes est souvent décrit à l'aide de lois cinétiques du premier ordre :

$$\rho \frac{\partial S}{\partial t} = (\theta k_a \psi C - k_d \rho S) \quad (2.45)$$

où S représente la concentration totale en particules sur la phase solide, k_a le coefficient cinétique d'attachement (min^{-1}), k_d le coefficient cinétique de détachement (min^{-1}) et ψ est une fonction sans dimension de la rétention des colloïdes. Différents auteurs ont montré que le taux de rétention des colloïdes dépendait de la présence de particules déjà fixées [38]. La prise en compte d'un dépôt particulaire existant dans le milieu poreux peut se faire à l'aide de la fonction ψ [98]. Des travaux récents proposent également la prise en compte d'adsorptions multi-site et d'hétérogénéités physiques et chimiques du milieu poreux pour la quantification du taux de rétention des colloïdes [101].

2.2.3 Problèmes associés au couplage écoulement - transfert

Les concepts présentés ci-dessus établissent donc que la connaissance de l'écoulement dans le milieu poreux est nécessaire à l'étude du transfert. En particulier, les équations de transfert requièrent la connaissance des variables teneur en eau θ ainsi que flux d'eau \vec{j}_w . Néanmoins, il faut aussi procéder au couplage avec les processus géochimiques ou physico-chimiques, souvent plus difficiles à appréhender (difficulté de caractérisation complète des grains et de leur potentialité d'interaction avec les polluants, difficulté de caractérisation de l'état de surface initial, difficulté de détermination de toutes les caractéristiques thermodynamiques, etc.). Un autre point important est relatif à la régionalisation des sites d'adsorption ou des endroits propices à la précipitation / dissolution des phases. Les interactions ne seront pas du même ordre et de même nature selon que les sites d'adsorption sont au centre des particules et / ou agrégats ou en surface.

Enfin, diverses hypothèses implicites sont couramment admises en termes d'étude de transfert des polluants. On considère que tous les solutés sont transportés de manière identique par l'eau et subissent les mêmes processus de convection et de dispersion. Ainsi, il suffit de déterminer à l'aide d'un traçage

(suivi de l'écoulement par un traceur) ces mécanismes pour les appliquer à tous les solutés. En second lieu, on considère que l'écoulement conditionne le transfert mais qu'en retour ce dernier affecte peu le transfert d'eau. Cela permet de déterminer l'écoulement sans se préoccuper du transfert, pour ensuite fixer le champ écoulement et déterminer le champ concentration à partir du champ transfert. Mais dans certains cas (grande variabilité spatiale de salinité ou de concentration, solutions non idéales, etc.), les données du problème peuvent être plus complexes.

Troisième partie

Écoulement et infiltration préférentielle de l'eau en milieux poreux

Cette partie présente les résultats de mes recherches sur les processus d'écoulement en milieux poreux homogène et hétérogène, en particulier dans un contexte d'infiltration d'eau. Elle présente la modélisation numérique et analytique de l'infiltration 1D et 3D axisymétrique en milieu poreux darcéen 1K, dit aussi à simple perméabilité. Des formulations analytiques, fréquemment utilisées, ont été étudiées au regard de leur propriétés analytiques (étude de sensibilité) et validées par l'outil numérique. L'aspect préférentiel a été pris en compte par le biais de l'étude des modèles d'écoulements à double perméabilité 2K. Enfin, un algorithme de caractérisation hydrodynamique a été développé. Ces travaux ont été valorisés sous forme d'articles et de conférences [64, 69, 65, 80, 125, 68, 73, 67, 66, 78, 124, 126, 92]. En annexe sont listés les noms des étudiants impliqués dans ces travaux.

3 Modélisation de l'infiltration 1D et 3D en milieu poreux 1K¹⁵

3.1 Positionnement du problème et équations traitées

3.1.1 Problème physique posé

On cherche à modéliser l'infiltration de l'eau dans le milieu poreux pour la condition limite supérieure suivante : potentiel de pression imposé sur un disque de rayon fini (axisymétrie radiale) ou quasi-infini (infiltration 1D). Ce genre de configuration s'applique particulièrement au cas de l'infiltrométrie (essais d'infiltration d'eau *in situ*). L'infiltration est générée par un déséquilibre entre le potentiel de pression en surface, h_1 , et le potentiel résidant dans le milieu poreux initialement, h_0 . L'infiltration résulte de la superposition des effets capillaires et gravitaires et produit une augmentation progressive de la teneur en eau dans le milieu. En 1D, le front d'infiltration progresse vers le bas de manière uniforme (Figure 3.1a). En 3D, le front d'infiltration prend la forme d'un bulbe, l'eau s'infiltrant aussi radialement par capillarité. En surface, l'infiltration cumulée correspond au volume d'eau infiltrée par unité de surface, et peut se déduire du champ de vitesse darcienne, \vec{j}_w :

$$I_{1D}(t) = \int_0^t j_w(\bar{t}) d\bar{t} \quad (3.1)$$

$$I_{3D}(t) = \frac{1}{\iint_S d\vec{S}} \int_0^t \iint_S \vec{j}_w(\bar{t}) d\vec{S} d\bar{t} \quad (3.2)$$

3.1.2 Ecriture des équations en coordonnées cylindriques

L'infiltration de l'eau dans le sol est ici abordée en supposant la géométrie axisymétrique (Figure 3.1). Les dispositifs d'infiltrations utilisés présentent une symétrie de révolution par rapport à l'axe vertical central (simple et double anneaux, infiltromètres à géométrie radiale). En outre, la taille du dispositif

15. milieux poreux à simple perméabilité

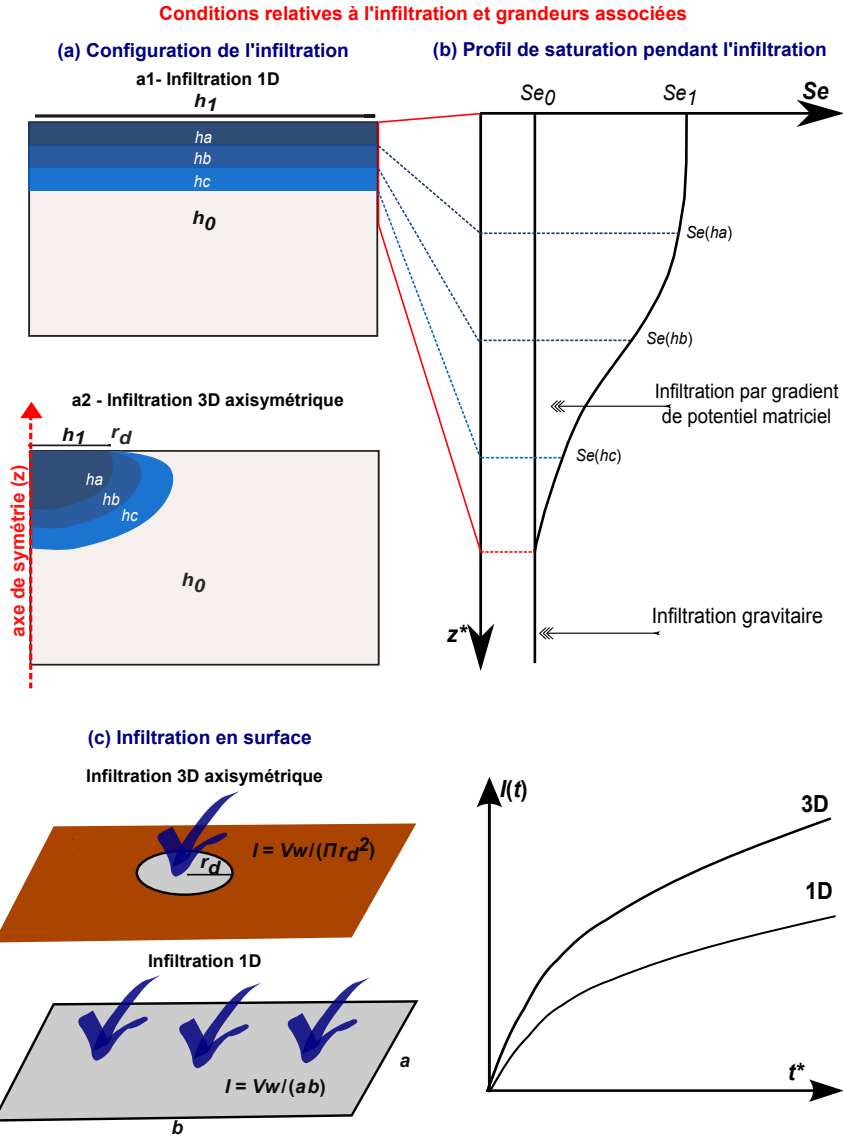


FIGURE 3.1 – Schématisation de l'infiltration de l'eau en zone non saturée.

d'infiltrométrie est adaptée au type de sol de manière à s'assurer de son uniformité sous la surface d'infiltration. Dans de telles conditions, le problème est axisymétrique et les équations comportementales sont alors écrites en coordonnées cylindriques. Dans le repère $(\vec{e}_r, \vec{e}_\theta, \vec{e}_z)$, les opérateurs gradient et divergence prennent les expressions suivantes pour tout scalaire, Y , et vecteur, \vec{F} :

$$\nabla Y = \frac{\partial Y}{\partial r} \vec{e}_r + \frac{1}{r} \frac{\partial Y}{\partial \theta} \vec{e}_\theta + \frac{\partial Y}{\partial z} \vec{e}_z \quad (3.3)$$

$$\nabla \cdot \vec{F} = \frac{1}{r} \frac{\partial}{\partial r} (rF_r) + \frac{1}{r} \frac{\partial F_\theta}{\partial \theta} + \frac{\partial F_z}{\partial z} \quad (3.4)$$

La loi de Darcy s'écrit de manière simplifiée dans ce cas¹⁶ pour un sol isotrope¹⁷ :

$$\vec{j}_w = -K(\theta) \left(\frac{\partial h}{\partial r} \vec{e}_r + \left(1 + \frac{\partial h}{\partial z} \right) \vec{e}_z \right) \quad (3.5)$$

L'équation de Richards généralisée prend alors l'expression suivante [106, 103, 105] :

16. l'axisymétrie implique la nullité de toutes les dérivées partielles relatives à θ

17. tenseur $[K(\theta)]$ proportionnel à la matrice identité

$$\frac{\partial \theta}{\partial t} = \frac{1}{r} \frac{\partial \left(rK(\theta) \frac{\partial h}{\partial r} \right)}{\partial r} + \frac{\partial K(\theta) \left(1 + \frac{\partial h}{\partial z} \right)}{\partial z} + \varphi_w \quad (3.6)$$

3.1.3 Adimensionnalisation des équations

L'adimensionnalisation peut être utile pour découpler les effets des paramètres de forme et de normalisation des courbes de rétention d'eau et de conductivité hydraulique et pour réduire le nombre de degrés de liberté du système. L'équation 3.6 peut être écrite de manière adimensionnelle en considérant la procédure proposée par [97]¹⁸ :

$$\frac{\partial S_e}{\partial t^*} = \frac{1}{r^*} \frac{\partial \left(r^* K_r(h^*) \frac{\partial h^*}{\partial r^*} \right)}{\partial r^*} + \frac{\partial K_r(h^*) \left(1 + \frac{\partial h^*}{\partial z^*} \right)}{\partial z^*} + \varphi_w^* \quad (3.7)$$

sur la base des relations suivantes entre grandeurs dimensionnelles X et adimensionnelles X^* , relations faisant intervenir les paramètres de normalisation des courbes hydrodynamiques caractéristiques $(\theta_r, \theta_s, |h_g|, K_s)$:

$$\begin{cases} h = |h_g| h^* \\ z = |h_g| z^* \\ r = |h_g| r^* \\ t = \frac{|h_g| (\theta_s - \theta_r)}{K_s} t^* \end{cases} \quad (3.8)$$

φ_w^* correspond à la contribution adimensionnelle des sources. La résolution de l'équation 3.7 permet de calculer la lame d'eau 3D adimensionnelle I_{3D}^* . La lame d'eau dimensionnelle peut alors être déduite de la lame d'eau adimensionnelle selon :

$$I_{3D}(t, \theta_r, \theta_s, h_g, K_s, n, l, h_0, h_1, r_d) = |h_g| (\theta_s - \theta_r) I_{3D}^*(t^*, n, l, h_0^*, h_1^*, r_d^*) \quad (3.9)$$

$$I_{3D}(t, \theta_r, \theta_s, h_g, K_s, n, l, h_0, h_1, r_d) = |h_g| (\theta_s - \theta_r) I_{3D}^* \left(\frac{K_s}{|h_g| (\theta_s - \theta_r)} t, n, l, \frac{h_0}{|h_g|}, \frac{h_1}{|h_g|}, \frac{r_d}{|h_g|} \right) \quad (3.10)$$

Ces relations peuvent être démontrées en définissant l'infiltration cumulée à partir des équations 3.1 et 3.2 et des relations de passage entre grandeurs dimensionnelles et adimensionnelles (équations 3.8). Les équations 3.9 et 3.10 permettent d'établir une équivalence entre une formulation avec 9 degrés de liberté $(t, \theta_r, \theta_s, h_g, K_s, n, l, h_0, h_1, r_d)$ et une formulation avec 5 degrés de liberté $(t^*, n, l, h_0^*, h_1^*, r_d^*)$. Cela peut servir concrètement à la réduction du nombre de calculs pour la validation des formulations analytiques ou l'étude de sensibilité des paramètres.

3.1.4 Modèles analytiques étudiés

Les modèles analytiques étudiés sont la source de formulations approchées couramment employées dans les algorithmes de traitement des données infiltrométriques, en particulier dans le contexte de caractérisation hydrodynamique des sols [39].

Modèle analytique quasi-exact [40, 107]

Ce modèle quantifie la lame d'eau infiltrée au travers d'un anneau (géométrie axisymétrique), pour les hypothèses suivantes : (i) uniformité verticale de la teneur en eau au temps zéro, (ii) condition de

18. ici l'indice "r" signifie conductivité hydraulique relative et non à la composante selon \vec{e}_r

potentiel de pression au niveau du disque d'infiltration, (iii) comportement darcéen. Le modèle permet de déterminer les infiltrations en trois dimensions $I_{3D}(t)$ et en une dimension $I_{1D}(t)$ selon :

$$I_{3D}(t) = I_{1D}(t) + \frac{\gamma S^2}{r_d \Delta \theta} t \quad (3.11)$$

$$\frac{2\Delta K^2}{S^2} t = \frac{1}{1-\beta} \left(\frac{2\Delta K}{S^2} (I_{1D} - K_0 t) - \ln \left(\frac{e^{\frac{2\beta\Delta K}{S^2} (I_{1D} - K_0 t)} + \beta - 1}{\beta} \right) \right) \quad (3.12)$$

Où S se réfère à la sorptivité capillaire du sol, Δ à la différence entre l'état initial et l'état final, γ et β sont des paramètres de forme souvent considérés égaux respectivement à 0,75 et 0,6 [40, 107, 39].

[94] a proposé de relier la sorptivité aux courbes caractéristiques hydrodynamiques et aux teneurs volumiques en eau initiale θ_0 et en surface θ_1 :

$$S^2 = S^2(\theta_0, \theta_1) = \int_{\theta_0}^{\theta_1} \frac{2(\theta - \theta_0)}{f(\theta)} D(\theta) d\theta \quad (3.13)$$

La fonction f étant définie par [95] comme la densité de flux. Cette fonction peut être estimée précisément par l'expression proposée par [91] qui donne lieu à une simplification du calcul de la sorptivité :

$$f(\theta) = \frac{2(\theta - \theta_0)}{(\theta_s + \theta - 2\theta_0)} \quad (3.14)$$

$$S^2 = \int_{\theta_0}^{\theta_f} (\theta_s + \theta - 2\theta_0) D(\theta) d\theta \quad (3.15)$$

Approximations explicites pour les temps courts et les temps longs

Sur la base des comportements asymptotiques de la formulation quasi-exacte (équation 3.12) au voisinage de 0 et à l'infini, [40] a proposé les approximations explicites suivantes :

$$I_{3D}^{O(2)}(t) = \underbrace{S\sqrt{t} + \left(\frac{2-\beta}{3}\Delta K + K_0\right)t}_{1D} + \underbrace{\frac{\gamma S^2}{r_d \Delta \theta} t}_{flux\ latéral\ 3D} \quad \text{temps courts} \quad (3.16)$$

$$I_{3D}^{+\infty}(t) = \underbrace{\frac{S^2}{\Delta K} \frac{1}{2(1-\beta)} \ln\left(\frac{1}{\beta}\right)}_{1D} + K_s t + \underbrace{\frac{\gamma S^2}{r_d \Delta \theta} t}_{flux\ latéral\ 3D} \quad \text{temps longs} \quad (3.17)$$

Ces formulations servent souvent à la modélisation des données infiltrométriques [39]. On peut noter que la formulation aux temps courts (équation 3.16) prend la forme classique $C_1\sqrt{t} + C_2t$ proposée par Philip et reprise par de nombreuses études [112, 113].

3.2 Principaux résultats

3.2.1 Validation numérique des modèles analytiques

Définition d'une méthode de normalisation adéquate

Tout comme pour la résolution numérique, on a tout intérêt à trouver une procédure de normalisation analytique. Cela permet d'éviter de multiplier les cas et de trouver des résultats généraux à partir d'un nombre raisonnable de calculs. Si diverses normalisations ont été proposées, j'ai particulièrement travaillé sur celle de [116], la procédure complète étant présentée dans l'article [68].

Les équations 3.11 et 3.12 sont normalisées comme suit :

$$I_{3D}(t) = \underbrace{\gamma_I I^\circ \left(\frac{t}{\gamma_t} \right)}_{1D} + K_0 t + \underbrace{\gamma_{\Delta I} \Delta I^\circ}_{3D-1D} \quad (3.18)$$

Avec les coefficients de normalisation suivants :

$$\left\{ \begin{array}{l} \gamma_I = \frac{S^2}{2\Delta K} \\ \gamma_t = \frac{S^2}{2\Delta K^2} \\ \gamma_{\Delta I} = \frac{S^2}{r_d \Delta \theta} \gamma_t = \frac{S^4}{2r_d \Delta \theta \Delta K^2} \end{array} \right. \quad (3.19)$$

L'infiltration normalisée, $I^\circ(t^\circ)$, est définie de manière implicite. L'écart normalisé ΔI° est proportionnel au temps :

$$t^\circ = \frac{1}{1-\beta} \left(I^\circ - \ln \left(\frac{e^{\beta I^\circ} + \beta - 1}{\beta} \right) \right) \quad (3.20)$$

$$\Delta I^\circ = \gamma t^\circ \quad (3.21)$$

L'étude des propriétés analytiques de la fonction $I^\circ(t^\circ)$ permet de proposer les formulations analytiques suivantes au voisinage de zéro et à l'infini :

$$I_{O(2)}^\circ(t^\circ) = \sqrt{2t^\circ} + \frac{(2-\beta)}{3} t^\circ \quad (3.22)$$

$$I_{+\infty}^\circ(t^\circ) = t^\circ + \frac{1}{1-\beta} \ln \left(\frac{1}{\beta} \right) \quad (3.23)$$

Démonstration mathématique de la formulation étudiée

Cette partie un peu ardue pourra être laissée de côté par le lecteur moins intéressé par la démonstration mathématique. La relation entre l'infiltration 3D et 1D (équation 3.21) est admise et fera l'objet d'investigations ultérieures. Je me focalise ici sur la démonstration de l'équation 3.20, sur la base des travaux de [97]. On considère l'équation de Richards adimensionnelle, en 1D (équation 3.7, l'axe des ordonnées z étant dirigé vers le bas et sans source ou puits $\varphi_w^* = 0$) :

$$\frac{\partial S_e}{\partial t^*} = \frac{\partial K_r(h^*) \left(\frac{\partial h^*}{\partial z^*} - 1 \right)}{\partial z^*} \quad (3.24)$$

Étape 1 : Hypothèses de calcul et lois usuelles

On suppose alors les hypothèses suivantes (Figure 3.2) : (i) profil initial uniforme pour le potentiel de pression h_0^* et donc de degré de saturation S_{e_0} , (ii) potentiel de pression en surface constant et négatif ou nul $h_1^* \leq 0$, (iii) relations de bijection entre le degré de saturation S_e , le potentiel de pression h^* , et la cote z^* .

La démonstration repose sur les règles usuelles de calcul algébrique. Le caractère bijectif des fonctions $S_e(z^*)$ et $h^*(z^*)$, à t^* fixé, permet de décrire le système de diverses manières : on peut exprimer le potentiel de pression en fonction de la cote $h^*(z^*)$, ou la position correspondant au potentiel de pression donné $h^*(z^*)$, qui correspond à la fonction inverse. On rappelle aussi les règles de dérivation usuelles :

$$\left. \frac{\partial h^*}{\partial t^*} \right|_{z^*} \left. \frac{\partial t^*}{\partial h^*} \right|_{z^*} = 1 \quad (3.25)$$

$$-\frac{\partial h^*}{\partial t^*} \Big|_{z^*} \frac{\partial t^*}{\partial z^*} \Big|_{h^*} \frac{\partial z^*}{\partial h^*} \Big|_{t^*} = -1 \quad (3.26)$$

Etape 2 Relation entre cote z^* et potentiel de pression h^*

A partir des relations précédentes, on peut transformer l'équation de départ 3.24 pour aboutir à la relation :

$$-\frac{dS_e}{dh^*} \frac{\partial z^*}{\partial t^*} = \frac{\partial}{\partial h^*} \left(K_r(h^*) \left(\frac{\partial z^*}{\partial h^*} \right)^{-1} \right) - \frac{dK_r}{dh^*} \quad (3.27)$$

On note la dérivée droite pour les termes relatifs au degré de saturation, S_e , et à la conductivité hydraulique relative, K_r . Ces fonctions peuvent être décrites exclusivement en fonction du potentiel de pression, en l'absence de la prise en compte des phénomènes d'hystérèse.

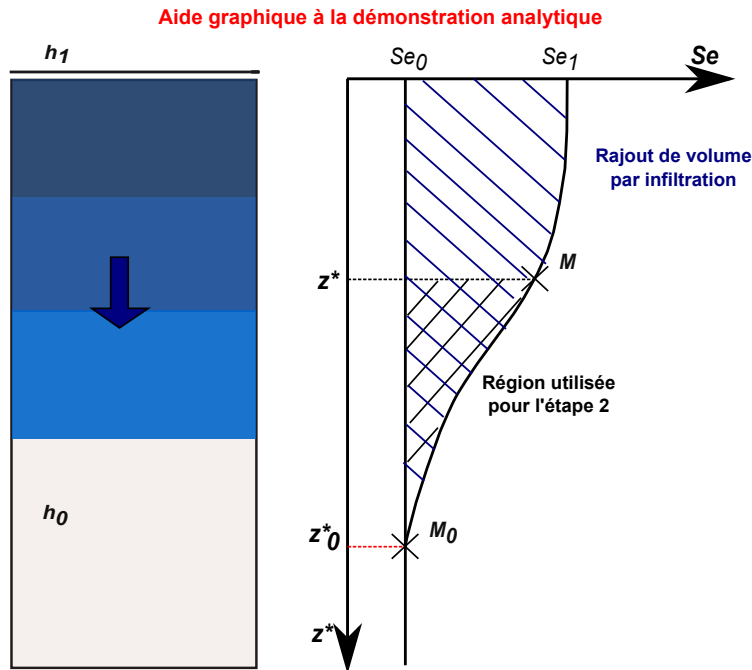


FIGURE 3.2 – Infiltration en surface et profil de teneur en eau.

Au temps t^* , le volume infiltré occupe une zone comprise entre la surface et le point M_0 . Dans cette zone, on se fixe alors une région d'intérêt entre le point bas M_0 et un point quelconque, M , tel que $z^* \geq z_0^*$ et donc $h_1^* \geq h^* \geq h_0^*$. Il est à noter que le point bas M_0 , correspond à un potentiel de pression h_0^* , et à une dérivée temporelle du potentiel de pression nulle $\frac{\partial h^*}{\partial z^*} \Big|_{t^*} = 0$. En intégrant l'équation 3.27 entre h_0^* et h^* , on obtient :

$$-\int_{S_{e0}}^{S_e} \frac{\partial z^*}{\partial t^*} dS_e = -\frac{\partial}{\partial t^*} \underbrace{\int_{S_{e0}}^{S_e} z^* dS_e}_A = K_r(h^*) \left(\frac{\partial z^*}{\partial h^*} \right)^{-1} - (K_r(h^*) - K_{r0}) \quad (3.28)$$

Dans l'équation 3.28, le terme A correspond à la variation du stock d'eau entre les points M et M_0 , soit aussi à $\frac{\partial}{\partial t^*} \int_{z_0^*}^{z^*} S_e dz^*$. L'application du principe du bilan de masse¹⁹ à la région entre M et M_0 permet d'exprimer A en fonction des débits entrant q^* et sortant q_0^* :

19. la compressibilité de l'eau est négligée

$$A = \frac{\partial}{\partial t^*} \int_{z_0^*}^{z^*} S_e dz^* = q^* - q_0^* \quad (3.29)$$

La concaténation des deux équations 3.28 et 3.29 donne lieu à une relation entre le débit q^* et la cote z^* :

$$\left. \frac{\partial z^*}{\partial h^*} \right|_{t^*} = \frac{K_r(h^*)}{q_0^* - q^* + K_r(h^*) - K_{r_0}} \quad (3.30)$$

Par généralisation, l'équation 3.30 peut être considérée valide entre la surface et le point M . Pour déterminer la côte en fonction du potentiel de pression $z^*(h^*)$, on intègre cette équation entre le potentiel de pression de surface h_1^* et celui du point M , h^* :

$$z^*(h^*, t^*) = \int_{h^*}^{h_1^*} \frac{K_r(\bar{h}^*)}{q_0^* - q^*(\bar{h}^*, t^*) + K_r(\bar{h}^*) - K_{r_0}} d\bar{h}^* \quad (3.31)$$

Dans cette relation, il faut prendre en compte le fait que le débit $q^*(\bar{h}^*, t^*)$ dépend aussi du temps, ce qui se répercute par une dépendance de la côte z^* vis à vis du temps.

Définir l'infiltration cumulée par intégration selon la cote z^*

En l'absence d'augmentation du potentiel de pression en surface, il faut considérer un flux initial, $q_0^* = K_r$, pour maintenir le potentiel de pression uniforme. Sans ce flux, il y aurait redistribution de l'eau dans le profil jusqu'à atteindre un champ de pression linéairement croissant avec z^* . Lorsque le potentiel augmente en surface, se rajoute au flux nécessaire pour maintenir la valeur initiale h_0 , un flux lié au nouveau gradient de potentiel dans le milieu. L'apport d'eau lié à ce flux est quantifiable par intégration du degré de saturation sur le profil : $V_w^{profil} = \int_0^{+\infty} S_e dz^*$. Cette grandeur correspond aussi à $V_w^{profil} = \int_{S_{e_0}}^{S_{e_1}} z^* dS_e$. Graphiquement, il s'agit dans les deux cas de l'aire sous la courbe, $S_e(z^*)$, (Figure 3.2). En conséquence, l'infiltration cumulée est donnée par :

$$I^*(t^*) = \int_{S_{e_0}}^{S_{e_1}} z^* dS_e + K_{r_0} t^* \quad (3.32)$$

Soit en remplaçant la côte z^* par son expression 3.32 :

$$I(t^*) = \int_{S_{e_0}}^{S_{e_1}} \int_{h_1^*}^{h^*} \frac{K_r(\bar{h}^*) d\bar{h}^*}{q^*(\bar{h}^*, t^*) - q_0^* + K_{r_0} - K_r(h^*)} dS_e + K_{r_0} t^* \quad (3.33)$$

En intégrant l'équation 3.33 par parties et en introduisant la diffusivité adimensionnelles $D^*(S_e)$, le calcul de la lame infiltrée devient :

$$I(t^*) - K_{r_0} t^* = \int_{S_{e_0}}^{S_{e_1}} \frac{(S_e - S_{e_0}) D^*(S_e)}{q^*(S_e, t^*) - q_0^* + K_{r_0} - K_r(S_e)} dS_e \quad (3.34)$$

Hypothèses simplificatrices et intégration de l'équation 3.34

L'intégrale de l'équation 3.34 comporte plusieurs difficultés. En premier lieu, le terme $q^*(S_e, t^*)$ dépend du temps t^* . Une hypothèse forte est faite en supposant que le taux d'infiltration est décomposable en un produit d'une fonction qui retranscrit la variabilité spatiale et d'une autre qui représente la variabilité temporelle :

$$q^*(z^*, t^*) \approx \underbrace{f(S_e(z^*))}_{\text{espace}} \underbrace{q_1^*(t^*)}_{\text{temps}} \quad (3.35)$$

écrit plus précisément :

$$q^*(z^*, t^*) = q_0 + f(S_e(z^*)) (q_1^*(t^*) - q_0) \quad (3.36)$$

En fait, $f(S_e)$ est une fonction exclusive du degré de saturation, S_e , et correspond à la concentration de flux [95]. Elle est définie, pour un degré de saturation donné S_e , comme le ratio entre la vitesse darcienne à la côte correspondant à ce degré de saturation $z^*(S_e)$ et la vitesse darcienne en surface, q_1^* , à un facteur additif près. L'hypothèse forte réside dans l'existence d'une unique fonction, indépendante du temps.

$$f(S_e) = \frac{q^*(S_e) - q_0^*}{q_1^* - q_0^*} \quad (3.37)$$

L'intégrale 3.34 peut être ainsi réécrite de la manière suivante :

$$I(t^*) - K_{r_0}t^* = \int_{S_{e_0}}^{S_{e_1}} \frac{(S_e - S_{e_0}) D^*(S_e)}{f(S_e) (q_1^*(t^*) - q_0^*) + K_{r_0} - K_r(S_e)} dS_e \quad (3.38)$$

Des conditions particulières concernant les propriétés hydrodynamiques et un changement de variable permettent de ramener l'expression 3.38 à une intégrale facilement intégrable du type $\int \frac{1}{ay+b} dy$. Pour cela on introduit la contrainte suivante sur les courbes hydrodynamiques caractéristiques :

$$\forall S_e \in [S_{e_0}, S_{e_1}] \quad \frac{K_r(S_e) - K_{r_0}}{K_r(S_{e_1}) - K_{r_0}} = f(S_e) \left(1 - \frac{2\beta}{S_u^2} y(S_e) \right) \quad (3.39)$$

où β est un facteur de forme < 1 en toute théorie, et la fonction $y(S_e)$ et le terme associé S_u^2 sont définis selon :

$$y(S_e) = \int_{S_e}^{S_{e_1}} \frac{(S_e - S_{e_0}) D^*(S_e)}{f(S_e)} dS_e \quad (3.40)$$

$$\frac{S_u^2}{2} = y(S_{e_0}) = \int_{S_{e_0}}^{S_{e_1}} \frac{(S_e - S_{e_0}) D^*(S_e)}{f(S_e)} dS_e \quad (3.41)$$

A l'aide de ces transformations 3.40 et 3.41, on peut réécrire l'équation 3.38 selon :

$$I(t^*) - K_{r_0}t^* = \int_{S_{e_0}}^{S_{e_1}} \frac{dy}{dS_e} \frac{1}{q_1^*(t^*) - q_0^* + \left(1 - \frac{2\beta}{S_u^2} y \right)} dS_e \quad (3.42)$$

$$I(t^*) - K_{r_0}t^* = - \int_{y_0}^{y_1} \frac{1}{(1 + q_1^*(t^*) - q_0^*) - \frac{2\beta}{S_u^2} y} dy \quad (3.43)$$

Cette expression est bien l'expression recherchée dans la mesure où les termes $q_1^*(t^*) - q_0^*$ et $\frac{2\beta}{S_u^2}$ ne dépendent pas du degré de saturation et donc de la variable d'intégration.

Intégration de l'équation 3.43 et déduction des expressions analytiques

Par intégration de l'équation 3.43, on définit une relation entre l'infiltration, $I(t^*)$, et le taux d'infiltration, $q_1^*(t^*)$:

$$I(t^*) = K_{r_0}t^* + \frac{S_u^2}{2(K_r(S_{e_1}) - K_r(S_{e_0}))} \frac{1}{\beta} \ln \left(1 + \frac{\beta}{1 - q^*} \right) \quad (3.44)$$

Après normalisation de l'équation 3.44 selon la procédure proposée par [115, 116] on aboutit à une relation entre infiltration cumulée adimensionnelle, I° , et taux d'infiltration, q° :

$$I^\circ = \frac{1}{\beta} \ln \left(1 + \frac{\beta}{1 - q^\circ} \right) \quad (3.45)$$

$$\gamma_I = \frac{S_u^2}{2(K_r(S_{e1}) - K_r(S_{e0}))} \quad (3.46)$$

Pour déterminer l'infiltration en fonction du temps, $I^\circ(t^\circ)$, on intègre par variables séparées l'équation 3.45 en utilisant la fonction $I^\circ(q^\circ)$ définie ci-dessous :

$$q^\circ = \frac{dI^\circ}{dt^\circ} \Rightarrow dt^\circ = \frac{1}{q^\circ} \frac{dI^\circ}{dq^\circ} dq^\circ \quad (3.47)$$

$$\int_0^{t^\circ} dt^\circ = \int_{+\infty}^{q^\circ} \frac{1}{q^\circ} \frac{dI^\circ}{dq^\circ} dq^\circ \quad (3.48)$$

La simplification de l'équation 3.48 permet d'obtenir une définition implicite de l'infiltration cumulée $I^\circ(t^\circ)$ sur la base de la relation suivante entre l'infiltration, I° , et le temps, t° :

$$t^\circ = \frac{1}{1-\beta} \left(I^\circ - \log \left(\frac{e^{\beta I^\circ} + \beta - 1}{\beta} \right) \right) \quad (3.49)$$

On retrouve alors l'équation 3.20 du modèle analytique proposé par [40].

Les enseignements de la démonstration

Le lecteur pourra se poser la question de la nécessité d'une telle labeur. Démontrer l'équation 3.12 permet de faire ressortir clairement les hypothèses sous-jacentes :

1. On doit pouvoir définir une concentration de flux selon l'équation 3.37 et vérifier qu'elle est invariante dans le temps.
2. Les courbes hydrauliques caractéristiques doivent vérifier la relation 3.39, avec la fonction concentration de flux telle que définie ci-dessus.
3. Cette dernière condition fait apparaître un paramètre de forme β . De manière à permettre une bijection entre les variables d'intégration y et S_e , il est nécessaire que $\beta < 1$.
4. La sorptivité doit être définie "proprement", c'est à dire, à partir de la concentration de flux uniquement. Bon nombre d'études se sont focalisées sur cette fonction et ont proposé plusieurs formulations [39]. Entre autres, il n'est pas certain que l'équation 3.14 soit la meilleure définition dans tous les cas.

Validation du modèle analytique (équation 3.12) par des données numériques

Modélisation numérique de l'infiltration

Les modèles présentés (équations 3.11, 3.12, 3.16, 3.17) n'avaient jamais fait l'objet d'une validation particulière. L'outil modélisation numérique (HYDRUS 2D) a donc été utilisé pour produire des données numériques de référence en vue de la validation des modèles analytiques. La résolution numérique de l'équation de Richards (équation 3.6) a été réalisée pour des conditions limites et initiales correspondant à celles utilisées pour la dérivation des modèles analytiques : géométrie axisymétrique, profils initiaux de pression uniformes, condition de pression constante sur la surface d'infiltration, condition limite inférieure de drainage libre, condition de flux nul sur les autres frontières du domaine. Les modélisations ont été effectuées pour un anneau de 10 cm de rayon ou de même rayon que le domaine (infiltration 1D), pour quatre types de matériaux (sable, silt, limon et argile silteuse) et pour différents degrés de saturation initiaux (matériaux initialement secs à très humides). Les options numériques sont détaillées dans l'article [68].

Les résultats sont présentés ci-dessous (Figure 3.3). Pour chaque type de matériaux, les infiltrations cumulées sont fonction du degré de saturation initial. Les lames d'eau sont donc représentées sous la forme de deux faisceaux, un pour les infiltrations 1D et un autre pour les infiltrations 3D (Figure 3.3a). Les bulbes d'infiltrations sont aussi illustrés pour le cas d'un degré de saturation proche de 50% sauf 10% pour le sable. On peut noter un bulbe asymétrique étiré vers le bas pour le sable, a contrario des autres types de matériaux. Cette géométrie particulière résulte de la prédominance de la gravité par rapport aux phénomènes capillaires.

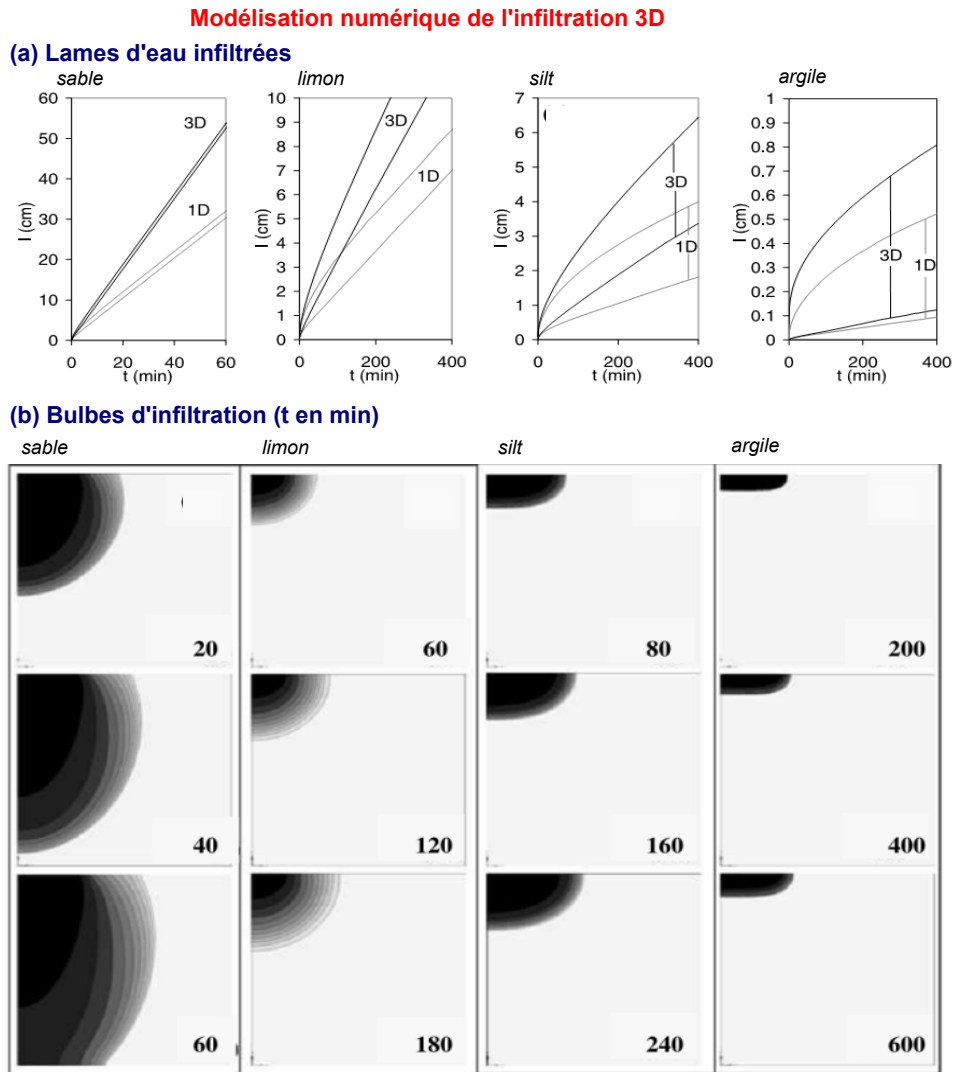


Figure 3.3: Résultats numériques pour les 4 sols : lames d'eau infiltrées en fonction du degré de saturation initial et bulbes d'infiltration correspondants (S_e initial de 50% excepté 10% pour le sable). Pour plus de détails, cf. [68].

Validation du modèle analytique

Les lames d'eau calculées ont été normalisées selon la procédure proposée ci-dessus (équations 3.19). La procédure de normalisation s'est avérée particulièrement adéquate dans la mesure où elle a permis de ramener les faisceaux de courbes (Figure 3.3) à une seule courbe caractéristique (Figure 3.4), par type de sol. Les lames adimensionnelles ont servi à l'ajustement sur le modèle proposé (équation 3.20), permettant l'obtention du paramètre β . Les ajustements sont de bonne qualité pour le sable, le limon et le silt mais de moins bonne qualité pour l'argile silteuse (Figure 3.4). Les valeurs optimales de β mettent en évidence la nécessité d'adapter sa valeur en fonction du type de sol.

Ajustement des données adimensionnelles sur le modèle analytique

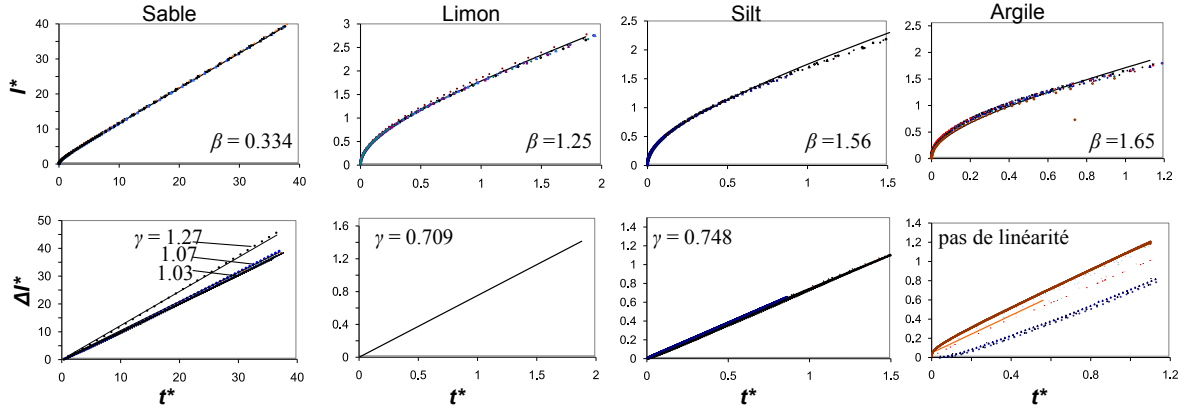


Figure 3.4: Normalisation des lames d'eau générées numériquement selon la procédure [115] (points) et ajustement des données aux modèles analytiques I_{1D}^* et ΔI^* (équation 3.20). Pour plus de détails, cf. [68].

Le même travail a été réalisé pour l'écart ΔI et donne lieu à des résultats comparables (Figure 3.4), avec là aussi la nécessité d'adapter la valeur du paramètre γ en fonction du type de sol. On peut cependant noter que sa plage de variation est moins importante que pour β . L'argile silteuse ne respecte pas l'hypothèse de linéarité pour ΔI . En conclusion, les formulations proposées par [40] sont exactes, exception faite des sols les plus fins, à condition de considérer les valeurs adéquates pour les coefficients γ et β en fonction du type de sol.

Concernant les approximations (équations 3.16 - 3.17), celles-ci pourront être utilisées à la condition nécessaire et suffisante d'assurer la validité du modèle quasi-exact 3.11-3.12. Il convient donc de considérer les valeurs des coefficients γ et β adéquates, et de les appliquer dans leur domaine de validité, c'est à dire lorsque les formulations simplifiées approchent la formulation quasi-exacte. Suite à cette étude, des bornes des domaines de validité des formulations ont été proposées sur la base d'une tolérance de 5% d'erreur. Cela permet d'avoir des ordres de grandeurs pour les intervalles de validité des formulations approchées. Pour plus de détails, on se référera à l'article [68].

3.2.2 Analyse de sensibilité et corolaires

Suite à la validation des équations 3.11 et 3.12, une étude de sensibilité a été effectuée pour déterminer l'influence de la valeur des paramètres hydrodynamiques et des conditions initiale et limite en surface. Le modèle analytique a été utilisé avec $\gamma = 0,75$ et $\beta = 0,6$. La prise en compte de la dépendance des coefficients γ et β vis-à-vis du type de matériau fera l'objet d'études complémentaires. Les infiltrations cumulées sont calculées en fonction des valeurs (h_0, h_1) et des valeurs des paramètres hydrodynamiques ($\theta_r, \theta_s, h_g, K_s$) non dimensionnels.

Les résultats montrent que l'infiltration est conditionnée par les conditions hydriques initiales (matériaux secs ou humides) ainsi que par les conditions opératoires (potentiel de pression en surface et rayon de la source d'eau, r_d). En particulier (Figure 3.5) :

- L'infiltration cumulée croît avec la différence de potentiel de pression $h_1 - h_0$.
- l'infiltration augmente de manière importante avec le potentiel de pression en surface h_1 (Figure 3.5a-c). Augmenter la pression de l'eau en surface équivaut à augmenter le gradient moteur de l'infiltration.

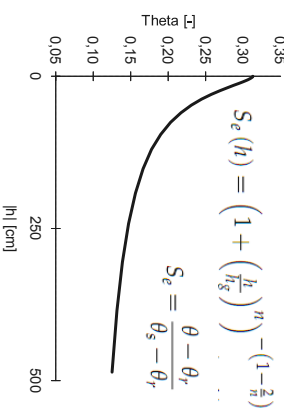
Etude de sensibilité du modèle analytique

Paramètres étudiés

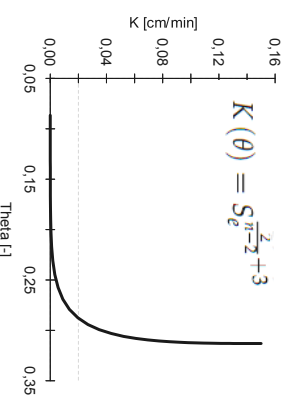
- * Conditions expérimentales
- potentiel en surface et initial h_0 et h_1
- rayon de la source r_d

* Paramètres hydrodynamiques

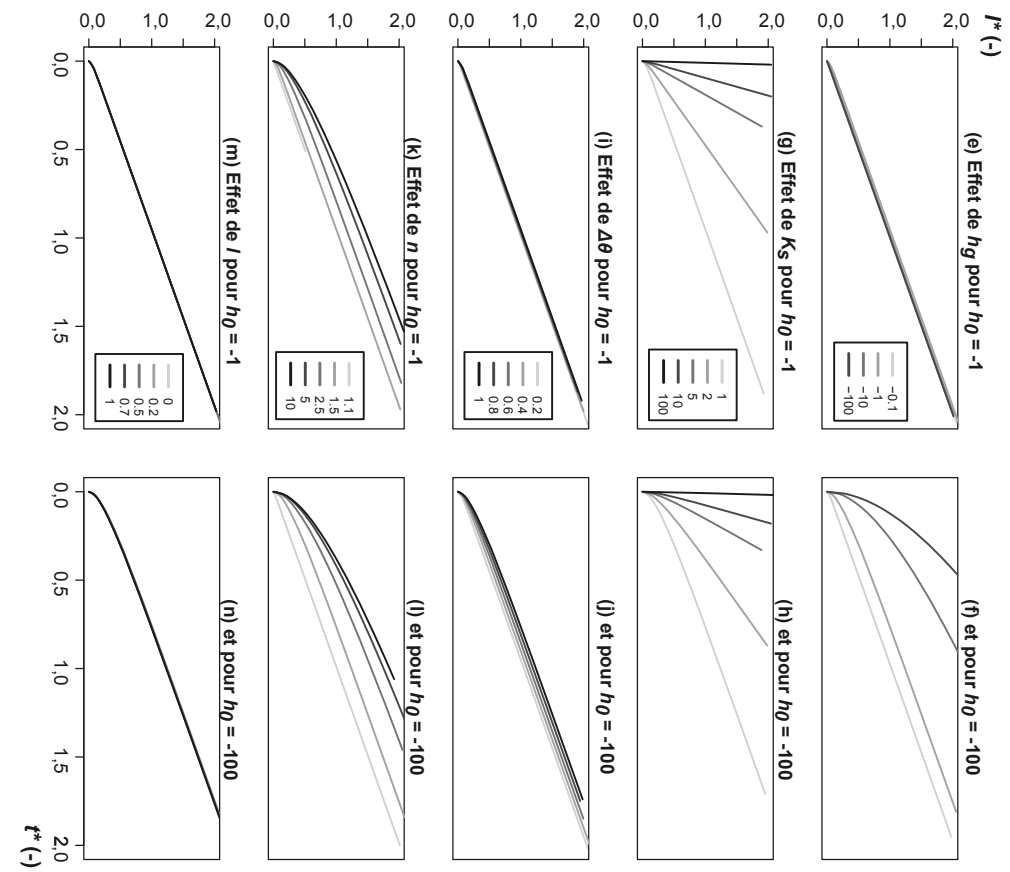
Courbe de rétention d'eau



Conductivité hydraulique



Effets des paramètres hydrodynamiques



Effets des valeurs de potentiel matriciel initiales et du rayon de la source

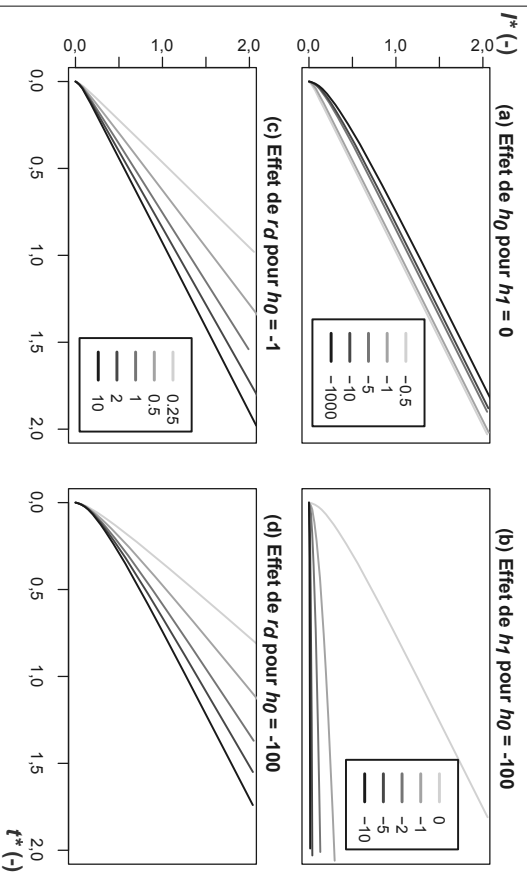


Figure 3.5: Influence des conditions initiales et en surface et des paramètres hydrodynamiques sur l'infiltration cumulée 1D. Pour plus de détails, cf. [78].

- une augmentation de la pression initiale h_0 se traduit par une diminution de la différence $h_1 - h_0$ et donc de l'infiltration en surface. L'infiltration doit normalement être plus importante pour un matériau sec. L'augmentation de h_0 (conditions plus humides) se traduit aussi par une réduction de la concavité de la courbe d'infiltration, concavité qui est corrélée aux écoulements par capillarité.
- Lorsque le rayon de la source, r_d , diminue, les effets géométriques sont augmentés et le flux latéral augmente (Figure 3.5d). La forme de courbe montre un poids plus important donné à la part linéaire de l'équation 3.11 et 3.12 (réduction de la concavité des courbes).

Les résultats illustrés ci-dessus montrent l'influence des conditions relatives à l'infiltration de l'eau. Cette dernière dépend aussi des propriétés du matériau à conduire l'eau par gravité et capillarité, et donc des paramètres hydrodynamiques. A rayon et potentiels de pression initial et en surface fixes, les conclusions sont les suivantes (Figure 3.5e-n) :

- Le paramètre de forme l et la différence de teneur en eau $\theta_s - \theta_r$ n'ont quasiment pas d'influence. Seule une très légère influence de $\theta_s - \theta_r$ est noté pour un potentiel de pression initial $h_0 = -100 h_g$.
- Le paramètre n a une influence significative de même ordre de grandeur quelque soit la valeur de potentiel initial. L'augmentation de ce paramètre se traduit par une augmentation de la courbe d'infiltration cumulée et en particulier de sa concavité.
- Le paramètre K_s a un effet multiplicatif et donc une forte influence. Cet effet est complètement indépendant du potentiel de pression initial. Ce paramètre permet d'augmenter drastiquement la capillarité et la gravité (coefficient de proportionnalité entre flux et gradient).
- L'influence du paramètre h_g dépend de la valeur du potentiel de pression initial. Lorsque ce dernier est fixé à -100, l'infiltration cumulée augmente avec $|h_g|$. En revanche, lorsque h_0 est fixé à -1, il n'y a pas d'effet. L'augmentation de $|h_g|$ se traduit par une augmentation des effets de capillarité et donc de la part de l'infiltration par capillarité. Cependant, pour certaines conditions initiales, une augmentation de $|h_g|$ se traduit par un rapprochement du degré de saturation initial vers la condition de saturation. Ainsi à $|h_g|$ plus grand, l'infiltration de l'eau se fait dans un milieu initialement plus saturé en eau et donc l'infiltration cumulée diminue²⁰. Ces deux effets antagonistes semblent se compenser.

Ces résultats permettent de mieux appréhender l'infiltration de l'eau en fonction des caractéristiques hydrodynamiques des sols et des conditions aux limites et initiales. Néanmoins, des investigations supplémentaires doivent être menées pour expliquer les effets mis en évidence numériquement et pour leur donner un sens physique.

20. On part ici de l'hypothèse que l'infiltration cumulée est essentiellement dépendante de la différence de degrés de saturation $S_{e1} - S_{e0}$.

de la matrice $(\theta_r, \theta_s, h_g, K_s, n, l)$ comme référence :

$$\frac{\partial S_{e_m}}{\partial t^*} = \frac{1}{r^*} \frac{\partial K_{r_m}(S_{e_m})}{\partial r^*} \frac{\partial h_m^*}{\partial r^*} + \frac{\partial K_{r_m}(S_{e_m})}{\partial z^*} \left(1 + \frac{\partial h_m^*}{\partial z^*}\right) + \frac{\Omega_w}{1 - \omega} \quad (4.1)$$

$$R_\theta \frac{\partial S_{e_f}}{\partial t^*} = \frac{1}{r^*} \frac{\partial R_{K_s} R_{h_g} K_{r_f}(S_{e_f})}{\partial r^*} \frac{\partial h_f^*}{\partial r^*} + \frac{\partial R_{K_s} K_{r_f}(S_{e_f})}{\partial z^*} \left(1 + R_{h_g} \frac{\partial h_f^*}{\partial z^*}\right) - \frac{\Omega_w}{\omega} \quad (4.2)$$

$$\Omega_w = \beta \gamma_w \left(\frac{h_{g_m}}{a}\right)^2 R_{K_{s_a}} K_{r_a}(S_{e_a}) (R_{h_g} h_f^* - h_m^*) \quad (4.3)$$

avec les facteurs de normalisation définis par 3.10 et par les relations suivantes :

$$\left\{ \begin{array}{l} R_\theta = \frac{\theta_{s_f} - \theta_{r_f}}{\theta_{s_m} - \theta_{r_m}} \\ R_{h_g} = \frac{h_{g_f}}{h_{g_m}} \\ R_{K_s} = \frac{K_{s_f}}{K_{s_m}} \\ R_{K_{s_a}} = \frac{K_{s_a}}{K_{s_m}} \end{array} \right. \quad (4.4)$$

On obtient alors la normalisation déjà étudiée pour la matrice $(\theta_{r_m} = 0, \theta_{s_m} = 1, K_{s_m} = 1, h_{g_m} = 1, n, l)$ et une normalisation relative pour la fracture : $(\theta_{r_f} = 0, \theta_{s_f} = R_\theta, K_{s_f} = R_{K_s}, h_{g_f} = R_{h_g}, n, l)$. On démontre que la lame d'eau dimensionnelle en surface peut être caractérisée selon une relation similaire à l'équation 3.10 :

$$I_{2K}(t, \Theta_m, \Theta_f, h_0, h_s) = |h_{g_m}| (\theta_{s_m} - \theta_{r_m}) I^* \left(t^*, h_0^*, h_s^*, R_\theta, R_{h_g}, R_{K_s}, R_{K_{s_a}}, n, l\right) \quad (4.5)$$

$$I_{2K}(t, \Theta_m, \Theta_f, h_0, h_s) = |h_{g_m}| (\theta_{s_m} - \theta_{r_m}) I^* \left(\frac{K_s}{|h_g| (\theta_s - \theta_r)} t, h_0^*, h_s^*, R_\theta, R_{h_g}, R_{K_s}, R_{K_{s_a}}, n, l\right) \quad (4.6)$$

où Θ_m et Θ_f représentent les paramètres hydrodynamiques relatifs aux deux compartiments matrice et fracture, respectivement.

Ces formulations font apparaître clairement les variables caractéristiques du système. Par exemple, ce ne sont pas les teneurs en eau résiduelles respectives θ_{r_m} et θ_{r_f} qui importent mais l'écart entre ces deux valeurs $\Delta\theta_m = \theta_{s_m} - \theta_{r_m}$ et $\Delta\theta_f = \theta_{s_f} - \theta_{r_f}$. L'écart en termes de lames d'eau infiltrées avec la lame de référence -matrice seule- ne dépend que de la valeur des variables $R_\theta, R_{h_g}, R_{K_s}, R_{K_{s_a}}$. On a délibérément simplifié l'approche en supposant les paramètres de forme n et l identiques entre les compartiments fracture et matrice.

4.2 Résultats principaux

4.2.1 Etude numérique de l'influence de la perméabilité interfaciale $R_{K_{s_a}}$

Une étude numérique a été réalisée pour mettre en évidence l'effet de la conductivité hydraulique interfaciale sur l'infiltration en surface. Les équations adimensionnelles 4.1 ont été résolues numériquement pour quantifier l'infiltration en surface avec une condition de profil initial de potentiel de pression uniforme et de potentiel nul en surface. L'outil numérique (HYDRUS) et les options numériques sont détaillés dans [73].

Les lames d'eau infiltrée en surface et les fronts d'humidification ont été déterminés pour un ensemble de valeurs de conductivités interfaciales $R_{K_{s_a}}$ proches de l'infini ($R_{K_{s_a}} = +\infty$) jusqu'à des valeurs

quasi nulles ($R_{K_{s_a}} = 0$). L'influence de $R_{K_{s_a}}$ a été quantifiée pour diverses valeurs du triplet (R_θ , R_{h_g} , R_{K_c}), de manière à évaluer les interactions²² éventuelles entre ces variables.

Trois cas se distinguent clairement. Lorsque la perméabilité interfaciale est nulle ($R_{K_{s_a}} = 0$), les deux fronts d'humidification progressent de manière indépendante dans les deux compartiments fracture et matrice. Le front d'infiltration progresse plus vite dans le compartiment fracture en raison de la perméabilité plus importante (Figure 4.2a). Lorsque $R_{K_{s_a}}$ croît, les échanges deviennent possibles. Le front d'humidification progresse toujours plus rapidement dans le compartiment fracture mais une partie de l'eau migre vers la matrice par gradient de pressions (Figure 4.2b). Ainsi, la matrice s'humidifie par le haut et en même temps plus en profondeur par apport d'eau en provenance du compartiment fracture. Enfin, lorsque la perméabilité est nettement supérieure ($R_{K_{s_a}} = +\infty$), les échanges sont plus rapides et l'eau passe quasi instantanément du compartiment fracture vers la matrice pour compenser le moindre écart de pression. Ainsi, les pressions s'égalisent et les fronts d'infiltration progressent de manière similaire dans les deux compartiments (Figure 4.2c).

La répercussion sur l'infiltration en surface est illustrée dans la Figure 4.2. L'infiltration au sein de la matrice est diminuée lorsque le paramètre K_{s_a} est augmenté. En effet, le transfert du compartiment fracture vers la matrice est augmenté, ce qui se traduit par une augmentation du potentiel de pression en profondeur. Il s'ensuit une réduction de la différence de pression entre surface et profondeur et donc une réduction de l'infiltration au sein de la matrice. A contrario, ce transfert d'eau accentue la déperdition d'eau dans le compartiment fracture. L'eau migre vers la matrice au lieu d'accroître la pression en profondeur. La différence de pression entre surface et profondeur reste plus longtemps importante, ce qui augmente l'infiltration.

En surface, en additionnant les infiltrations des deux compartiments fracture et matrice, les deux effets se compensent. L'infiltration reste approximativement la même, quelle que soit la valeur de la conductivité hydraulique interfaciale K_{s_a} (Figure 4.2b, I_{tot}). Ces résultats montrent qu'indépendamment du mode de progression des fronts d'humidification, les choses se passent de manière identique en surface. Autrement dit, la lame d'eau infiltrée en surface n'est que peu révélatrice des processus d'écoulement préférentiels mis en jeu en profondeur.

4.2.2 Proposition d'un modèle analytique pour les milieux 2K

Aucun modèle analytique n'a à ce jour été proposé pour quantifier la lame d'eau infiltrée en surface des milieux à double perméabilité. J'ai trouvé donc utile de proposer un modèle analytique sur la base du modèle 1K proposé par [40, 107], et des résultats précédemment détaillés. La modélisation analytique comporte un avantage réel en termes de rapidité de calcul, et d'étude des comportements asymptotiques.

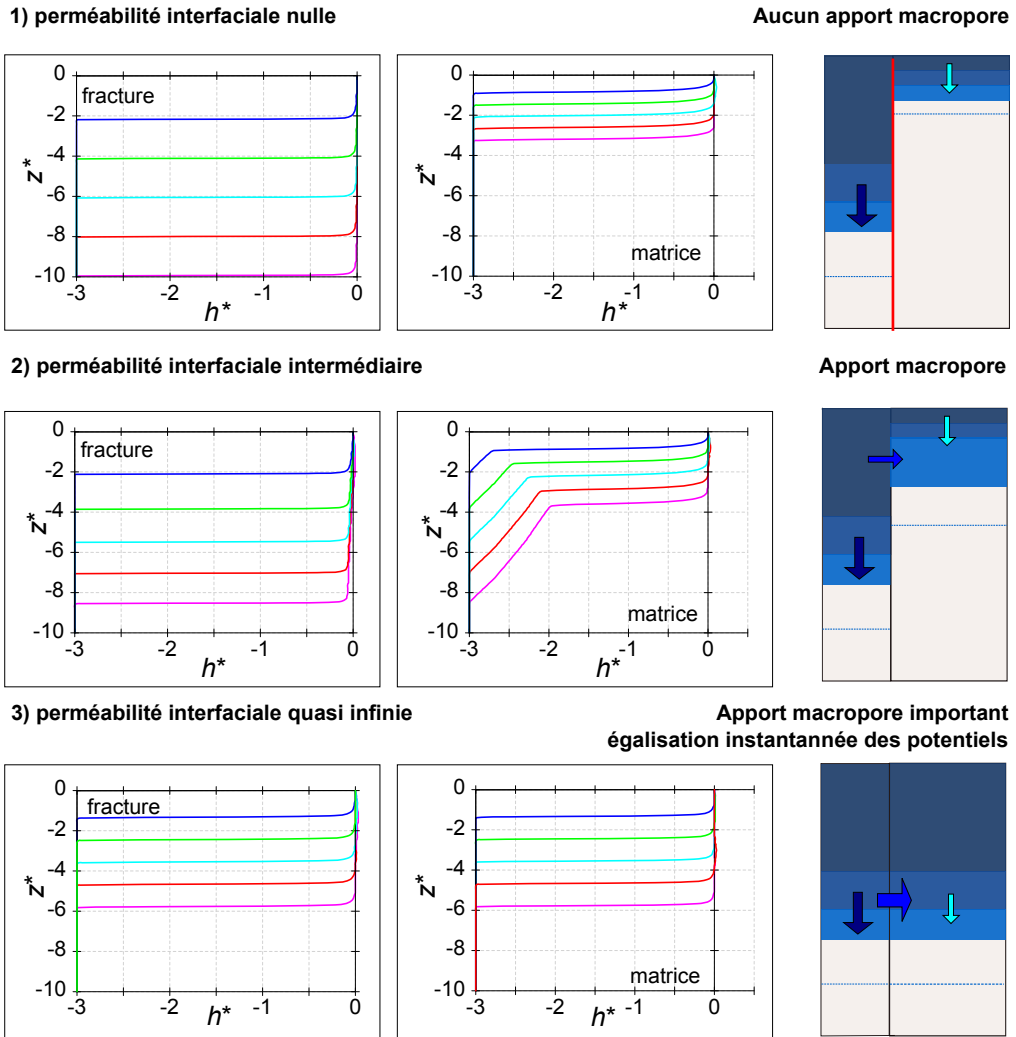
L'étude numérique a permis de démontrer que la lame d'eau infiltrée en surface d'un milieu 2K ne dépend pas la perméabilité interfaciale K_{s_a} . On peut donc considérer le cas le plus simple, à savoir une conductivité hydraulique interfaciale nulle $K_{s_a} = 0$ et une simple juxtaposition de deux infiltrations indépendantes dans la matrice et dans la fracture. Sur la base du modèle analytique défini par les équations (3.11-3.12) et de l'addition des lames d'eau au prorata de la surface occupée, on peut proposer le modèle analytique suivant :

$$I_{2K} \left(t, \Theta_m, \Theta_f, h_0, h_s \right) = \omega \underbrace{\frac{S_f^2}{2\Delta K_f} I_{\beta_f}^\circ \left(\frac{2\Delta K_f^2}{S_f^2} t \right)}_A + (1 - \omega) \underbrace{\frac{S_m^2}{2\Delta K_m} I_{\beta_m}^\circ \left(\frac{2\Delta K_m^2}{S_m^2} t \right)}_B + \underbrace{\left(\omega K_{0_f} + (1 - \omega) K_{0_m} \right)}_C t \quad (4.7)$$

22. au sens statistique : évaluation de la dépendance de l'effet de $R_{K_{s_a}}$ vis-à-vis des autres variables.

Etude de sensibilité : effet de K_{sa}

a) Modes de propagation de l'eau dans le profil



b) Infiltrations cumulées en surface

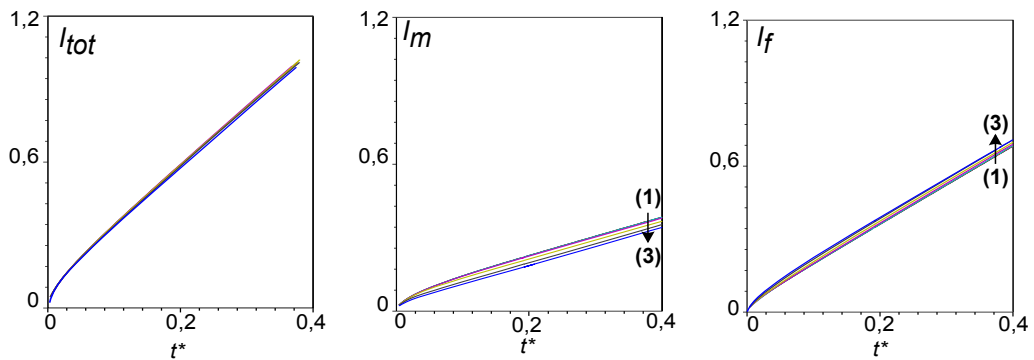


FIGURE 4.2 – Infiltration de l'eau dans les milieux 2K en fonction de K_{sa} : (a) échange entre compartiments fracture et matrice en fonction de la valeur de la conductivité hydraulique interfaciale : valeur nulle, valeur intermédiaire ou quasi infinie ; (b) lames d'eau infiltrées 1D en surface : infiltrations globale, dans la matrice et dans la fracture, d'après [92]

Etude de sensibilité modèle 2K : effet des ratio de K_s , h_g et θ_s

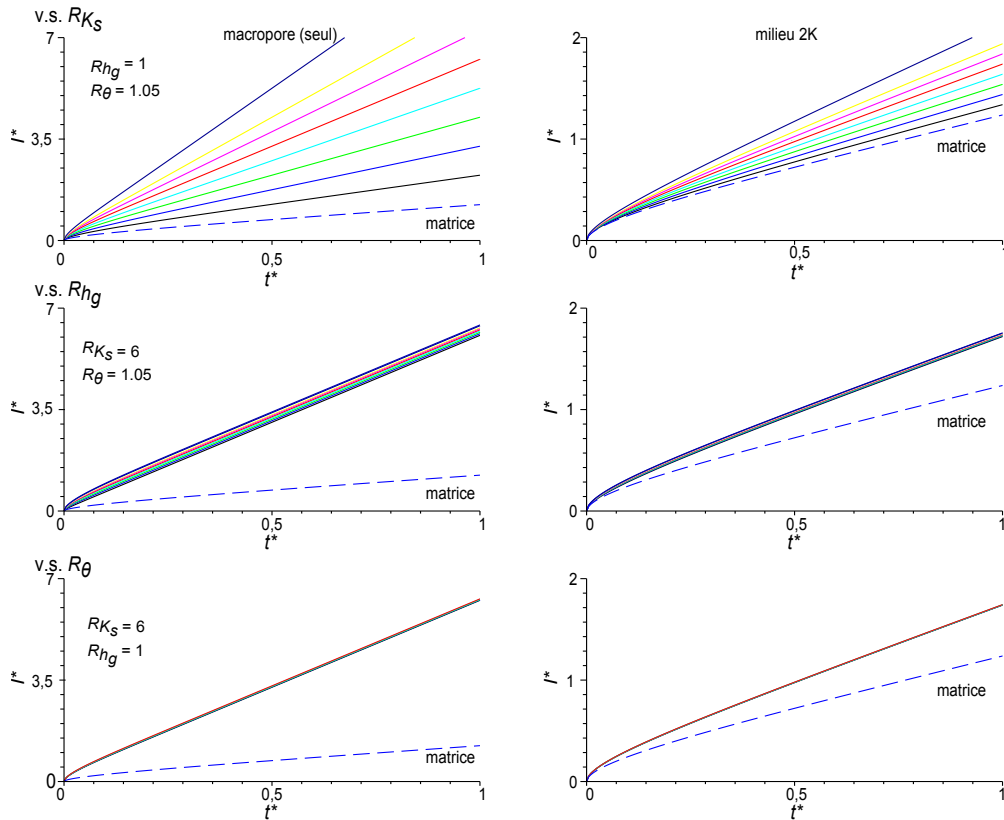


FIGURE 4.3 – Lame d’eau infiltrée en surface de milieux 2K : impact des variables R_{K_s} , R_{θ} et R_{h_g} ($\beta = 0,6$).

où A correspond à l’infiltration nette dans la fracture, B dans la matrice et C l’infiltration nécessaire pour maintenir le profil uniforme, cette dernière étant souvent négligeable. L’étude analytique de ce modèle permet de mieux appréhender l’influence du compartiment fracture et de ses propriétés hydrodynamiques sur l’infiltration globale.

4.2.3 Analyse de sensibilité du modèle 2K proposé

L’analyse de sensibilité du modèle 2K a permis de mettre en évidence l’effet des valeurs des potentiels de pression initiale et en surface (données non illustrées) ainsi que l’effet des paramètres hydrodynamiques du compartiment fracture (Figure 4.3).

Les résultats numériques montrent que l’infiltration est augmentée par le compartiment fracture lorsque le potentiel de pression est suffisant en surface, c’est à dire proche de zéro. Le potentiel de pression doit être suffisant pour assurer un degré de saturation minimal et donc une conductivité hydraulique suffisante dans le compartiment fracture. Ceci s’explique par le fait que le compartiment fracture a des propriétés hydrodynamiques représentatives de matériaux grossiers avec une faible valeur de h_g et donc une chute drastique du degré de saturation et de la conductivité lorsque le potentiel de pression diminue. Deuxième résultat important, quelle que soit la valeur du potentiel de pression initial, l’infiltration cumulée est augmentée par le compartiment fracture à partir du moment où le potentiel est suffisant en surface.

L’impact des propriétés du compartiment fracture sur les fronts d’infiltration et les lames d’eau est illustré pour le cas d’un potentiel de pression nul en surface et d’un potentiel de pression initial très faible (Figure 4.3). L’augmentation du ratio de conductivité hydraulique saturée R_{K_s} se traduit par une augmentation de la lame d’eau infiltrée dans le compartiment fracture et donc dans le système 2K. Les

effets des deux paramètres suivants sont nettement moins marqués. Le paramètre R_{hg} n'a que peu d'influence. La lame d'eau infiltrée est légèrement croissante avec le paramètre h_g , ce dernier étant lié à la sorptivité et donc à l'infiltration d'eau par gradient de pression. Enfin, l'augmentation du paramètre R_θ ne modifie que légèrement l'infiltration en surface. En conclusion, la conductivité hydraulique à saturation du compartiment fracture semble être le paramètre déterminant. De manière à assurer une étude de sensibilité complète, l'effet des coefficients de forme, et en particulier de n , feront l'objet d'investigations complémentaires. Celles-ci permettront aussi de donner un sens physique et concret aux résultats numériques exposés.

5 Méthodes de caractérisation hydrodynamique par infiltrométrie

En termes de caractérisation hydrodynamiques, j'ai axé mes efforts de recherche sur les essais d'infiltrométrie et leur exploitation. En effet, si diverses méthodes de caractérisation hydrodynamiques ont été développées pour le laboratoire et le terrain [54], les méthodes d'infiltrométrie présentent les avantages suivants [15, 114, 117] : (i) pas de problème d'échantillonnage, (ii) pas de perturbation du sol (remaniement) et de son comportement hydrodynamique, (iii) méthodes généralement peu coûteuses et consommatrices de temps. J'ai donc travaillé au développement et à l'amélioration de l'algorithme de traitement des données d'infiltrométrie BEST [69]. Dispositifs d'infiltration et méthode BEST sont présentés successivement.

5.1 Dispositifs et protocoles d'infiltrométrie

Les essais d'infiltrométrie reposent sur le principe de l'infiltration de l'eau dans le sol en conditions contrôlées. Deux dispositifs et protocoles sont généralement utilisés : la méthode Beerkan et l'infiltrométrie à succion contrôlée (Figure 5.1).

Préparation de la surface d'infiltration

Quel que soit le dispositif employé, la surface d'infiltration est préparée, la végétation superficielle enlevée et le sol aplani. Ces opérations doivent se faire avec le moins de perturbation de la structure du sol. En particulier, le réseau racinaire, facteur structurant important responsable en particulier de la macroporosité, ne doit pas être retiré. En parallèle, un échantillon est prélevé pour la détermination de la masse volumique sèche apparente, la teneur en eau et l'analyse granulométrique.

Méthode Beerkan

Cette méthode consiste en l'infiltration de divers volumes successifs au travers d'un simple anneau, en condition de potentiel de pression d'eau nul en surface (Figure 5.1d). Concrètement, l'opérateur doit veiller à conserver une petite lame d'eau en surface (de quelques mm) pour éviter la désaturation partielle du sol. Les volumes sont versés successivement et les temps d'infiltration notés jusqu'à atteinte du régime pseudo-permanent.

Infiltrométrie multi-succions

Il s'agit d'un dispositif comprenant une chambre de Mariotte et un réservoir d'eau connecté à une paume de distribution (disque recouvert d'une membrane). Pour faciliter le contact entre la paume et le sol, une couche de sable de contact peut être mise en place (Figure 5.1a-b). Les potentiels de pression (ou succions) à appliquer sont réglés au niveau de la bouteille de Mariotte. En règle générale, on applique diverses valeurs successives de potentiel de pression par ordre croissant. Les valeurs couramment utilisées sont de l'ordre de : $-15 < -10 < -5 < -2 < 0$ cm (proche de la saturation). Les infiltrations résultantes



Figure 5.1: Dispositif d'infiltration : infiltromètres minidisques de diamètre 4.5 cm (a) et 8 cm (b), infiltromètre SW080 (SDEC), essai Beerkan (d), préparation du sol avec sable de contact pour essais avec infiltromètres (e)

sont alors mesurées par lecture du volume infiltré au niveau du réservoir.

5.2 Algorithme analytique BEST

Toutes les versions de l'algorithme BEST²³ sont basées sur les équations (2.10a,c) et l'estimation des paramètres de forme (n, η) et de normalisation relatifs ($\theta_r, \theta_s, h_g, K_s$). Ces formulations font partie des plus utilisées dans la communauté de sciences du sol [9, 111]. L'algorithme initial est le résultat de mon post doctorat réalisé au LSE en collaboration avec le LTHE (Laboratoire d'étude des Transferts en Hydrologie et Environnement). Il a déjà été utilisé pour diverses campagnes de caractérisation à l'échelle de bassins versants ou d'ouvrages hydrauliques [30, 66]. Suite à certains problèmes récurrents, de nouvelles versions ont été proposées et validées [124, 126, 78]. BEST est encore en cours d'amélioration pour le rendre plus robuste et précis à la fois.

La ligne directrice de tous ces algorithmes repose sur l'hypothèse de séparation des effets de la structure et de la texture quant au comportement hydrodynamique des sols [39]. La structure est supposée déterminer majoritairement les paramètres de normalisation (teneur en eau à saturation θ_s , conductivité hydraulique à saturation K_s , et paramètre de normalisation du potentiel de pression h_g), et la texture les paramètres de forme (n, m et η). Tous les algorithmes BEST comprennent donc deux volets : un volet d'estimation des paramètres de forme (n, η) par l'analyse granulométrique, révélatrice de la texture des sols, et un volet d'estimation des paramètres de normalisation ($\theta_r, \theta_s, h_g, K_s$) par le traitement des données infiltrométriques obtenues en conditions saturées qui sont fortement conditionnées par la structure des sols.

5.2.1 Analyse de la courbe granulométrique et estimation des paramètres n, m et η

Ce volet est commun à toutes les versions de BEST. La courbe granulométrique expérimentale (fraction < 2 mm) est ajustée sur la formulation analytique analogue à celle employée pour la courbe de rétention d'eau :

$$FF = \left(1 + \left(\frac{D}{D_g} \right)^N \right)^{-(1-\frac{2}{N})} \quad (5.1)$$

FF et D correspondant respectivement à la fraction granulométrie cumulée et au diamètre des grains,

23. Beerkan Estimation of Soil Transfer function

N et D_g étant deux paramètres de forme et de normalisation, respectivement. Le paramètre N permet l'estimation des paramètres de forme m , n et η à l'aide de fonctions de pédotransfert. Celles-ci sont basées sur l'hypothèse de similarité des formes des courbes de granulométrie et de rétention d'eau et de l'égalité des index de forme respectifs, p_M et p_m [127] :

$$p_m = \frac{mn}{1+m} \quad (5.2)$$

$$p_M = \frac{MN}{1+M} \quad (5.3)$$

$$p_m = p_M (1 + \kappa)^{-1} \quad (5.4)$$

où κ est défini selon [22] :

$$\kappa = \frac{2s-1}{2s(1-s)} \quad (5.5)$$

La dimension fractale du sol s est définie à partir de la porosité ϵ en tant que racine de l'équation :

$$(1 - \epsilon)^s + \epsilon^{2s} = 1 \quad (5.6)$$

Une fois l'indice de forme p_m estimé, les paramètres de forme n et m peuvent être calculés aisément [69] :

$$m = \frac{1}{p_m} \left(\sqrt{1 + p_m^2} - 1 \right) \quad (5.7)$$

$$n = \frac{2}{1-m} \quad (5.8)$$

L'application d'un modèle capillaire aboutit à une fonction puissance dont la puissance η est définie par les valeurs des paramètres de forme n et m selon [41] :

$$\eta = \frac{2}{mn} + 2 + p \quad (5.9)$$

p étant un paramètre de tortuosité des milieux poreux prenant des valeurs de 0 pour le modèle capillaire de [14], de 0,5 pour celui de [87], et de 1 pour celui de [11].

5.2.2 Estimation de la teneur volumique en eau à saturation

Dans la version originelle de BEST [69], la teneur en eau saturée θ_s était estimée à partir de la teneur en eau massique en fin d'essai ω_s , et de la masse volumique sèche ρ_d selon :

$$\theta_s = \rho_d \omega_s \quad (5.10)$$

Cependant, les imprécisions sur les mesures de ω_s , en particulier pour les sols grossiers peu propices à la rétention capillaire ont conditionné un changement. On préfère estimer la teneur en eau saturée θ_s à partir de la porosité n calculée à partir des masses volumiques sèches apparente ρ_d et spécifique ρ_s :

$$n = 1 - \frac{\rho_d}{\rho_s} \quad (5.11)$$

La mesure de la masse volumique sèche est réalisée par prélèvement d'un échantillon de sol avec un cylindre de volume connu (masse sèche / volume du cylindre de prélèvement). La densité spécifique des grains peut être mesurée au pycnomètre. Elle peut être varier de 1 à 5 g cm⁻³ selon la composition minéralogique, avec valeur moyenne autour de 2.65 g cm⁻³.

5.2.3 Exploitation de la donnée infiltrométrique

La lame d'eau infiltrée obtenue par la méthode Beerkan est ajustée sur le modèle analytique (équations 3.11 et 3.12) permettant l'estimation de la conductivité hydraulique à saturation \hat{K}_s et la sorptivité \hat{S}^{24} . Le paramètre h_g est déduit des estimations préalables \hat{K}_s et \hat{S} selon [39] :

$$\hat{h}_g = - \frac{\hat{S}}{c_p \hat{K}_s \hat{\theta}_s \left(1 - \frac{\theta_0}{\hat{\theta}_s}\right) \left(1 - \left(\frac{\theta_0}{\hat{\theta}_s}\right)^\eta\right)} \quad (5.12)$$

où θ_0 correspond à la teneur volumique en eau initiale, le paramètre c_p dépend des valeurs de n et m :

$$c_p = \Gamma \left(1 + \frac{1}{n}\right) \left(\frac{\Gamma \left(m\eta - \frac{1}{n}\right)}{\Gamma(m\eta)} + \frac{\Gamma \left(m\eta + m - \frac{1}{n}\right)}{\Gamma(m\eta + m)} \right) \quad (5.13)$$

où Γ représente la fonction gamma incomplète. La relation 5.12 nécessite une condition sur la teneur volumique en eau initiale : $\theta_0 \leq \theta_s/4$ selon [39].

Les différentes versions BEST se distinguent par la méthode d'estimation de la sorptivité S et de la conductivité hydraulique à saturation, K_s . La dérivation de h_g reste identique (équation 5.12). Dans tous les cas, les paramètres sont obtenus par calage des données sur un modèle analytique, mais diverses options sont testées concernant : le choix du modèle analytique, la fonction objectif (distance entre données et modèle), la stratégie d'optimisation (algorithme de minimisation de la distance).

Version initiale [69] : modèles analytiques

Les formulations approchées 3.16 sont considérées, en raison de leur facilité d'évaluation et d'implémentation dans des logiciels de calcul (formulations explicites a contrario du modèle implicite 3.12-3.11) :

$$I_{3D}^{O(2)}(S, K_s, t) = S\sqrt{t} + (AS^2 + BK_s)t \quad (5.14)$$

$$I_{3D}^{+\infty}(S, K_s, t) = (AS^2 + K_s)t + C \frac{S^2}{K_s} \quad (5.15)$$

$$q_{3D}^{+\infty}(S, K_s) = (AS^2 + K_s) \quad (5.16)$$

où $I_{3D}^{O(2)}$ désigne la formulation adaptée aux temps courts, $I_{3D}^{+\infty}$ celle adaptée aux temps longs et $q_{3D}^{+\infty}$ le débit aux temps longs. Les coefficients A , B et C sont définis en fonction du paramètre de forme η , de la teneur volumique en eau initiale θ_0 et du rayon de la source d'infiltration r_d :

$$\begin{cases} A = \frac{\gamma}{r_d \Delta \theta} \\ B = \frac{(2-\beta)}{3} \left(1 - \left(\frac{\theta_0}{\hat{\theta}_s}\right)^\eta\right) + \left(\frac{\theta_0}{\hat{\theta}_s}\right)^\eta \\ C = \frac{1}{2(1-\beta)} \ln \left(\frac{1}{\beta}\right) \end{cases} \quad (5.17)$$

Version initiale [69] : fonction objectif

Parmi les nombreux critères de convergence possibles, toutes les versions de BEST se basent sur la distance usuelle dans \mathbb{R}^n (somme des carrés des écarts entre modèle et données) :

$$F_{obj}(S, K_s) = \left\| I^{exp} - I^{mod}(S, K_s) \right\|^2 = \sum_{i=1}^n \left(I_i^{exp} - I^{mod}(S, K_s, t_i) \right)^2 \quad (5.18)$$

24. le chapeau signalant le statut d'estimateur

Version initiale [69] : stratégie d'optimisation

L'optimisation de la sorptivité, S , et de la conductivité hydraulique à saturation, K_s , pourrait se faire simultanément par rapport aux deux paramètres. Une toute première version basée sur cette stratégie a rencontré de nombreuses difficultés (point développé ci-après). Pour faciliter la convergence, une contrainte entre S et K_s a été rajoutée en se basant sur l'hypothèse de l'atteinte du régime pseudo-permanent en fin d'expérience (équation 5.16) :

$$q_{+\infty} = (AS^2 + K_s) \quad (5.19)$$

Suite à cette contrainte, le modèle est réécrit en termes de sorptivité S , en prenant en compte la relation entre S et K_s définie précédemment :

$$I_{3D}^{O(2)}(S, t) = S\sqrt{t} + (A(1-B)S^2 + Bq_{+\infty}^{exp})t \quad (5.20)$$

La fonction objectif est définie à partir de l'équation générique 5.18 et du modèle défini par l'équation 5.20. La minimisation sur \mathbb{R}_+ permet de proposer une valeur pour la sorptivité S . L'estimateur de la sorptivité \hat{S} est ainsi défini. L'estimateur de la conductivité hydraulique à saturation, \hat{K}_s est construit à partir de \hat{S} par application de l'équation de contrainte 5.19 :

$$\hat{K}_s = q_{+\infty}^{exp} - A\hat{S}^2 \quad (5.21)$$

Version initiale [69] : algorithme spécifique de sélection des données

L'algorithme initial, développé par [69], se base sur l'ajustement des données expérimentales sur les formulations analytiques au temps courts $I_{3D}^{O(2)}$ (équation 5.14). Cependant, cette formulation 5.14 a un domaine de validité restreint alors que le jeu de données expérimental comprend des temps courts mais aussi des temps longs. Une procédure spécifique a donc été définie pour sélectionner les points expérimentaux devant servir pour l'ajustement. Le domaine de validité choisi correspond au temps maximum défini par [69] et repris par [68] :

$$t \leq t_{max} = \frac{1}{4(1-\beta)^2} \frac{S^2}{K_s^2} \quad (5.22)$$

Le problème est que les valeurs de K_s et S ne sont pas connues *a priori*, il en est donc de même du temps maximum, t_{max} . Les calculs sont donc faits pas à pas pour divers sous-ensembles des points expérimentaux. Les sous-ensembles comprennent les k premiers points, avec un minimum de 5 points jusqu'au nombre total de données. Les ajustements sont réalisés itérativement donnant lieu aux estimations itératives de la sorptivité $\hat{S}_{pt}(k)$, de la conductivité hydraulique à saturation $\hat{K}_{spt}(k)$ et du temps maximal $\hat{t}_{maxpt}(k)$:

$$\hat{t}_{maxpt}(k) = \frac{1}{4(1-\beta)^2} \frac{\hat{S}_{pt}^2(k)}{\hat{K}_{spt}^2(k)} \quad (5.23)$$

L'algorithme considère que le nombre de points utilisé pour l'ajustement de l'équation 3.16 correspond au plus grand nombre satisfaisant la condition de validité $t \leq t_{maxpt}$, soit :

$$n_{pt} = \max \left\{ k / t_{exp}^{max}(k) \leq t_{maxpt}(k) \right\} \quad (5.24)$$

5.2.4 Améliorations de la méthode BEST

Pistes d'amélioration

L'utilisation de BEST a posé certains problèmes : conductivités hydrauliques négatives, contrainte temporelle jamais validée. J'ai donc entamé un ensemble de travaux visant à construire une version plus robuste et plus efficace. Les pistes d'amélioration touchent aux modèles implémentés, à la manière de considérer leurs domaines de validité, à la définition de la fonction objectif (choix de la distance) et à la stratégie d'optimisation (algorithme de minimisation de la distance).

– Modèles utilisés et domaines de validité.

- L'utilisation des équations 5.14 est simple mais on doit vérifier que le calage sur les données expérimentales s'effectue bien dans le domaine de validité de ces équations. L'approche itérative développée dans la version originale de BEST permet cette vérification, mais peut engendrer une certaine lourdeur de calcul ou même mener à l'échec dans certains cas.
- L'utilisation de la contrainte basée sur l'hypothèse de régime permanent permet de faciliter l'optimisation, mais elle requiert l'atteinte du régime permanent pendant l'essai. Or, dans mes travaux de validation numérique de la formulation quasi exacte, j'ai démontré que l'ordre de grandeur de ce temps d'atteinte pouvait être plusieurs jours [68], en particulier pour les sols fins. Le régime permanent n'est probablement pas atteint pour un certain nombre d'essais.

Implémentation de la formulation implicite (équations 3.11 et 3.12) **dans BEST**. Cela doit permettre de s'affranchir de la contrainte des domaines de validité et de l'atteinte du régime permanent en fin d'expérience. Cela doit faciliter le traitement des essais courts ou correspondant à des sols fins.

Utilisation de valeurs appropriées pour β et γ . Il a été clairement démontré numériquement que le modèle analytique pouvait être considéré comme valide à condition de définir les paramètres β et γ en fonction du sol [68]. Il convient d'utiliser des valeurs adéquates de β et γ sous peine de détériorer la qualité des estimations des paramètres hydrodynamiques. Deux pistes apparaissent : (i) le calcul de β et γ en fonction des travaux de [22] ou [107] ou (ii) leur détermination par ajustement de données numériques tel que proposé par [68].

- **Amélioration de la fonction objectif**. La distance des erreurs au carré est une distance particulière souvent utilisée pour les modèles linéaires avec certaines hypothèses (erreur gaussienne centrée et de variance identique quelle que soit la valeur du modèle). La fonction objectif pourrait être définie de manière plus optimale en termes de prise en compte de l'information a priori, de pondération et de distance considérée en fonction de la nature des données [105].
- **Stratégie d'optimisation**. La version originale optimise le couple (S, K_s) en minimisant la fonction objectif sur une partie restreinte de l'espace des valeurs possibles à savoir \mathbb{R}_+^2 ²⁵. L'introduction d'une contrainte entre estimateurs, telle que l'équation 5.21, réduit l'espace sondé au chemin défini par l'équation et ne permet d'obtenir que le minimum le long de ce chemin. Il y a un réel risque que le minimum obtenu diffère du minimum global sur \mathbb{R}_+^2 .

25. ($S \geq 0, K_s \geq 0$)

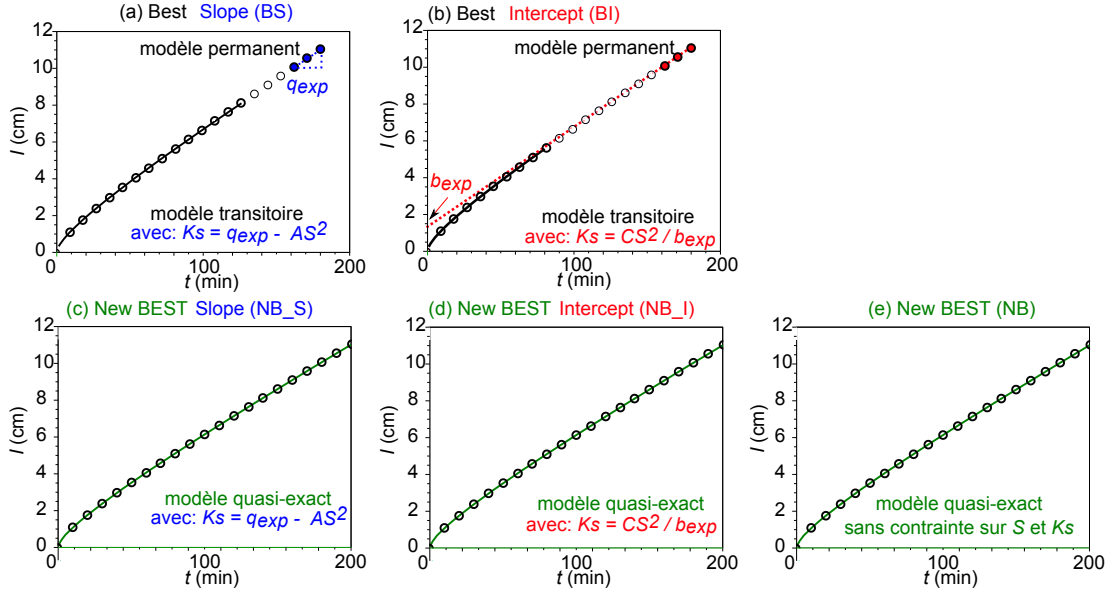


Figure 5.2: Description du traitement des données par les algorithmes BEST

Versions BEST de Denis Yilmaz [124]

L'emploi de la version initiale de BEST se traduisait pour certains sols par des estimations négatives de la conductivité hydraulique à saturation. Ces cas étaient fréquents en particulier lorsque la sorptivité est telle que le terme AS^2 est du même ordre de grandeur que le taux d'infiltration final $q_{+\infty}$. La soustraction dans l'équation 5.21 est alors hasardeuse. Pour pallier ce problème, [124] ont considéré, comme contrainte, l'ordonnée à l'origine de l'asymptote définie par l'équation 5.15. Sur cette base, une nouvelle relation entre estimateurs a été proposée :

$$\hat{K}_s = \frac{CS^2}{b_{+\infty}^{exp}} \quad (5.25)$$

où $b_{+\infty}^{exp}$ correspond à l'ordonnée à l'origine de l'asymptote finale (Figure 5.2b). Ces travaux ont permis d'améliorer la version de BEST en la rendant plus robuste notamment pour certains types de sols (sols grossiers).

Versions BEST suivantes : implémentation de la formulation quasi-exacte implicite

Certains problèmes subsistent avec la version BEST-Yilmaz, entre autres, l'estimation du domaine de validité de la formulation approchée $I_{3D}^{O(2)}$. J'ai donc implémenté la formulation quasi-exacte implicite (équations 3.11-3.12). Concrètement, tous les points de la courbe d'infiltration expérimentale sont ajustés sur ce jeu d'équations (Figure 5.2c-e). L'ajustement des données sur la formulation implicite a été codé avec les trois options d'optimisation déjà présentés : sans contrainte (version NB, Figure 5.2c), avec la contrainte équivalente à l'algorithme initial (version NB_S, Figure 5.2d) et celle proposée par D. Yilmaz [124] (version NB_I, Figure 5.2e). La prise en compte de ces contraintes vise à limiter les problèmes de convergence, mais peut être une source d'erreur selon que le régime permanent est atteint ou non. Pour l'illustration de l'application de ces méthodes, le lecteur peut se référer à la Figure 5.2.

Illustrations des fonctions objectif et des stratégies de minimisation

Pour aider à la compréhension des différentes versions de l'algorithme BEST, les différentes fonctions objectif et méthodes d'optimisation sont présentés en Figure 5.3. On présuppose que le milieu poreux est caractérisé par des propriétés de référence $K_{s_{ref}} = 1$ et $S_{ref} = 1$. Une lame d'eau de référence, $I_{3D}(K_{s_{ref}}, S_{ref}, t)$, a été calculée analytiquement par application du modèle quasi-exacte implicite (équation 3.11-3.12).

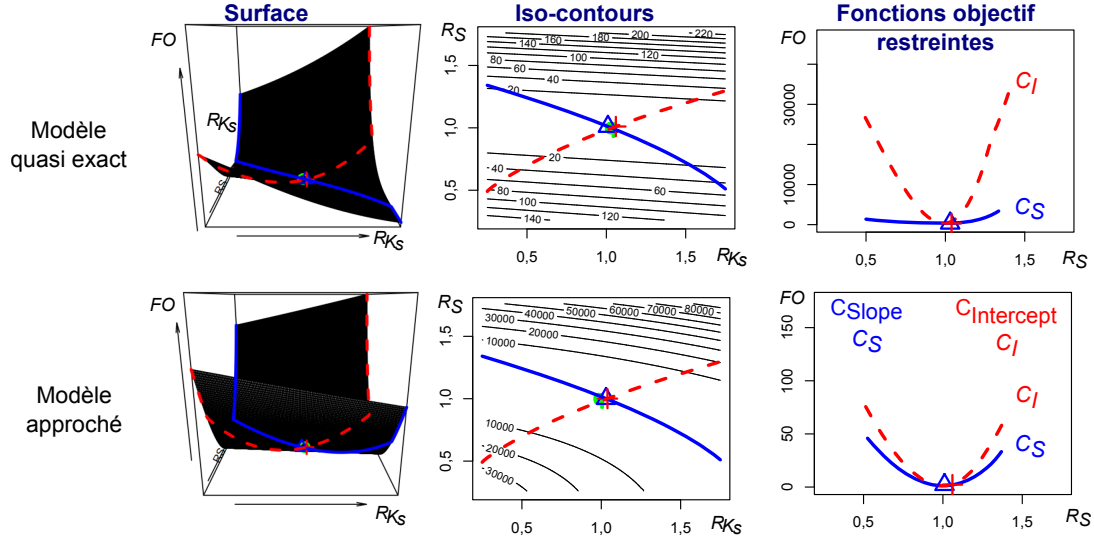


Figure 5.3: Variantes de l'algorithme BEST : fonctions objectif FO_{3D} et chemins de minimisation sur \mathbb{R}_+^2 , représentation 3D (a-b) et iso-contours 2D (c-d) ; fonction objectif sur les chemins de minimisation ($r_d = h_g, \beta = 0,6$ et $\gamma = 0,75$).

tions 3.11 - 3.12). Cette lame de référence est assimilée à la donnée expérimentale. Les fonctions objectif évaluent la distance entre modèle correspondant à (S, K_s) et lame de référence correspondant à $(S_{ref}, K_{s_{ref}})$. Les deux fonctions objectif calculées pour le modèle quasi-exact I_{3D} et le modèle approché $I_{3D}^{O(2)}$ sont dénommées FO_{3D} et $FO_{3D}^{O(2)}$, respectivement. Pour $FO_{3D}^{O(2)}$, seuls sont considérés les points de la lame de référence vérifiant la condition de validité $t \leq t_{max} = \frac{1}{4(1-B)^2} \frac{S^2}{K_s^2}$.

Les différentes fonctions objectif sont représentées en termes de surface et de courbes iso-contours (Figure 5.3). Ces surfaces ont un minimum global positionné en $(S = S_{ref}, K_s = K_{s_{ref}})$ et sont en forme de vallées en U allongées. Cela a une répercussion sur la procédure de minimisation. Considérons la première stratégie de minimisation qui consiste à minimiser sur \mathbb{R}_+^2 sans contrainte. En se fixant une tolérance donnée ξ , les zones sélectionnées correspondant à $FO \leq \xi$ peuvent être assez étendues. Il sera alors difficile de discriminer les valeurs qui conviennent le mieux au seul regard du critère distance. Si on rajoute à cela l'incertitude expérimentale, on peut très bien aboutir à un problème de non unicité des paramètres estimés.

Une fois le modèle choisi (implicite ou explicite), tous les algorithmes sont basés sur la minimisation d'une même fonction objectif relative au choix du modèle, mais sur des zones différentes :

$$\mathbb{R}_+^2 \text{ défini par } \begin{cases} x \geq 0 \\ y \geq 0 \end{cases} \quad \text{Optimisation libre de } S \text{ et } K_s \quad (5.26)$$

$$C_{Slope} \text{ défini par } \begin{cases} x = q_{+\infty}^{exp} - As^2 \\ y = s \geq 0 \end{cases} \quad \text{Optimisation de } S \text{ et } K_s \text{ selon le chemin } C_{Slope} \quad (5.27)$$

$$C_{Intercept} \text{ défini par } \begin{cases} x = \frac{C_s^2}{b_{+\infty}^{exp}} \\ y = s \geq 0 \end{cases} \quad \text{Optimisation de } S \text{ et } K_s \text{ selon le chemin } C_{Intercept} \quad (5.28)$$

Les chemins empruntés C_{Slope} et $C_{Intercept}$ sont représentés sur les surfaces et les iso-contours (Figure 5.3). Les deux chemins coupent la vallée en U, quasi perpendiculairement pour $C_{Intercept}$, un peu plus

Etude de sensibilité : effet de la non atteinte du régime permanent

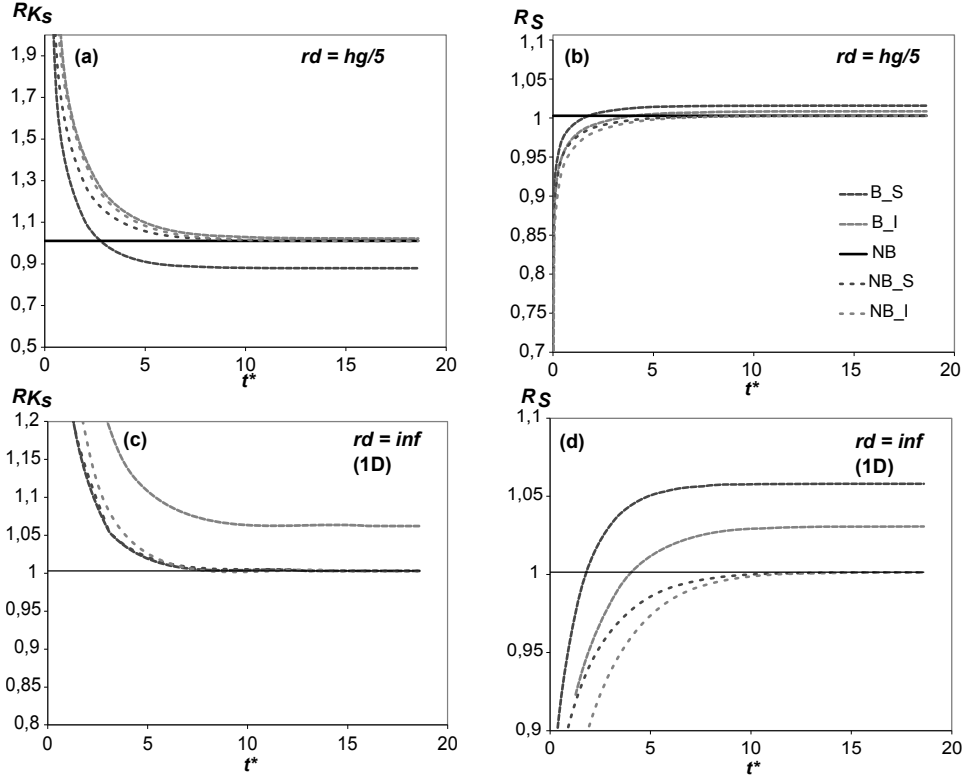


Figure 5.4: Précision de l'algorithme BEST : ratio estimation / cible pour la conductivité hydraulique à saturation R_{K_s} (a, c) et la sorptivité R_S (b, d) en fonction du temps maximum adimensionnel d'arrêt de l'infiltration ($r_d = h_g/5$ et $r_d = +\infty$ (1D), $\beta = 0,6$ et $\gamma = 0,75$).

dans l'axe de la vallée pour C_{Slope} . La fonction objectif est évaluée et minimisée uniquement le long de ces chemins. On construit ainsi des sous-fonctions objectif, $FO_{3D}^{O(2)}|_{C_{Slope}}$, $FO_{3D}^{O(2)}|_{C_{Intercept}}$, $FO_{3D}|_{C_{Slope}}$ et $FO_{3D}|_{C_{Intercept}}$ dépendant du seul paramètre S (Figure 5.3). Ces fonctions font apparaître un minimum positionné au sein d'une vallée en V . Ce genre de configuration est propice à une définition précise du minimum de la fonction objectif et réduit considérablement les problèmes de non unicité. En revanche, elle peut emmener à une mauvaise estimation des valeurs si les chemins ne passent pas par le minimum global des fonctions objectif $FO_{3D}^{O(2)}$ et FO_{3D} .

Etude de la précision des méthodes BEST

De par leur construction mathématique, ces différentes méthodes peuvent souffrir de certaines approximations. Pour les algorithmes BEST original et proposé par [124], plusieurs sources d'erreur potentielles apparaissent : (1) l'emploi de la formulation approchée à la place du modèle quasi-exact, (2) l'éventuelle incapacité de l'algorithme à sélectionner adéquatement les données dans les domaines de validité, et (3) la minimisation sur les chemins définis par les contraintes.

Pour les nouvelles méthodes BEST, la version NB ne présente pas *a priori* de source d'erreur. Cela peut être vérifié numériquement : l'utilisation de cette méthode avec des données propres (générées analytiquement) donne toujours lieu aux valeurs de référence. En revanche elle présente des problèmes de convergence dès lors que des erreurs expérimentales sont introduites (problème de robustesse). Pour les autres méthodes, (NB_S et NB_I), l'emploi de contrainte peut constituer une source d'erreur. En particulier, le fait de ne pas atteindre le régime permanent peut se traduire par une mauvaise définition des chemins de minimisation C_{Slope} et $C_{Intercept}$ et donc une mauvaise estimation de la sorptivité et de la

conductivité hydraulique à saturation.

Les erreurs liées aux l'utilisation de tous algorithmes ont donc été calculées pour diverses configurations en terme de rayon de la source $r_d = +\infty$ pour obtenir une infiltration 1D et $r_d = h_g/5$. Les algorithmes ont été appliqués sur des lames de référence ($S_{ref} = 1, K_{s,ref} = 1$) tronquées, de manière à évaluer l'impact de la non atteinte du régime permanent. Les résultats montrent que dans tous les cas, les estimations sont valides si on prend en compte le jeu complet (Figure 5.4). Cela valide donc l'emploi de toutes les versions et en particulier des méthodes BS et BI lorsque le régime permanent est atteint. Dans ce cas, l'emploi du modèle approché, l'algorithme de sélection des données et la minimisation avec contrainte ne semblent induire aucune erreur.

En revanche, si l'optimisation est faite pour $t^* < 5$, les estimations deviennent un peu plus hasardeuses. Les estimations de la sorptivité restent relativement bonnes (Figure 5.4b,d). A contrario, celles de la conductivité hydraulique à saturation se détériorent avec une surestimation importante. L'implémentation du modèle quasi-exact à la place du modèle approché, améliore un peu les estimations, essentiellement pour les disques de rayons importants. Cependant, la minimisation sur les chemins, se traduit par une mauvaise estimation pour les jeux de données trop courts (Figure 5.4a-d). Clairement, la non atteinte du régime permanent se répercute significativement sur la qualité des estimateurs. Pour les expériences courtes, la seule version correcte à utiliser est donc la version NB sans contrainte. Le problème restant à définir un moyen (autre que la mise en place de contraintes) pour faciliter la convergence et de rendre l'optimisation plus robuste.

5.3 Méthode d'inversion numérique

En parallèle au développement de la méthode BEST, j'ai été amené, avec plusieurs de mes étudiants, à utiliser des infiltromètres à disques avec succion contrôlée. L'exploitation de ces données avec la méthode BEST devient difficile et requiert l'emploi de techniques alternatives pour les raisons suivantes :

- En premier lieu, ces dispositifs sont souvent employés pour réaliser des infiltrations en condition de potentiel de pression négatif. Si la démarche globale BEST peut être appliquée jusqu'à la phase d'estimation de la sorptivité S et de la conductivité hydraulique correspondant à la pression imposée $K(h_f)$, le paramètre h_g ne peut plus être directement relié à ces paramètres selon l'équation 5.12. La méthode BEST devrait être adaptée à ce genre de conditions (potentiel de pression $h_f < 0$).
- En second lieu, on se sert souvent de ces dispositifs pour réaliser des infiltrations successives en un même point avec des potentiels de pression croissants. A partir de la seconde infiltration, toutes les infiltrations s'effectuent dans un milieu ne présentant plus de profil de potentiel de pression uniforme. Or cette hypothèse d'uniformité est requise par la méthode BEST.
- Enfin, qu'il s'agisse de l'exploitation d'essais Beerkan ou d'essai d'infiltrométrie, l'inversion numérique peut permettre de prendre en compte certaines configurations particulières (sols stratifiés ou encroutés). A contrario, lorsqu'on applique la méthode BEST à des données obtenues sur sols stratifiés, des questions se posent quant à la représentativité des valeurs obtenues (crôte ? strate particulière ? profil équivalent homogène ? etc.).

L'outil numérique a été essentiellement utilisé dans le cadre de la thèse de Deniz Yilmaz [126]. Certains questionnements ont émergé et, en particulier, concernant la qualité des estimations au regard :

- des problèmes d'unicité et de la dépendance des estimations vis-à-vis du choix des valeurs initiales,
- de la prise en compte d'une stratification et de la possibilité d'en déduire des informations sur la géométrie de cette stratification,

- de la comparaison entre essais Beerkan et essais d'infiltrométrie.

Les travaux présentés ci-dessous sont en cours de valorisation. Ils constituent la première étape d'une mise en place d'une stratégie d'estimation des paramètres hydrodynamiques par modélisation numérique inverse.

Non unicité pour les essais Beerkan

L'identification des paramètres par inversion numérique des données expérimentales est rendue complexe par les problèmes de non unicité. En cas de non unicité, les estimations sont très fortement dépendantes des valeurs initiales.

Le code numérique HYDRUS 3D [104] est utilisé pour étudier l'inversion de données d'infiltrométrie et l'identification des paramètres hydrodynamiques sur la base des équations 2.10 (formulations de van Genuchten - Mualem). L'ensemble des options numériques est précisé dans le rapport de thèse de D. Yilmaz (C.f. Annexes). On démontre en premier lieu que l'identification des paramètres (n , h_g et K_s) par le seul ajustement des données Beerkan est difficile. La modélisation numérique directe montre que deux triplets (n , h_g , K_s) et (n' , h_g' , K_s') peuvent donner lieu à des ajustements similaires pour une même lame d'eau expérimentale. La modélisation démontre que l'on peut obtenir un excellent ajustement de la même donnée avec une valeur erronée pour n en adaptant les estimations h_g , K_s . Il est ainsi impossible d'avoir directement une estimation fiable du triplet (n , h_g , K_s).

Une illustration de cette non-unicité des paramètres est proposée ci-dessous pour le cas d'une infiltration sur un matériau grossier²⁶. Deux jeux de paramètres hydrodynamiques drastiquement différents, avec un ratio de 10 entre les conductivités hydrauliques K_s et les paramètres de normalisation h_g , donnent lieu à deux modélisations adéquates au regard de l'ajustement de courbe d'infiltration expérimentale (Figure 5.5a). Clairement, la seule information lame d'eau infiltrée en surface n'est pas suffisante pour discriminer les paramètres h_g et K_s . L'analyse des bulbes d'infiltration obtenus numériquement montre qu'ils diffèrent sensiblement. Dans le premier cas, le bulbe est quasi circulaire attestant d'une infiltration par capillarité. Dans le second cas, l'écoulement gravitaire déforme le bulbe et induit une anisotropie avec une extension verticale marquée. Ces résultats numériques indiquent que des données supplémentaires sur la géométrie du bulbe ou de la corolle en surface pourraient permettre a priori de discriminer l'identification des paramètres h_g et K_s . Certains ont proposé d'effectuer une mesure supplémentaire de teneur en eau sous le dispositif d'infiltration et de la prendre en compte dans la procédure d'inversion [105, 103].

Réduction des problèmes de non unicité par les données d'infiltromètre.

Les essais avec infiltromètre contiennent une information plus riche dans la mesure où ils résultent de l'application de plusieurs conditions limites successives. Ainsi au lieu d'avoir une seule courbe d'infiltration correspondant à une seule condition de potentiel en surface, on peut disposer de tout autant de courbes que de potentiels de pression imposés successivement. Il semblerait que cette richesse permette de réduire en partie le problème de non unicité.

Ceci est illustré pour le cas d'une infiltration traitée dans la thèse de D. Yilmaz. L'ajustement par optimisation du triplet (n , h_g , K_s) donne lieu à un ajustement excellent (Figure 5.5b). Lorsque le paramètre n est fixé à une valeur erronée, l'optimisation des deux paramètres restant (h_g , K_s) ne permet pas d'ajuster adéquatement les données (Figure 5.5b). En particulier, l'infiltration à plus forte succion est mal modélisée. Les résultats sont encore plus flagrants lorsque les valeurs de K_s et h_g sont erronées. Les

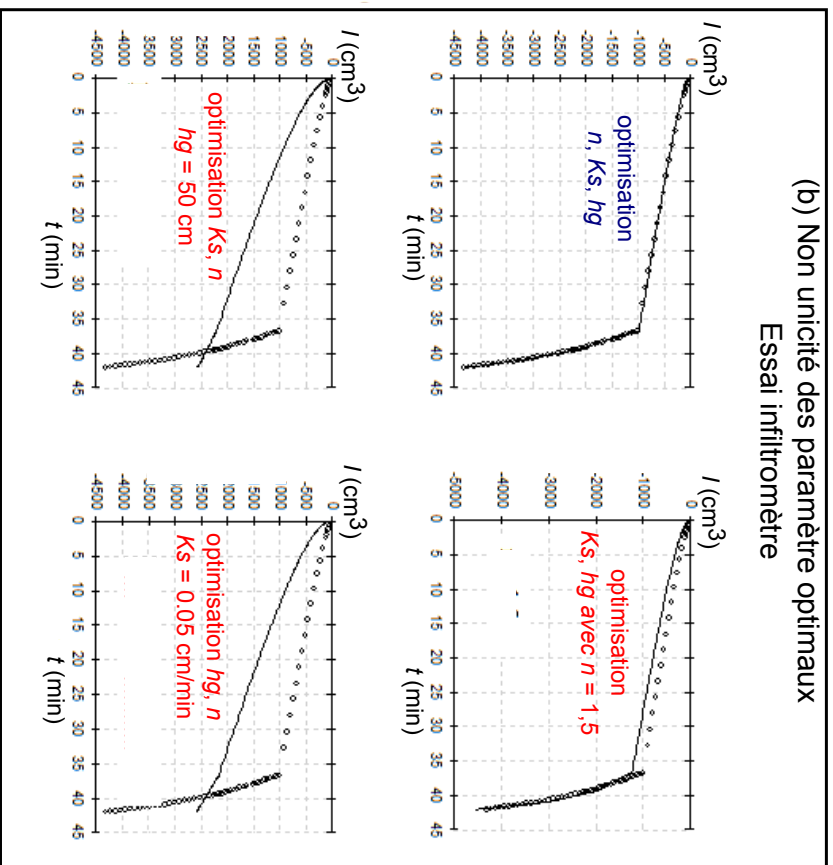
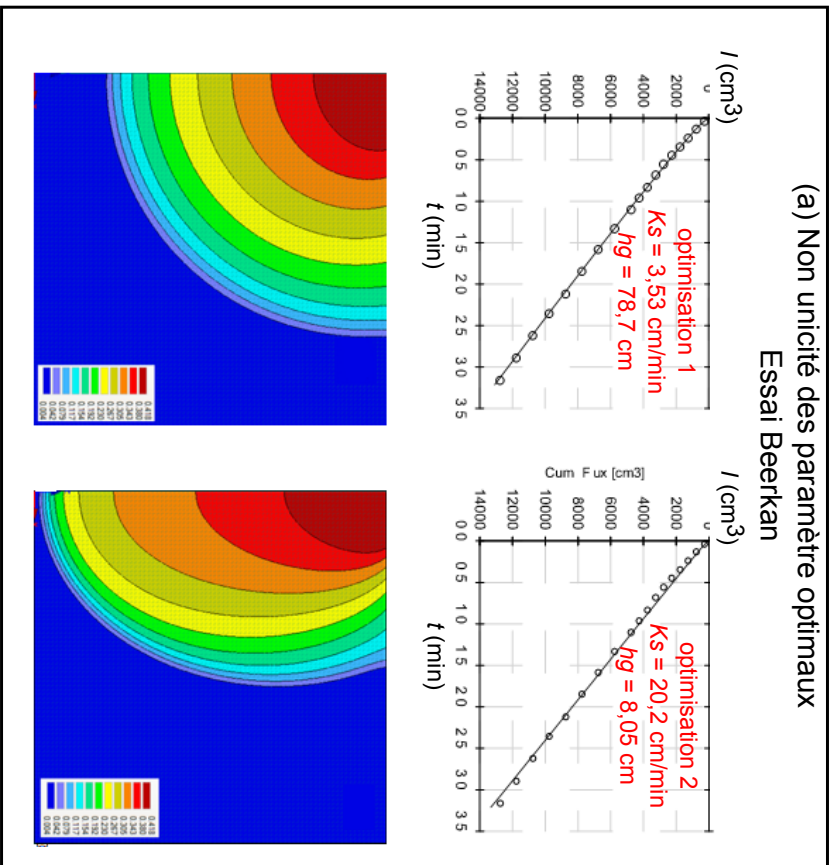


Figure 5.5: Illustration des problèmes de non unicité relative à l'inversion numérique (données : points, modèles : lignes).

ajustements aux données expérimentales deviennent alors très mauvais (Figure 5.5b).

Informations sur les systèmes stratifiés

Une étude numérique a été menée pour déterminer si les tests d'infiltrométrie pouvaient servir à déterminer la présence de couche ou de strate au sein du sol. La modélisation numérique directe a mis en évidence que les lames d'eau infiltrées selon le protocole multi succions sur sol uniforme ou stratifié ne permettaient pas de distinguer les deux cas. Une inversion numérique de ce type de données montre que les valeurs des paramètres peuvent se compenser réciproquement. Il s'ensuit qu'on ne peut pas en déduire d'information sur la modification verticale des propriétés. Il faut donc par exemple effectuer une petite coupe du sol et rajouter dans le modèle l'information spatiale relative à une stratification potentielle.

6 Synthèse et perspectives

Cette partie a permis de présenter les résultats principaux de mes travaux sur les processus d'écoulement en milieux poreux homogène et hétérogène. Les aspects principalement abordés ont été relatifs à : la modélisation numérique et analytique de l'infiltration 1D et 3D axisymétrique (i) en milieu poreux à simple perméabilité 1K et (ii) en milieux poreux à double perméabilité 2K, et enfin (iii) la mise au point d'une méthode de caractérisation hydrodynamique par infiltrométrie.

Modélisation de l'infiltration en milieux poreux 1K

Une méthode de résolution analytique de l'équation de Richards 2.4 a été détaillée sur la base des travaux de [97]. Elle permet d'aboutir à un modèle analytique implicite quasi-exact pour la lame d'eau infiltrée en surface. L'étude des propriétés analytiques de ce modèle ont permis de proposer des formulations approchées explicites au voisinage de zéro (temps courts) et pour les temps longs (comportement asymptotique). Ces dernières correspondent exactement aux formulations de Philip [93, 94, 40, 39]. Le caractère "analytique" de ces modèles leur confère certain nombre de qualités dont la facilité, la rapidité et la précision numérique des calculs.

Le modèle analytique quasi-exact et ses approximations ont ensuite été confrontés à des données numériques obtenues par résolution de l'équation de Richards généralisée pour plusieurs configurations (différents types de sols et différentes conditions hydriques, etc.). Les résultats ont démontré l'adéquation des modèles analytiques à condition de définir les paramètres β et γ en fonction du type de sol. Ce résultat porte un bémol sur les modélisations usuelles basées sur l'emploi des valeurs initialement proposées par [40] : $\beta = 0,6$ et $\gamma = 0,75$. Ce choix est susceptible de se répercuter sur la qualité des modélisations et, par ce biais, sur celle des méthodes de caractérisation hydrodynamique. Par ailleurs, les formulations approchées sont toujours utilisées à la place du modèle quasi-exact sans vérification de leurs domaines de validité. La majorité des utilisateurs préfèrent des formulations approchées du fait de leur caractère explicite. Mais il ne faut pas oublier que cet usage devrait être restreint aux domaines de validité de formulations approchées.

Caractérisation par infiltrométrie des milieux poreux 1K

Suite à ce travail analytique, un algorithme de caractérisation hydrodynamique a été proposé, fruit des travaux menés au cours de mon post doctorat. Cette première version est basée sur l'emploi des formulations approchées. Un module spécifique permet de sélectionner les données expérimentales à ajuster au sein des domaines de validité des formulations approchées. Suite à la confrontation de l'algorithme aux données expérimentales réelles, des écueils ont été mis en évidence et des améliorations

26. laitier d'aciérie étudié dans le cadre de la thèse de D. Yilmaz. L'étude sur ce matériau est présenté ci-après (chapitre 11).

ont été proposées. Plusieurs options ont été testées : choix du modèle employé (modèle implicite versus formulations approchées), choix de la méthode d'optimisation (optimisation simultanée des paramètres hydrodynamiques, optimisation découplée avec contrainte entre paramètres, avec plusieurs variantes). Ces travaux visent à établir une nouvelle méthode plus robuste et précise à la fois. Dans le même temps, l'outil numérique a été étudié comme potentialité de caractérisation hydrodynamique, en particulier pour les cas à géométrie complexe (systèmes stratifiés). Ces travaux ont permis de mettre en évidence que la mesure de la lame d'eau infiltrée en surface est très intégratrice. De fait, elle ne permet de disposer d'une information suffisamment fine pour caractériser pleinement les systèmes complexes et en particulier les systèmes stratifiés.

Modélisation de l'infiltration en milieux poreux à double perméabilité

Les transferts d'eau en milieux poreux à double perméabilité ont été abordés numériquement dans un premier temps. Une étude de sensibilité a permis de tester l'influence relative des diverses propriétés du système à double perméabilité sur l'infiltration de l'eau. Cette étude a révélé que la conductivité hydraulique interfaciale régule les échanges entre les deux compartiments fracture et matrice ainsi que le mode de propagation des fronts d'humidification. Cependant, en surface, l'infiltration cumulée reste la même. Ainsi, cette dernière peut être assimilée à l'infiltration obtenue pour une conductivité hydraulique interfaciale nulle.

Ce résultat permet de proposer alors un modèle analytique. En effet, en cas de conductivité hydraulique interfaciale nulle, l'infiltration cumulée correspond à la combinaison linéaire des infiltrations cumulées des deux compartiments fracture et matrice, au prorata des volumes occupés. En outre, chacune des infiltrations peut être décrite par le modèle analytique étudié ci-avant. On obtient ainsi un modèle analytique pour l'infiltration en surface de milieux 2K. L'étude de sensibilité du modèle proposé permet de tester l'influence des paramètres hydrodynamiques relatifs à la fracture. La conductivité hydraulique saturée semble être le paramètre à plus fort impact. Le paramètre de normalisation du potentiel de pression, h_g , et le paramètre de forme des courbes caractéristiques, n , ont aussi une certaine influence. En revanche, la valeur de la teneur en eau à saturation n'a aucun effet. Ces données peuvent aider à la compréhension et à la modélisation de l'infiltration cumulée en cas d'écoulement préférentiels. En particulier, elles permettent de pointer sur les propriétés hydrodynamiques de la fracture qui impactent le plus l'infiltration en surface. Néanmoins, cette approche demande à être confrontée à des données expérimentales pour la validation du modèle et des premières conclusions.

Quatrième partie

Transferts préférentiels dans les milieux poreux macroporés et stratifiés

La partie précédente a été consacrée à l'effet des écoulements préférentiels sur l'infiltration en surface, essentiellement par l'étude du modèle d'écoulement à double perméabilité. Cependant, ni les répercussions sur les transferts des polluants ni la correspondance entre la structure du sol et cheminements préférentiels n'ont été traités. Le but de cette partie est d'aborder les transferts préférentiels de polluants (solutés) aux regards des points particuliers suivants : (i) hétérogénéité de la structure du matériau étudié et ses répercussions sur les transferts préférentiels de solutés, (ii) influence des conditions de saturation (teneur en eau) sur l'établissement des cheminements préférentiels et (iii) répercussions de la stratification du milieu avec un effet de barrière capillaire sur les cheminements préférentiels. Ces points ont été abordés au travers de diverses études dont ma thèse²⁷ et les travaux d'Edvina Muca Lamy²⁸. Ces travaux ont été valorisés sous la forme de plusieurs conférences [88, 71, 79, 70, 75] et articles [76, 77, 74, 60, 61].

L'étude du transfert des solutés repose sur des expérimentations en laboratoire, comprenant des essais en colonne et en réacteurs fermés. Ces dispositifs relativement classiques sont présentés dans un premier temps. Les matrices étudiées correspondent soit à des matrices réelles (dépôt fluvio-glaciaire), soit à des matrices modèle dont on contrôle la porosité (matériaux à double porosité). Dans ces matériaux modèle, les mécanismes de rétention sont moins nombreux et plus facilement identifiables, les conditions expérimentales sont bien contrôlées. A contrario, les matrices réelles sont le lieu de mécanismes plus complexes mais plus représentatives des phénomènes naturels. Les polluants étudiés ont été choisis parmi les polluants présents dans les eaux pluviales.

7 Approche expérimentale : dispositifs et méthodes

7.1 Dispositifs expérimentaux

7.1.1 Rétention en conditions statiques (batch)

Les essais en batch consistent en la mise en contact de solutés avec une matrice solide en conditions de mélange parfait (mélange assuré par agitateur magnétique). Le mélange se fait pour un ratio liquide / solide donné (rapport L/S) et pour divers temps jusqu'à un maximum correspondant à un temps d'équilibre donné (estimé en règle générale de 24h à 48h). On parle d'essai en Batch ou en réacteur fermé. Ces essais servent à estimer les isothermes d'adsorption représentant la fraction associée à la matrice solide, S , en fonction de la concentration dans la solution aqueuse, C . L'évolution de cette relation en fonction du temps permet de caractériser la cinétique de rétention (adsorption). La complémentarité de ces essais avec les colonnes de laboratoire réside dans la gestion du contact polluants / matrice. Le contact est optimal en Batch alors qu'il est en parti régi par le cheminement de l'eau dans les colonnes.

27. réalisée au LSE (ENTPE, Lyon, France) sous la direction de T. Winiarski et au laboratoire de géotechnique environnementale (Université Laval, Québec, Canada) sous la direction de R. Galvez Cloutier.

28. travaux réalisés à la division Eau et environnement au LCPC sous les encadrements au quotidien de B. Béchet, de H. Andrieu et de moi même.

7.1.2 Transfert en conditions dynamiques (colonnes)

Construction des colonnes

Les matériaux sont mis en place dans des colonnes dont les dimensions (diamètre, D , et longueur, L) sont choisies en fonction de la granulométrie des matériaux. Pour les sols et autres matériaux granulaires, la mise en place s'effectue avec une certaine teneur en eau, cette dernière permettant d'assurer une bonne cohésion entre particules et d'éviter une ségrégation granulométrique²⁹. L'intérieur de la colonne est préalablement induit de graisse de silicone pour éviter les écoulements préférentiels. En règle générale, la mise en place s'effectue par tranches successives de manière à éviter des différences de masse volumique apparente entre le bas et le haut de la colonne, les autres éléments (macropores artificiels, géotextiles) étant insérés en temps voulu.

Conditionnement hydrique des colonnes

Le conditionnement hydrique des colonnes permet de fixer la teneur en eau initiale du système. Pour les colonnes destinées à la percolation en conditions de saturation, un protocole courant consiste à imposer un potentiel de pression nul au bas de la colonne à l'aide d'un système de bouteille de Mariotte. La pression est ensuite augmentée graduellement jusqu'à imposer un potentiel de pression nul en haut de la colonne. Ce système permet une saturation des milieux poreux par remontée capillaire. Une autre méthode consiste à saturer les vides de CO_2 avant de faire percoler l'eau à très faible débit. Le CO_2 se dissolvant dans l'eau, cette dernière remplace facilement la phase gazeuse dans les pores.

Pour les colonnes destinées à la percolation en conditions non saturées, les colonnes sont d'abord saturées tel que décrit ci-dessus, avant d'être soumises à un drainage gravitaire pendant un certain temps. Au final, les protocoles de préparation et de conditionnement doivent être déterminés pour assurer une uniformité spatiale de la structure du milieu poreux et une constance dans le temps des propriétés de transferts. En particulier les grandeurs suivantes sont suivies et / ou contrôlées :

- Masse volumique sèche du matériau, ρ_s : ce paramètre assure en partie la reproductibilité de la porosité du milieu et de la microstructure³⁰,
- Teneur volumique en eau dans le matériau θ et volume poreux (volume d'eau dans le système) V_0 : les conditions hydriques sont un facteur très important de modification des propriétés de transfert.

Dispositifs et modes d'injection

Le dispositif expérimental doit permettre l'établissement d'un écoulement uniforme et d'éviter les écoulements préférentiels le long des bords de parois ou au centre de la colonne. Il doit aussi comprendre un système de vannes pour permettre les injections successives de solutions de compositions chimiques différentes sans interruption de l'écoulement. Le mode d'injection dépend des conditions de saturation. En conditions saturées, l'injection s'opère de bas en haut en imposant un débit en bas à l'aide d'une pompe péristaltique (Figure 7.1a). L'injection de bas en haut permet aux bulles d'air de s'échapper. En conditions non saturées, l'injection se fait du haut vers le bas en profitant de l'écoulement gravitaire (Figure 7.1b). Deux pompes sont alors nécessaires : une pour l'injection des solutions par le haut et l'autre, en bas, pour l'extraction de la solution interstitielle. Avant l'apport des solutés, l'écoulement est

29. fines en bas et grosses particules en haut des colonnes

30. géométrie de l'espace poral entre les particules

mis en place par l'injection d'un volume suffisant ($> 1 V_0$) de solution neutre³¹.

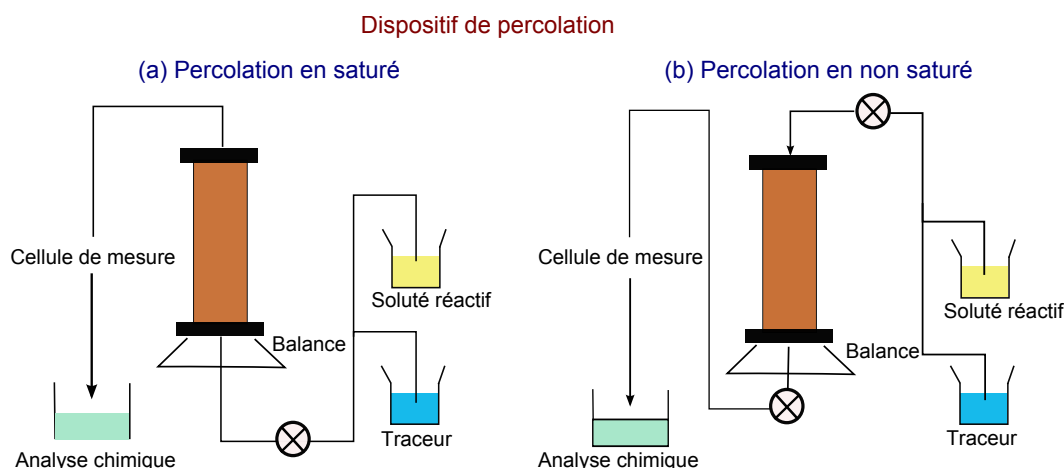


FIGURE 7.1 – Dispositifs de percolation des solutés.

TABLE 7.1 – Milieux poreux étudiés et conditions d'injection des solutés.

Matériaux	Colonnes (cm)	Solutions	Débit q (cm min^{-1}) et conditions hydriques
Dépôt DjR	$L = 30$ $D = 10$	KBr ZnNO ₃ CdNO ₃ PbNO ₃	$q = 0,013$ et $0,13$ Saturé
Sable Hostun	$L = 27$ $D = 10$	KBr NaCl Particules Latex	$q = 0,03$ et $0,12$ Saturé et Non Saturé
Matrice granulaire	$L = 27$ $D = 10$	KBr NaCl Particules Latex	$q = 0,03$ et $0,12$ Saturé et Non Saturé

Ce système permet d'injecter un signal en entrée $x(t) = C_e(t)$ à débit constant q . Deux types de signaux sont utilisés : le créneau et l'échelon. Le créneau consiste en l'injection d'un certain volume δV de solution traçante ou polluante à une concentration donnée C_0 pendant un certain laps temps δt suivi d'un volume suffisant ($> 4 V_0$) de solution neutre pour "laver" le système et éluer tous les solutés retenus de manière réversible. Pour l'échelon, seule la première étape est opérée et le volume injecté δV est nettement plus important ($\sim 4 V_0$). Le transfert est alors caractérisé par deux grandeurs : l'élution en sortie de système $y(t) = C(t)$ ainsi que le profil de teneur au sein de la colonne en fin d'expérience $S(z, t_{fin})$. La courbe d'élution est aussi souvent représentée de manière adimensionnelle, C/C_0 en fonction du nombre de volume poreux V/V_0 .

En sortie, un échantillonneur (automatique ou anthropique) et une chaîne de mesure permettent la caractérisation physico-chimique de la solution (pH, conductivité électrique, concentrations). Les matrices solides sont en général extraites des colonnes, séchées et digérées par minéralisation chimique pour la détermination des teneurs en polluants (en particulier métaux lourds) et la caractérisation du profil de rétention $S(z, t_{fin})$. Certains échantillons peuvent aussi servir pour l'étape de microanalyse.

Ces protocoles ont été utilisés pour toutes les colonnes de laboratoire effectuées et ont permis l'étude des transferts de divers polluants sous diverses conditions expérimentales (tableau 7.1). Pour des détails complémentaires, le lecteur pourra se référer aux manuscrits des thèses [62] et [57].

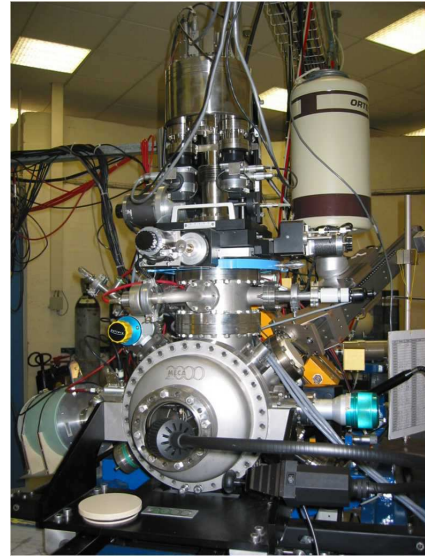
7.2 Analyse et microanalyse

Avant micro-observation, les échantillons de matrice contaminée doivent être prélevés précaution-

31. Solution servant pour l'initialisation de l'écoulement ou l'élution des solutés et ne contenant pas les solutés non réactifs (traceur) et réactifs (polluants) étudiés.



(a) Microscope électronique à balayage -MEB (Université Laval, Québec, Département de Géologie)



(b) Microsonde nucléaire PIXE, Laboratoire Pierre Süe, Saclay

FIGURE 7.2 – Dispositifs de micro-analyse

neusement pour éviter leur déstructuration (modification de la structure). Ils sont ensuite séchés et figés à l'aide d'une résine ou observés directement (Figure 7.2).

Le microscope électronique envoie un faisceau incident d'électrons ($\sim 20 \text{ KeV}$) sur l'échantillon. Ce dernier renvoie des électrons rétrodiffusés (*ER*) et émet des électrons secondaires (*ES*), qui sont arrachés aux atomes de l'échantillon. La rétrodiffusion est fonction de la densité des phases et la production des électrons secondaires de l'angle entre la surface solide et le faisceau incident. Les images *ER* permettent ainsi de distinguer les particules en fonction de leur densité et de faire apparaître les plus denses contaminées avec des éléments lourds (métaux lourds par exemple). Les images *ES* font apparaître l'état de surface (aspérités en surface, géométrie de la surface). Le rayonnement X constitue le dernier signal analysé. L'arrachement des électrons des atomes se traduit par leur excitation. Leur désexcitation se traduit par l'émission de rayonnements X dont les spectres de longueurs d'onde ou d'énergie sont caractéristiques de l'atome émetteur. L'analyse de ces spectres sert d'outil de détermination de la composition atomique des phases observées. Les deux microscopes électroniques à balayage utilisés pour les études présentées sont de marque JSM Jeol 840-A - EDS Tracor Northern TN 8502 \S (Département Géologie de l'Université Laval), et Hitachi S570 - EDS avec un flash detector XFLash4010 (LCPC, Nantes).

La microsonde nucléaire du Laboratoire Pierre Süe [50] est située sur le centre CEA de Saclay. Elle est équipée d'un accélérateur Van de Graaff simple étage, utilisé pour produire, dans le cas de nos analyses, un faisceau de protons H^+ d'énergie 1.9 MeV. La méthode d'analyse élémentaire PIXE³² consiste en l'analyse du spectre X émis par les atomes composant la cible sous l'impact du faisceau de protons incidents. Ce système permet de réaliser des cartes élémentaires (présence / absence ou teneurs élémentaires) des grains ou phases observées. L'intérêt de la sonde nucléaire réside dans sa sensibilité qui permet de "voir" des éléments peu concentrés et plus légers tels que le carbone ou l'oxygène.

7.3 Modélisation analytique et numérique

7.3.1 Modélisation de la rétention des polluants en condition statique

Les deux approches macroscopique et réactionnelle peuvent être considérées. Dans le premier cas, les données de l'isotherme $S^{exp}(C^{exp})$ obtenues à l'équilibre sont ajustées sur une isotherme du type

32. Particle Induced X-ray Emission

Linéaire, Langmuir, Freundlich ou plus générale (équation 2.39). La cinétique chimique expérimentale peut aussi être comparée à des modèles cinétiques (ordre zéro -fonction puits, ordre un -équation 2.39 ou autre). Par ailleurs, l'approche réactionnelle consiste à définir l'ensemble des réactions impliquées et leurs cinétiques éventuelles. Une résolution numérique du système d'équations défini par les lois d'actions de masse et les lois cinétiques permet la détermination des concentrations dans le surnageant. La concentration totale dissoute du soluté peut être alors comparée à la donnée expérimentale C^{exp} soit pour les données de l'isotherme à l'équilibre soit au cours du temps (caractérisation de la cinétique chimique).

7.3.2 Modélisation de l'élution et de la rétention des solutés en conditions dynamiques

Traitement des éluions par la méthode des moments

Les sorties $y(t)$ résultant des injections de type créneau sont étudiées en premier lieu par la méthode des moments. Cette méthode repose sur la détermination des moments des courbes d'élution [99]. En règle générale, on se base sur les moments d'ordre 0, 1 ou 2 au maximum, les moments d'ordre supérieurs étant trop entachés d'erreurs expérimentales. Pour rappel, le moment d'ordre N est défini de la manière suivante :

$$\mu_N = \int_0^{+\infty} C(t) t^N dt \quad (7.1)$$

En condition d'écoulement permanent, le moment d'ordre 0 permet de déterminer la masse de soluté sortant de la colonne, à un facteur multiplicatif près. Le moment d'ordre 1 permet de calculer le temps de séjour moyen des solutés \bar{t}_s au sein de la colonne. Le temps de séjour théorique, τ_s , est calculé en supposant que les solutés visitent tout le volume d'eau de la colonne. Il correspond au temps mis par l'eau pour traverser la colonne en supposant que toute l'eau participe à l'écoulement. Il correspond aussi au temps de renouvellement de l'eau (volume d'eau / débit entrant). Il faut aussi noter que l'expression mathématique de \bar{t}_s (équation 7.4, ci-dessous) n'est valable que si le soluté est conservatif (bilan de masse égal à 100%). Dans le cas contraire, le temps de séjour doit être déterminé par la méthode du temps médian [16].

Il est d'usage de présenter ces paramètres de manière normalisée, par l'intermédiaire du bilan de masse BM (ratio entre la masse entrante et la masse sortante) et du facteur de retard R (ratio entre le temps de séjour réel et le temps de séjour théorique) :

$$BM = \frac{\mu_0}{C_0 \delta t} \quad (7.2)$$

$$R = \frac{t_s}{\tau_s} \quad (7.3)$$

$$\bar{t}_s = \frac{\mu_1}{\mu_0} - \frac{\delta t}{2} \quad (7.4)$$

$$\tau_s = \frac{L\theta}{q} \quad (7.5)$$

Modélisation de l'élution du traceur et des solutés non réactifs

Les paramètres globaux déterminés ci-dessus permettent de vérifier la non-réactivité du traceur et de donner une estimation de la fraction isolée f_{is} . Conditions de non-réactivité du traceur (soluté non réactif) : le bilan de masse doit être proche de 100%. Un bilan de masse inférieur à 100% implique une rétention dans la colonne. Un bilan de masse supérieur à 100% implique un relargage [99]. Le facteur de

retard doit être proche de 1. Pour les solutés réactifs, les facteurs de retard sont fréquemment supérieurs à 1. Les mécanismes de rétention des solutés dans les sols se traduisent par un retardement du transfert des solutés. Pour certains solutés anioniques, le facteur de retard peut être légèrement inférieur à 1 en raison d'un phénomène d'exclusion anionique (exclusion liée à la charge négative des particules argileuses).

Les courbes d'élution du traceur sont ensuite ajustées sur le modèle MIM. La concentration en sortie de colonne peut être déterminée par le produit de convolution entre la densité de temps de séjour et l'entrant [46] :

$$y(t) = \int_0^t x(u) f_{DTS}(t-u) du \quad (7.6)$$

où, $x(t)$ et $y(t)$ correspondent aux concentrations en entrée et en sortie, respectivement, et $f_{DTS}(t)$ à la densité de temps de séjour, liée aux processus d'écoulement. Il est important que l'écoulement soit permanent, sans cela la relation (équation 7.6) devient obsolète. Par ailleurs, la densité de temps de séjour $f_{DTS}(t)$ a été déterminée analytiquement pour le cas de l'injection d'un crêneau au sein d'une colonne avec un écoulement fractionné de type MIM (équations 2.35 et 2.36) et pour les conditions initiales et aux limites usuelles pour les colonnes de laboratoire : écoulement permanent et uniforme, concentration de flux en entrée, continuité en sortie, concentration initiale nulle [110]. Une procédure alternative à l'équation 7.6 consiste à simuler numériquement l'élution en résolvant les équations 2.35 et 2.36 à l'aide d'un code numérique (HYDRUDS 1D par exemple). L'ajustement des modèles numériques ou analytiques sur les données expérimentales permettent ainsi l'identification des paramètres hydrodispersifs, à savoir les différentes fractions (f_m, f_{im}, f_{is}), le coefficient d'échange de solutés (α_{MIM}) et la dispersivité du milieu (λ) [76].

Concernant les solutés réactifs ou particules

On utilise essentiellement le bilan de masse pour quantifier la quantité de soluté retenue dans la colonne. Par ailleurs, on procède à la modélisation numérique du transfert des solutés réactifs. Il est d'usage de considérer que les solutés réactifs sont soumis aux mêmes mécanismes hydrodispersifs (convection et dispersion) que les solutés non réactifs, auxquels se couplent les mécanismes d'interaction avec la matrice solide. Les paramètres hydrodispersifs sont donc appliqués tels quels et couplés aux paramètres géochimiques. Le couplage peut se faire soit par application de lois macroscopiques, soit par écriture complète des réactions chimiques, selon le degré d'information et de précision concernant les mécanismes impliqués. L'élution seule ne suffit pas à déterminer ces mécanismes [35]. Les profils de rétention ajoutent une information complémentaire et doivent être considérés dans l'étape de modélisation pour l'identification des mécanismes géochimiques.

8 Transferts au sein d'un dépôt fluvio-glaciaire

Cette étude, qui a fait l'objet de ma thèse, avait pour objectif de caractériser le transfert de trois métaux lourds (Pb, Zn et Cd) dans le dépôt fluvio-glaciaire servant de support au bassin d'infiltration Django Reinhardt, référencé DjR (Tableau 7.1). Le contexte de l'étude est relatif à la gestion des eaux pluviales à l'aide des bassins d'infiltration. Le dépôt fluvio-glaciaire constitue une formation géologique majeure de la région lyonnaise sur laquelle divers bassins d'infiltration ont été mis en place. Dans le cadre de ce rapport, l'accent est mis sur l'aspect milieu poreux. Elle est donc présentée comme exemple d'étude du transfert multi réactif dans un milieu poreux complexe.

8.1 Matériaux étudiés

Matrice étudiée

La matrice réelle complexe est issue du dépôt fluvio-glaciaire de l'Est lyonnais. Ce dernier est caractérisé par une granulométrie grossière avec 40 % de cailloux noyés dans une matrice sableuse. La fraction granulométrique étudiée correspond à la fraction < 2 cm, de granulométrie bimodale avec un premier mode aux alentours de 4,5 mm et un autre aux alentours de 450 μm . D'un point de vue physico-chimique, cette matrice se caractérise par d'importantes teneurs en carbonates, un pH élevé, une faible teneur en matière organique et une faible capacité d'échange cationique [62].

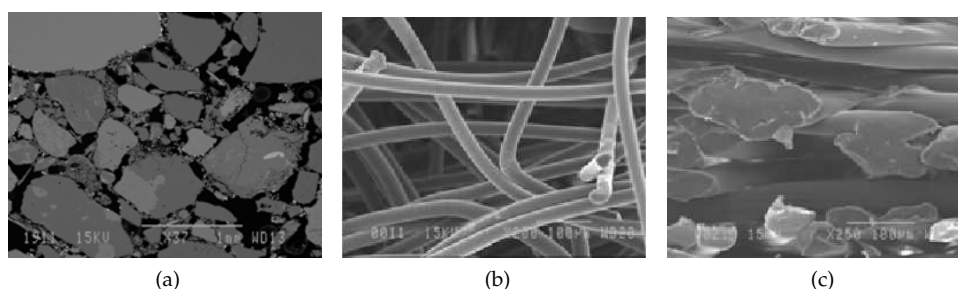


FIGURE 8.1 – Matrice et géotextiles étudiés (images MEB) : (a) Dépôt fluvio-glaciaire (DjR), (b) géotextile aiguilleté G, (c) géotextile thermosoudé GT.

Géotextiles étudiés

La stratification de la matrice a été réalisée à l'aide de trois géotextiles : un géotextile non tissé aiguilleté à fibres longues (G), un géotextile non tissé aiguilleté à fibres courtes (GC) et un géotextile non tissé thermolié (GT). Tous sont en polypropylène (PP). Les deux géotextiles G et GC présentent des structures et porométries semblables. Le géotextile thermolié GT se distingue par sa structure thermosoudée qui lui confère une porosité anisotrope particulière (Figure 8.1). Leurs propriétés hydrodynamiques sont détaillées dans [62].

Polluants, solutés et procédures analytiques

Le bromure Br^- a été utilisé comme traceur, sous forme de solution de KBr à une concentration de 10^{-2} M. La solution neutre est une solution de NaNO_3 à 10^{-2} M. Les métaux ont été injectés sous forme de nitrate de zinc, de cadmium et de plomb à deux concentrations 10^{-3} M et 10^{-2} M. La force ionique de toutes les solutions a été fixée à 10^{-2} M par ajout de NaNO_3 , si nécessaire.

Avant analyse chimique, les solutions ont été filtrées à 0,45 μm . Les concentrations en Br ont été déterminées par chromatographie ionique (Dionex DX-100). Les concentrations métalliques ont été déterminées par spectrométrie d'adsorption atomique à flamme (HITACHI Z-8200, avec correction de l'adsorption non spécifique par effet Zeeman). Les matrices solides ont été minéralisées par digestion à l'eau régale (2,5 HNO_3 avec 7,5 HCl) avec montée en pression et température à l'aide d'un four à micro-ondes (Mars 5 - CEM). Les minéralisats ont été analysés par spectrométrie d'adsorption atomique à flamme.

8.2 Mécanismes de transfert des solutés (traceur et métaux Zn, Pb, Cd)

Deux séries de colonnes indépendantes ont été réalisées correspondant aux injections successives d'un traceur et d'une solution trimétallique à 10^{-3} M pour la première série et du même traceur et d'une solution trimétallique à 10^{-2} M pour la seconde série (Tableau 7.1). D'autres conditions testées sont détaillées dans [62].

8.2.1 Traceur et écoulement

Les éluions expérimentales du traceur, l'ion bromure Br^- sont caractérisées par une certaine asymétrie avec une traînée (Figure 8.2). Ces éléments révèlent un écoulement hétérogène [99]. La modélisation avec le modèle MIM permet un ajustement quasi parfait. L'écoulement peut donc être considéré comme fractionné avec 50.1% d'eau mobile, 36.6% d'eau immobile et près de 13.3% d'eau complètement isolée (eau dans les pores non connectés). Le fractionnement de l'écoulement peut s'expliquer par la bimodalité de la granulométrie. En admettant qu'il y ait correspondance entre granulométrie et porométrie³³, tel que suggéré par [3], une bimodalité au niveau de granulométrie peut se répercuter par une bimodalité au niveau de la porométrie. En particulier, on peut suggérer l'hypothèse de la coexistence de deux classes de taille de pores (macroporosité et microporosité) et d'un écoulement rapide au sein de la macroporosité et d'un écoulement nettement plus lent, quasi absent, au sein de la microporosité.

8.2.2 Elution et rétention métalliques à $10^{-3}M$

Les essais en batch, mettent en évidence un phénomène de compétition en termes de rétention avec $Pb \ggg Zn \approx Cd$. Ils mettent aussi en évidence une limitation des mécanismes liés à une cinétique chimique, avec Pb retenu préférentiellement et quasi instantanément. La cinétique comprend deux temps pour Zn et Cd, avec une rétention rapide de la première fraction et une rétention beaucoup plus lente de la fraction restante.

En termes de transfert dans les colonnes, la même loi de compétition est observée avec $Pb \ggg Zn \approx Cd$. Pb n'est absolument pas élué en raison d'une rétention complète dans la première partie de la colonne, 0 – 17,5 cm, en particulier en tête de colonne 0 – 3,5 cm (Figure 8.2c). Le zinc et le cadmium ont des éluions et des profils de rétention similaires (Figure 8.2). Ces profils sont caractérisés par une décroissance régulière des teneurs métalliques sur toute la longueur de la colonne. D'un point de vue mécanistique, la rétention du plomb est révélatrice d'une grande réactivité du plomb. La similarité de l'éluion et de la rétention du zinc et du cadmium semble indiquer l'implication de mécanismes de rétention identiques pour ces deux métaux.

8.2.3 Elution et rétention métalliques à $10^{-2}M$

Les éluions expérimentales des métaux montrent une rétention quasi complète du plomb (Pb) et une saturation progressive de la matrice en zinc (Zn) et cadmium (Cd) (Figure 8.2). En fin de percolation, les concentrations en cadmium et en zinc rejoignent les concentrations de la solution entrante ($10^{-2}M$) ce qui signifie que le système n'est plus apte à les retenir. Autre particularité, leurs éluions sont comparables alors que ces deux métaux sont connus pour se comporter différemment en milieu carbonaté.

8.2.4 Micro-analyse

Le MEB et la microsonde nucléaire sont des outils de microanalyse complémentaires. La microanalyse au microscope électronique à balayage (MEB) permet de repérer les particules contaminées avec les métaux ; celles-ci apparaissent en blanc sur les images électrons rétrodiffusés (ER), du fait de leur plus grande densité. Les particules contaminées ainsi repérées à l'aide des images ER (Figure 8.3a-d) sont analysées en terme de composition atomique à l'aide de la microsonde nucléaire (Figure 8.3d).

La microanalyse met en évidence l'accumulation des particules contaminées au voisinage, autour ou à l'intérieur de certains grains (Figure 8.3a-c). Ceux-ci sont toujours de composition atomique Ca, C, O. Ces grains semblent correspondre à des grains calcaires et être les principaux responsables de la rétention des métaux. Pb forme essentiellement des bâtonnets de composition atomique Pb, C et O (Figure 8.3a-b, points ou segments blancs), pointant un mécanisme de précipitation sous forme de cérusite ($PbCO_3$). La formation de cette phase nécessite des ions bicarbonate (CO_3^{2-}) ainsi que des noyaux de

33. distribution des pores en classe de taille

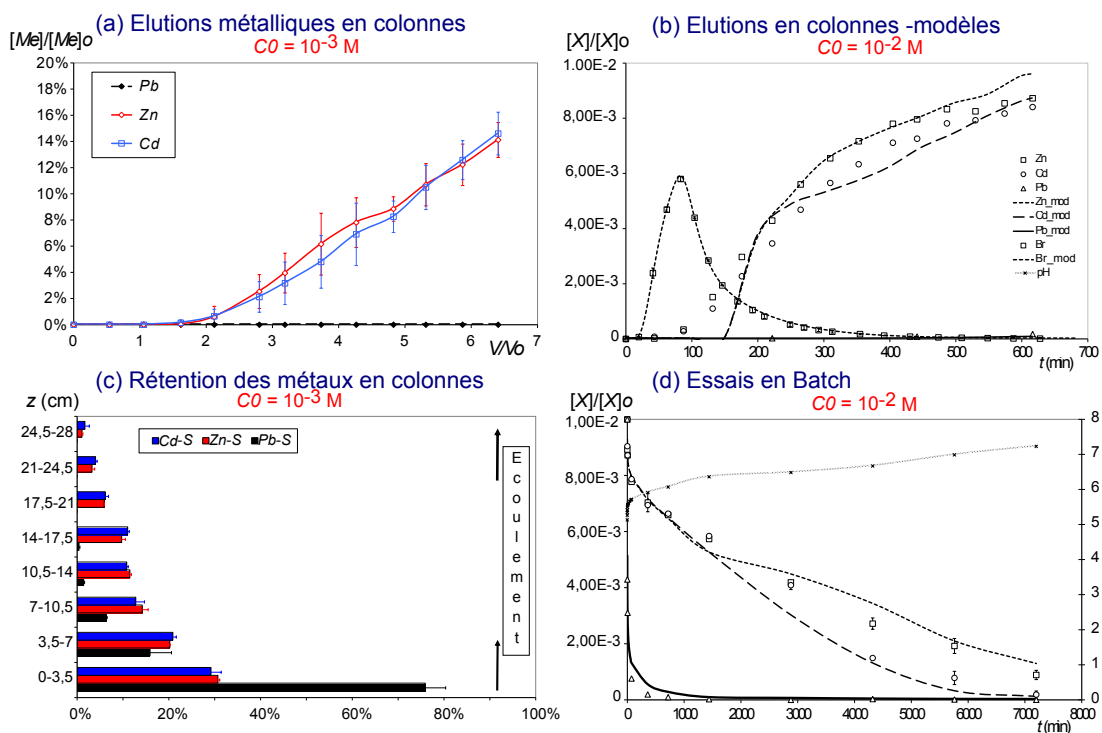


FIGURE 8.2 – Transferts et rétentions en conditions statiques et dynamiques du traceur (Br^-) et des métaux. D'après [76, 74].

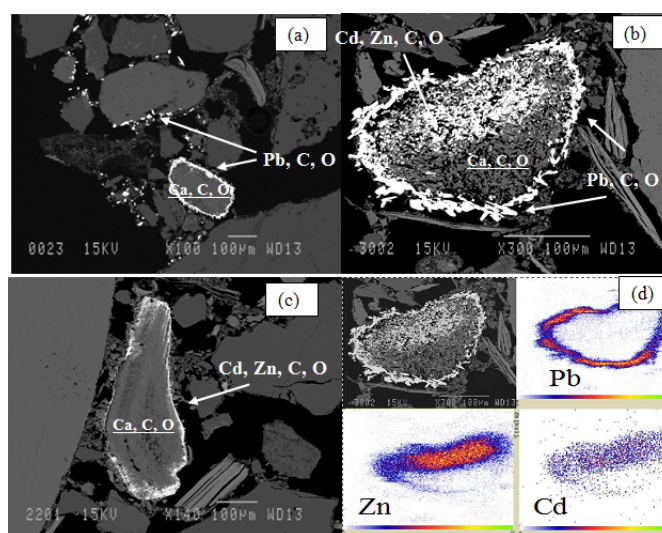


FIGURE 8.3 – Images MEB de la matrice contaminée : (a) grains de carbonates et accumulation de carbonates de Pb-grains blancs- dans le proche voisinage, (b) grain de carbonate contaminé en Pb autour et en Zn et Cd au centre, (c) grain de carbonate contaminé en Zn et Cd autour et (d) cartographie élémentaire PIXE d'un grain contaminé avec les trois métaux. D'après [74].

nucléation, ce qui explique l'accumulation de ces phases au voisinage ou à la surface des grains calcaires. A contrario, Zn et Cd ne forment jamais de phase nouvelle –absence de précipitation-. Les cartographies élémentaires montrent clairement l'association Zn-Cd à l'échelle du grain (Figure 8.3d). Ils restent associés soit au centre des grains (Figure 8.3b) soit en périphérie (Figure 8.3c). Leur co-rétention s'effectue sans modification apparente de la porosité des grains calcaires : les régions contaminées et non contaminées présentent des microstructures identiques. Cette observation semble indiquer un mécanisme de rétention par précipitation de surface : adsorption de Zn et Cd sur les sites d'échanges de la calcite, saturation des sites et puis contamination progressive du réseau cristallin avec remplacement du calcium par Zn et Cd.

8.2.5 Modélisation et mécanismes proposés

Mécanismes de rétention

Suite aux observations précédentes, la modélisation du transfert repose sur l'hypothèse des contributions simultanées de la précipitation des métaux sous forme de carbonates résultant de la dissolution de la calcite (apport de CO_3^{2-}), et de la complexation de surface sur des sites associés à la calcite. La réaction de dissolution/précipitation de la calcite, et les réactions de précipitation/dissolution des carbonates de métaux peuvent être écrites selon [102] :



La dissolution de la calcite (équation 8.1) n'est pas instantanée et sa cinétique est supposée limitante. Le taux de dissolution de la calcite par unité de surface, r_f , peut être calculé à partir des activités du CO_2 dissous et de l'ion H^+ [96] :

$$r_f = k_1 (\text{H}^+) + k_2 (\text{CO}_{2(aq)}) + k_3 (\text{H}_2\text{O}) \quad (8.5)$$

La dissolution globale par unité de volume peut être déduite en multipliant le taux par unité de surface r_f par l'aire disponible pour la dissolution $[A]$. En prenant en compte simultanément les deux réactions de dissolution / précipitation, le taux global de dissolution R_f prend l'expression suivante en $\text{mol cm}^{-3}\text{s}^{-1}$ [90] :

$$R_f = 10^{-3} [A] r_f \left(1 - \frac{(\text{Ca}^{2+}) (\text{CO}_3^{2-})}{K_s \text{CaCO}_3} \right) \quad (8.6)$$

La surface disponible $[A]$ peut évoluer dans le temps. La dissolution diminue directement la quantité de calcite et donc sa surface. En outre, la précipitation des métaux en périphérie des grains de calcite peut condamner la surface disponible pour la dissolution [89]. La surface $[A]$ a ainsi été définie en fonction de la quantité de calcite m selon :

$$[A] = [A]_0 e^{\beta(m-m_0)} + [A]_f \quad (8.7)$$

où $[A]_0$ et $[A]_0 + [A]_f$ et β sont des paramètres dimensionnels et de forme et doivent être déterminés

par calage sur les données expérimentales.

La complexation de surface fait intervenir les sites associés à la calcite, ScalOH , dont la fonction acide peut se déprotoner. Les sites déprotonés, ScalO^- , peuvent se complexer directement avec les cations Zn^{2+} , Pb^{2+} et Cd^{2+} . La fonction acide, initialement en équilibre avec l'eau interstitielle, est source de proton (équation 8.8) et peut temporiser l'augmentation du pH liée à la dissolution de la calcite. Cela réduit la précipitation des carbonates de Zn et Cd et favorise la rétention par complexation de surface. Cette hypothèse est compatible avec une rétention quasi similaire de Zn et Cd. Les équations de complexation de surface sont définies selon :



Les diverses constantes ont été choisies en accord avec littérature et de manière à permettre une bonne simulation des résultats. Cette étape permet de proposer des mécanismes de rétention des métaux dans les colonnes. Néanmoins, ces mécanismes ont été validés par ajustement sur les données d'élution et de rétention à 10^{-2} M, mais nécessiteraient aussi validation pour d'autres conditions.

Couplage avec les mécanismes de transport aqueux

En couplant les hypothèses concernant les mécanismes de rétention avec les hypothèses d'écoulement, on aboutit à un ajustement optimal des données de rétention et de transfert. Il est important de noter que les mêmes mécanismes géochimiques ont été considérés pour la modélisation du transfert en conditions dynamiques et statiques. Le couplage de ces mécanismes avec les mécanismes de transport aqueux est donc probant. Les données de rétention en réacteurs fermés et de transfert au sein des colonnes sont compatibles.

Les résultats présentés permettent d'établir un lien clair entre degré d'homogénéité de l'écoulement et rétention des métaux à l'échelle de la colonne [62]. La rétention des métaux est attribuable majoritairement aux grains calcaires. Or l'écoulement est fortement régionalisé. Cette régionalisation peut se traduire par un nombre conséquent de grains calcaires dans les poches d'eau plus stagnantes (Figure 8.4c). Ces grains sont difficilement accessibles, les métaux devant diffuser de l'eau mobile vers l'eau immobile pour les atteindre. Ils risquent de ne pas "voir" d'élément trace métallique et donc de ne pas participer à la rétention. Les observations au MEB attestent de la présence de grains calcaires sans aucune contamination tout près de l'entrée de la colonne, ce qui confirme cette hypothèse. Le degré d'homogénéité de l'écoulement régule donc l'efficacité de la rétention à l'échelle des colonnes. Toute amélioration de l'homogénéité de l'écoulement est susceptible d'améliorer le contact entre la solution contaminée et la matrice réactive et de favoriser ainsi la rétention des métaux.

8.3 Effet de la stratification avec géotextiles sur les transferts

La stratification des milieux poreux par l'emploi de géotextiles s'est traduite par une modification du transfert des métaux :

- Les géotextiles ont un effet de réduction des éluions (Figure 8.4a) et d'augmentation de la rétention à leur voisinage.
- L'effet sur la rétention est largement corrélé à leur effet sur l'écoulement. On peut mettre ainsi en

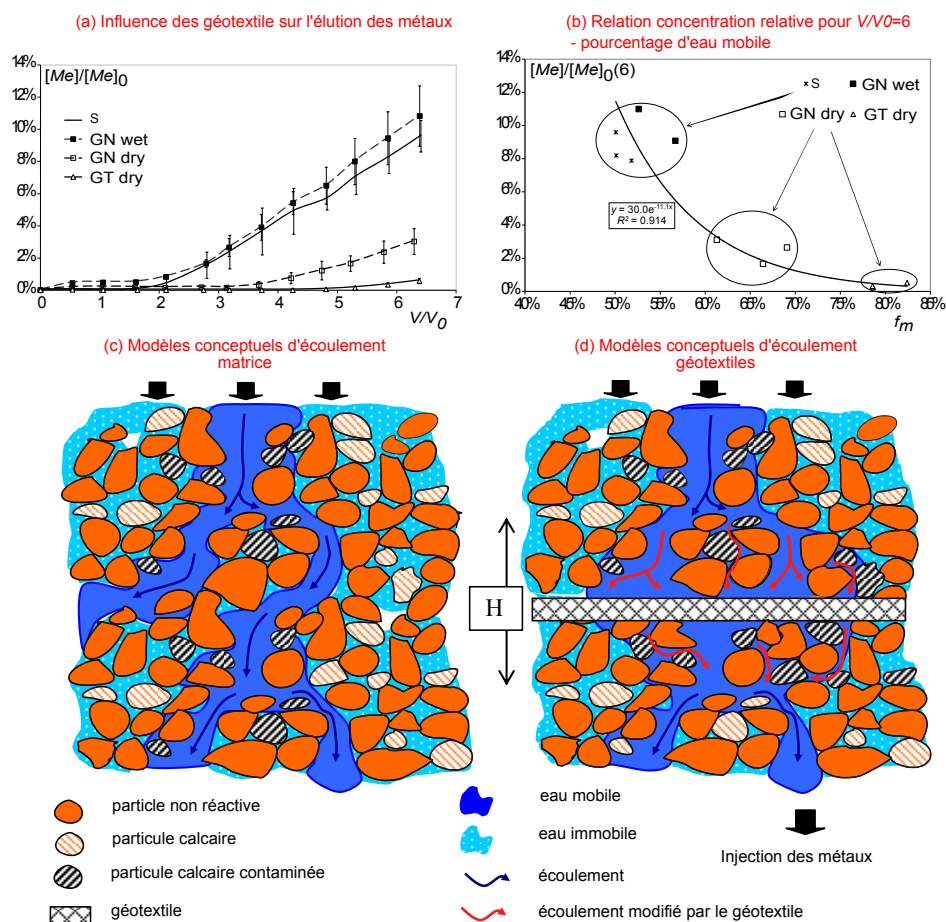


FIGURE 8.4 – Dépôt fluvio-glaciaire : élué des métaux dans les colonnes avec géotextiles pour une concentration injectée de $10^{-3}M$, corrélation avec la fraction d'eau mobile et schéma conceptuel d'influence de la stratification sur le transfert des métaux -issu de [76].

correspondance parfaite la réduction de la concentration en sortie de colonne et les paramètres d'homogénéité de l'écoulement tel que la fraction mobile (Figure 8.4b).

- Les géotextiles ne modifient en rien les mécanismes de rétention dans le sol environnant (observations MEB attestant d'une similarité des mécanismes géochimiques impliqués) et ne retiennent rien en leur sein.
- Les géotextiles introduits humides, de conductivité hydraulique nettement supérieure aux géotextiles secs n'ont aucun effet ni sur l'écoulement ni sur le transfert des métaux. En revanche, les géotextiles secs, nettement moins perméables ont un effet très significatif. Hypothèse est faite que l'effet sur l'écoulement résulte d'une plus faible perméabilité [76].

Ces éléments conduisent à penser que les géotextiles jouent le rôle de régulateur d'écoulement et modifient par ce biais le transfert réactif. Intuitivement, l'hypothèse est faite que le géotextile de conductivité hydraulique inférieure à celle des zones macroporeuses se comporte comme une barrière (Figure 8.4d). L'accessibilité des métaux aux grains de calcite doit donc être essentiellement améliorée au sein de la zone d'homogénéisation. L'amélioration du mélange entre les deux fractions d'eau mobile et immobile permet de faciliter l'accès aux grains de calcite. Un certain nombre de grains calcaires, difficilement accessibles sans strate, peuvent devenir plus accessibles et servir à la rétention des métaux. Ces hypothèses pourraient expliquer l'augmentation de la rétention (Figure 8.4d) et donc l'optimisation de la rétention à l'échelle de la colonne.

9 Transferts au sein de matrices modèles

9.1 Matériaux et cas étudiés

Matrices modèles

Deux milieux poreux modèles sont étudiés. Le premier est constitué de sable d'Hostun provenant des usines SIKA situées à Hostun (Drôme). Le matériau est tamisé entre 0,3 mm et 2 mm. Le sable est lavé et passé au four (pour enlever toute trace de matière organique). Le deuxième milieu poreux est un matériau granulaire (Figure 9.1) constitué de grains vacuolaires de 5 mm de diamètre -litière pour chats à base de quartz et de tobermorite -composition majoritaire : $Ca_5(OH)_2Si_6O_{16}(H_2O)_4$. Le milieu poreux ainsi constitué comprend une porométrie bimodale avec une macroporosité intergranulaire et une microporosité matricielle intra-granulaire avec une taille de pores entre 0,05 μm à 0,5 mm [57].

Macropore artificiel et géotextile utilisé pour la stratification

Le macropore artificiel est constitué d'une tôle en acier trouée (25 trous cm^{-2} , d'un diamètre de 0,08 cm), de section correspondant à un triangle équilatéral de 9 mm de côté et de 24 cm de long³⁴. Positionné au centre, le macropore traverse la colonne de part en part. La stratification a été réalisée à l'aide du géotextile aiguilleté G (Figure 8.1) positionné à mi-hauteur. Un système de joints pinçant le géotextile permet de limiter l'évitement du géotextile par l'eau et les écoulements de bords de parois.

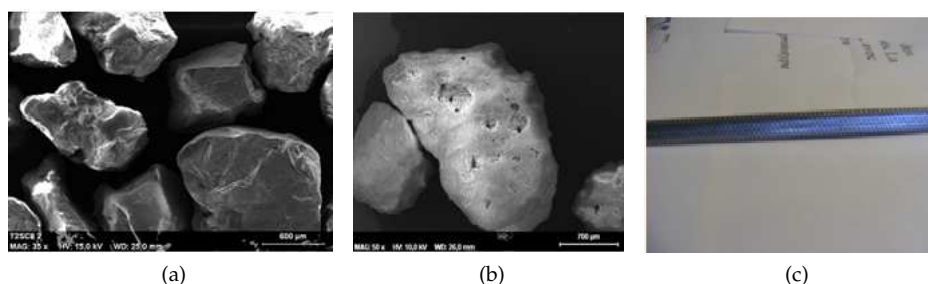


FIGURE 9.1 – Sable d'Hostun (a, image au MEB, ES), litière (b, image au MEB, ES) et macropore artificiel (c).

Solutés, colloïdes et procédures analytiques

Pour ces deux études, les ions Bromure Br^- et Cl^- sont utilisés comme traceurs à une concentration de 10^{-2}M . Les particules colloïdales modèles sont des microsphères de latex d'un diamètre de $1 \pm 0,01 \mu\text{m}$. Les suspensions sont préparées à partir d'une suspension mère à 2,5%, à une concentration de 200 mg L^{-1} dans du $\text{NaCl } 5 \cdot 10^{-4} \text{mol L}^{-1}$. La force ionique des solutions a été fixée à $10^{-2} \text{mol L}^{-1}$, par ajout de NaCl . Les concentrations en particules des solutions ont été déterminées par spectrophotométrie (spectrophotomètre Perkin Elmer, longueur d'onde 254 nm).

9.2 Transferts au sein d'un matériau granulaire modèle

9.2.1 Traceur et écoulement

L'écoulement dépend des conditions de saturation. Pour le matériau granulaire saturé, les courbes d'élution du traceur se caractérisent par une dissymétrie très nette, une sortie précoce, et une traînée importante (Figure 9.2). Ces caractéristiques sont révélatrices d'un écoulement hétérogène au sein du milieu poreux [99]. La modélisation avec le modèle MIM atteste d'un fractionnement de l'écoulement

34. La forme triangulaire résulte de contraintes matérielles : il est plus facile de prendre une tôle trouée et de la plier que de prendre un tube cylindrique et de le trouser.

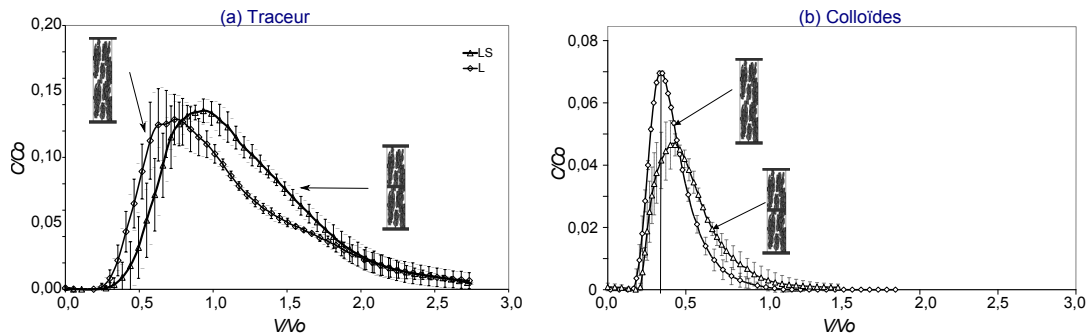


FIGURE 9.2 – Matériau granulaire : influence du géotextile sur le transfert du traceur et des colloïdes en conditions saturées.

avec une fraction mobile de 67,7 %, et une fraction immobile de l'ordre de 27,5 %. On peut supposer que l'eau stagnante se situe préférentiellement dans la porosité intragranulaire, l'eau mobile circulant plutôt entre les particules. La présence du géotextile se traduit par un décalage vers la droite et une forme un peu plus symétrique, attestant d'un écoulement plus homogène. Le modèle MIM confirme d'ailleurs cette homogénéisation avec près de 85 % d'eau mobile. Il se pourrait que le géotextile ait un impact à son voisinage sur le cheminement de l'eau et en particulier sur les échanges entre la porosité intra et inter granulaires. Les résultats en non saturé témoignent de tendances similaires mais de différences nettement moins marqués [57].

9.2.2 Transfert colloïdal

Comparaison traceur / colloïdes

En supplément des mécanismes de transport aqueux (convection et dispersion), les colloïdes sont soumis à la rétention dans le milieu granulaire. Ce phénomène permet le stockage d'environ 45 % des particules dans le système. Ce stockage semble lié au piégeage mécanique [57]. En effet, les pores intra granulaires présentent une distribution de taille de pore de l'ordre de $0,05 \mu\text{m}$ à $0,5 \text{ mm}$, qui permet aux colloïdes de pénétrer dans les grains et d'être piégés au niveau des pores de dimensions inférieures à leur diamètre.

On note en parallèle une diminution de la moyenne du temps de séjour ainsi que de la dispersion des colloïdes. Ces résultats sont en accord avec les études antérieures réalisées sur le même type de milieu [82] et les hypothèses d'exclusion par la taille. Les colloïdes qui réussissent à traverser la colonne sont ceux qui sont restés en bordure de grains. Ils ont donc suivi les lignes de courants correspondant aux vitesses importantes, donnant lieu à une vitesse moyenne supérieure à celle de l'eau.

Effet du géotextile

En conditions saturées, la présence du géotextile se traduit par une diminution de la concentration maximale, une diminution très légère de l'aire sous la courbe et une augmentation du temps de percée (Figure 9.2b). Cela traduit une rétention supérieure ainsi qu'une homogénéisation des temps de percée des particules, résultant probablement d'une homogénéisation de l'écoulement dans la colonne. En conditions non saturées, on retrouve ces tendances. La microanalyse au MEB des échantillons de géotextiles ne montre aucune accumulation significative de colloïdes en leur sein. Ainsi, hypothèse est faite que les géotextiles favorisent la rétention des colloïdes dans le milieu poreux du fait de leur effet sur l'homogénéité de l'écoulement.

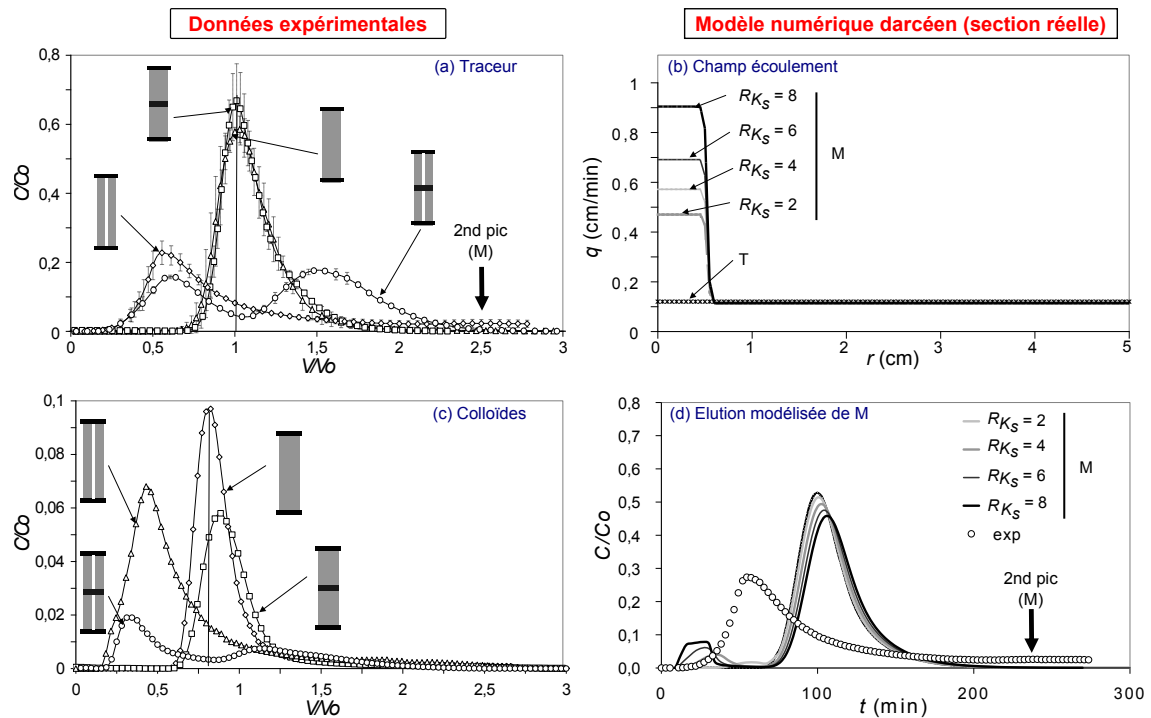


FIGURE 9.3 – Sable d’Hostun : éluions expérimentales de tous les systèmes (a-c) et modélisation numérique de l’écoulement (d) et de l’éluion du traceur des systèmes sable seul et sable macroporé (e-f).

9.3 Transferts au sein d’un sable macroporé avec et sans strate

9.3.1 Traceur et écoulement

Effet du macropore artificiel

Le but de l’insertion d’un macropore était de favoriser les cheminements préférentiels. Les résultats des traçages attestent d’une atteinte de l’objectif. Néanmoins, cela dépend des conditions de saturation. En conditions non saturées, on note une absence d’effet significatif avec des éluions similaires quelques soient les configurations. Cela résulte du fait que le macropore est non saturé et donc inactivé. En revanche, en conditions saturées, le transfert du traceur change drastiquement (Figure 9.3a). Au sein des colonnes de sable, la courbe d’éluion est monomodale et relativement peu étalée, attestant d’un écoulement homogène. La présence du macropore se traduit par une éluion bimodale avec un mode principal correspondant à un temps de percée court (moitié du temps de séjour) et un mode nettement plus affaîssé correspondant à un temps plus long (supérieur au double du temps de séjour). Dans ce cas, le macropore activé a tendance à canaliser l’écoulement et le transfert de la solution entrante. On peut raisonnablement penser que le premier mode correspond à l’écoulement préférentiel dans le macropore et à sa périphérie, le second mode au transfert au sein de la matrice.

Effet de la stratification

Le géotextile ne joue aucun rôle en conditions non saturées. En fait, que le sable soit macroporé ou non, stratifié ou non, le transfert s’opère de manière similaire. En conditions saturées, l’ajout du géotextile se traduit par une accentuation du deuxième mode et un décalage vers la droite (Figure 9.3a). La courbe d’éluion bimodale atteste d’un resserrement des temps associés aux deux modes. En clair, les solutés transférant par le macropore (premier mode) vont un peu moins vite et les solutés passant par la matrice (deuxième mode) vont un peu plus rapidement. L’écoulement est donc homogénéisé et le

transfert préférentiel réduit.

9.3.2 Transfert colloïdal

Comparaison conditions saturées / non saturées dans le sable

En conditions non saturées, les écarts entre les divers types de colonnes sont peu marqués, cela résultant probablement d'écoulements comparables au sein des systèmes. On peut noter que la rétention des colloïdes est augmentée en conditions non saturées et le temps de séjour réduit de moitié. Ces caractéristiques de transfert peuvent être attribuées à la diminution de la teneur en eau et au piégeage des colloïdes à l'interface air/eau. Pour plus de détail, le lecteur pourra se référer aux travaux de [57].

Effet du macropore et du géotextile

En conditions saturées, le transfert dans le sable se caractérise par une certaine symétrie et une faible dispersion des colloïdes autour du mode principal (Figure 9.3c). La présence du macropore induit une dispersion plus importante et un transport nettement plus rapide (Figure 9.3c). La présence du géotextile se traduit par une diminution du pic de concentration, témoignant, à dispersion égale, d'une augmentation de la rétention ainsi que d'un léger resserrement autour du temps moyen. On note aussi l'apparition d'une bimodalité non encore expliquée. Les configurations ont donc un effet net sur le transfert des solutés : la macroporosité se traduit par une perte de rétention (transfert préférentiel), le géotextile neutralise cet effet.

9.3.3 Synthèse des résultats expérimentaux

Les résultats obtenus pour le matériau granulaire et le sable avec une macroporosité artificielle confirment pleinement les tendances observées sur la matrice carbonatée du bassin d'infiltration DjR et la matrice granulaire. La macroporosité est le lieu de transferts d'eau et de solutés lorsqu'elle est activée c'est à dire en conditions saturées. Elle se traduit par une réduction du contact entre polluants et matrice réactive et donc une réduction de la rétention. Le géotextile fait office de barrière aux écoulements préférentiels, homogénéise ainsi l'écoulement, améliore le contact polluants / matrice réactive et favorise ainsi la rétention des polluants.

9.4 Modélisation numérique des transferts dans le sable avec macropore et géotextile

Les options numériques (options de maillage, propriétés hydrodynamiques et hydrodispersives, outil numérique utilisé, etc.) ne sont pas détaillées dans ce rapport. Le lecteur pourra se reporter aux travaux de [57]. Les équations considérées traduisent classiquement un comportement darcéen pour tous les matériaux (matrice sableuse, macropore, géotextile) associé à un fractionnement de l'écoulement pour tous les compartiments. Le jeu d'équations considéré comprend l'équation 3.6 pour l'écoulement et les équations 2.35 et 2.36 pour le transfert des solutés. La modélisation prenant en compte la géométrie du système et la section réelle du macropore aboutit à un écueil. Une modélisation alternative est donc proposée et discutée. Enfin, sur cette base, une tentative de modélisation numérique de l'effet du géotextile est proposée. L'ensemble des résultats est détaillé dans le manuscrit d'Edvina Lamy [57] ou dans l'article [60].

9.4.1 Modélisation darcéenne des écoulements dans le macropore

La modélisation de l'écoulement est réalisée sur la base de la géométrie réelle du macropore, et donc en affectant au milieu poreux simulant le macropore un rayon de 0,5 cm ; ce qui correspond à une occupation de moins de 1 % de la section totale.

Sable

La vitesse darcienne $q(r)$ obtenue par la modélisation des colonnes de sable est uniforme sur toute

la section de la colonne (Figure 9.3b, colonnes T). Ceci témoigne de l'absence de zones d'écoulement préférentiel. L'ajustement des courbes d'élution expérimentales est tout à fait satisfaisant. Les cartes de concentrations dans le système pour divers temps donnés attestent d'un transport uniforme par convection et dispersion longitudinale. Pour plus de détails on se référera à [57].

Sable avec macropore artificiel

En conditions non saturées, le macropore ne modifie pas la vitesse darcienne au sein de la matrice. Le profil radial de vitesse $q(r)$ présente une valeur proche de la vitesse darcienne dans la zone matricielle $-r \in [0,5;5]-$ et proche de zéro dans le macropore $-r \in [0;0,5]-$ (Figure 9.3b). En revanche, en conditions saturées, la vitesse $q(r)$ est augmentée dans le macropore (Figure 9.3b, $r \in [0;0,5]$ versus $r \in [0,5;5]$). Le rapport de vitesses darciennes macropore / sable correspond exactement au ratio des conductivités hydrauliques à saturation et résulte du fait que les zones macropore et matrice sont soumises au même gradient hydraulique (conditions limite de potentiels de pression identiques). On peut noter que les profils de vitesses modélisés sont caractérisés par une discontinuité à l'interface macropore-sable (Figure 9.3b colonnes M, zone $r = 0,5$). Autre résultat important, il n'y a aucune extension de la zone d'augmentation de la vitesse dans le sable. L'écoulement préférentiel est "restreint" au domaine occupé par le macropore.

Transfert du traceur résultant

Le couplage du champ écoulement modélisé avec les équations de transfert des solutés (équations 2.35 et 2.36) donne lieu aux élutions détaillées dans la Figure 9.3b. Les courbes obtenues sont toujours caractérisées par deux pics d'élution distincts, un petit mode autour de 30 à 40 min et un second mode autour de 100 min. Cette configuration est obtenue indépendamment de la vitesse de la zone macropore. Par ailleurs, les paramètres hydrodynamiques jouent sur l'asymétrie et la hauteur de chaque pic sans réguler leurs amplitudes relatives.

Les résultats numériques attestent de l'inadéquation du modèle numérique aux données expérimentales, quels que soient les paramètres hydrodispersifs. On invalide donc les champs écoulement proposés. En particulier, on peut supposer que la restriction de l'écoulement préférentiel au seul macropore est erronée. L'étude suivante vise à étudier numériquement une telle hypothèse.

9.4.2 Modélisation alternative

Pour simuler l'extension de la zone d'écoulement préférentiel (ZEP), on définit un sous-domaine numérique correspondant à un matériau fictif. On étudie l'influence de son pourcentage d'occupation en terme de section $R_S = S^{ZEP} / S^{tot}$ ainsi que l'influence de ses paramètres hydrodynamiques et hydrodispersifs. La zone restante, dénommée "Zone Matricielle (ZM)", a les caractéristiques hydrodynamiques et hydrodispersives du sable. Le ratio de conductivités hydrauliques entre la zone d'écoulement préférentiel et la zone matricielle, K_s^{ZEP} / K_s^{ZM} , définit alors le ratio de vitesses darciennes entre les deux compartiments³⁵, R_q .

Etude de sensibilité

La modélisation numérique a été effectuée pour un ensemble de configurations d'écoulement en terme d'extension, R_S , et d'augmentation de la vitesse dans la ZEP, R_q . Une étude de sensibilité a été aussi été menée pour caractériser l'impact des paramètres hydrodispersifs (Figure 9.4).

Les résultats numériques montrent que l'élution finale est définie par les règles suivantes :

35. égalité des potentiels de pression imposés aux limites des deux compartiments

Modèle d'extension de la ZEP

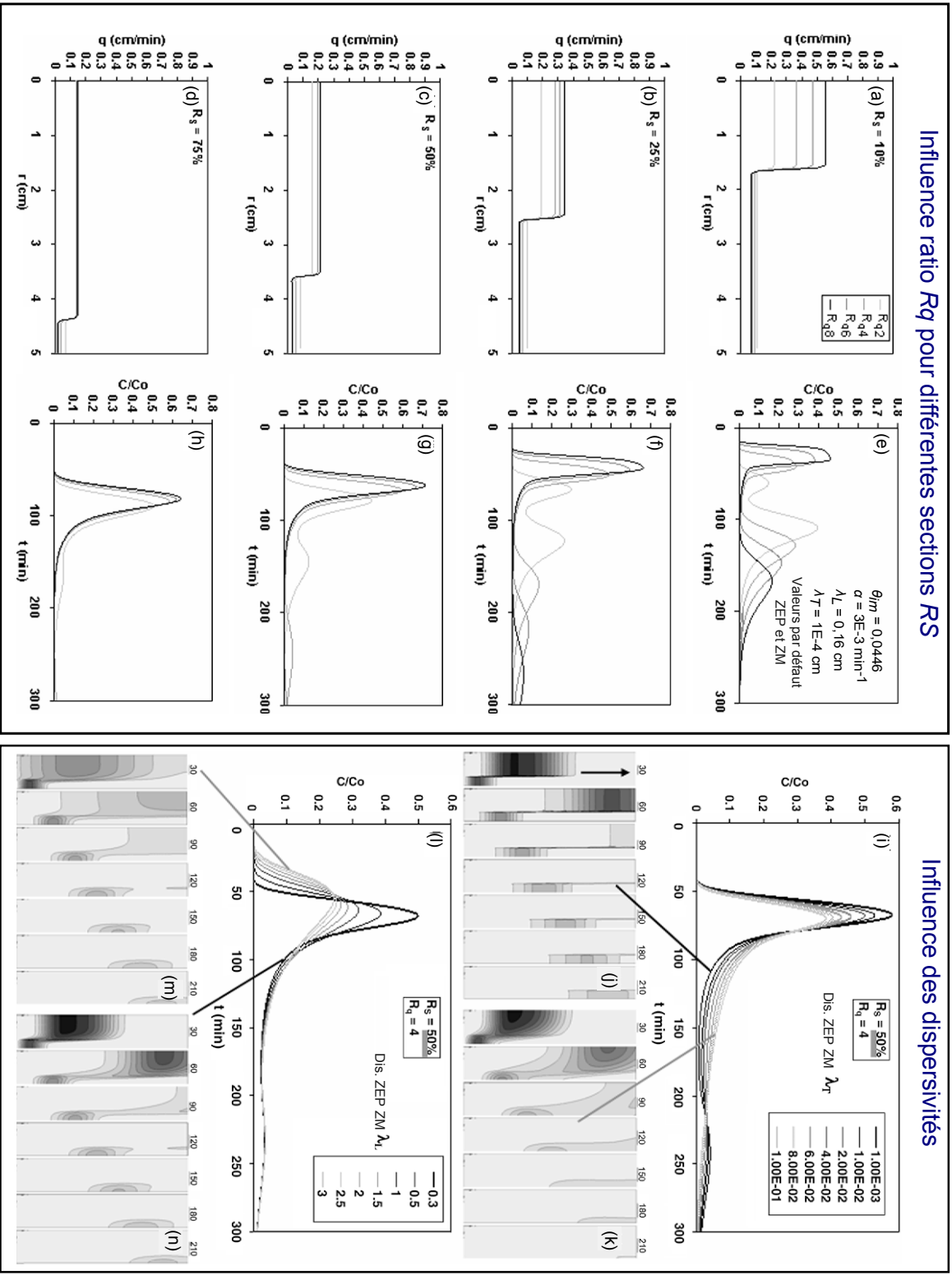


FIGURE 9.4 – Modèle d'extension de l'écoulement préférentiel : vitesse darcienne et élitons en fonction de l'extension R_S , de l'augmentation de la vitesse darcienne R_q , de la dispersivité transversale λ_T et de la dispersivité longitudinale λ_L .

- L’amplitude et la position des pics sont réglées par le ratio de section, R_s , et de conductivité hydraulique, R_q (Figure 9.4a-h).
- En l’absence d’échange de solutés entre les deux zones matricielle et préférentielle (dispersivité latérale λ_T faible), le pourcentage de masse transporté par l’écoulement préférentiel, R_{masse}^{ZEP} , et le temps de séjour des solutés transitant par cet écoulement, t_s^{ZEP} , sont entièrement déterminés par la valeur des ratios de section, R_s , et de vitesse darcienne, R_q , selon :

$$R_{masse}^{ZEP} = \frac{R_s R_q}{(1 - R_s) + R_s R_q} \quad (9.1)$$

$$t_s^{ZEP} = \frac{(1 - R_s) + R_s R_q}{R_q} \tau_s \quad (9.2)$$

où τ_s correspond au temps de séjour défini selon l’équation 7.4.

- La valeur de la dispersivité latérale régle l’échange de soluté entre les deux zones (Figure 9.4i-k). Lorsque sa valeur est négligeable, les règles énoncées ci-dessus s’appliquent. Lorsqu’elle augmente, les deux pics se rapprochent, le pic principal ayant tendance à absorber le plus petit (Figure 9.4i). Les solutés qui passent par la zone matricielle M peuvent diffuser au sein de la zone EP pour finalement emprunter la trajectoire des solutés dans la zone EP, et vice-versa.
- Enfin, les paramètres hydrodispersifs excepté la dispersivité transversale, λ_T , à savoir f_m^{ZEP} , f_{im}^{ZEP} , f_{is}^{ZEP} , α_{MIM}^{ZEP} , λ_L^{ZEP} et f_m^{ZM} , f_{im}^{ZM} , f_{is}^{ZM} , α_{MIM}^{ZM} , λ_L^{ZM} régulent la forme de chacun des deux modes (asymétrie). Ils n’ont qu’un effet minime sur leurs amplitudes et positions relatives (Figure 9.4l-n).

Ajustement optimal

L’ajustement du modèle numérique aux données a été réalisé de la manière suivante : (i) en optimisant les valeurs de R_s et R_q pour positionner et déterminer l’amplitude des pics, (ii) choix des paramètres hydrodispersifs f_m^{ZEP} , f_{im}^{ZEP} , f_{is}^{ZEP} , α_{MIM}^{ZEP} , λ_L^{ZEP} , f_m^{ZM} , f_{im}^{ZM} , f_{is}^{ZM} , α_{MIM}^{ZM} , λ_L^{ZM} pour ajuster la forme des pics. Un choix approprié de la section occupée par la zone préférentielle ($R_s = 46,2\%$ et de la vitesse associée ($R_q = 4$) ainsi que de l’ensemble des paramètres hydrodispersifs a permis un ajustement honorable des éluions expérimentales (Figure 9.5a). Néanmoins, si l’amélioration est flagrante par rapport à la modélisation darcéenne proposée (Figure 9.3d), des investigations complémentaires sont nécessaires pour améliorer la modélisation du second mode (Figure 9.5b).

Les champs de concentrations (Figure 9.5c) permettent de bien appréhender le transfert dans la colonne. Une bonne partie du traceur semble transiter par le macropore et une partie conséquente de la matrice, avec une première percée qui correspond au premier pic. Une seconde partie transite par les bords de la colonne, moins vite et définissent en sortie le second pic et la trainée marquée.

Synthèse de la modélisation

L’étude numérique permet de confirmer l’extension de l’écoulement préférentiel au sein de la matrice. D’une part, l’hypothèse de restriction de l’écoulement préférentiel au seul macropore ne permet pas d’obtenir de modélisation adéquate des données (cf. paragraphe 9.4.1). D’autre part, l’hypothèse d’une extension de l’écoulement préférentiel à la matrice environnante améliore la modélisation numérique des éluions. Ces conclusions, explicitées plus en détails dans les travaux [58, 59, 60], sont en plein accord avec des études antérieures. En particulier, [29] ont démontré expérimentalement (par traçage coloré) ce phénomène d’extension des écoulements préférentiels à la matrice environnante. [12] avait déjà proposé cette hypothèse pour expliquer les éluions observées dans leur système macroporé. Or, une telle extension est en contradiction avec l’application de la loi de darcy au macropore (cf. pa-

Modèle optimal

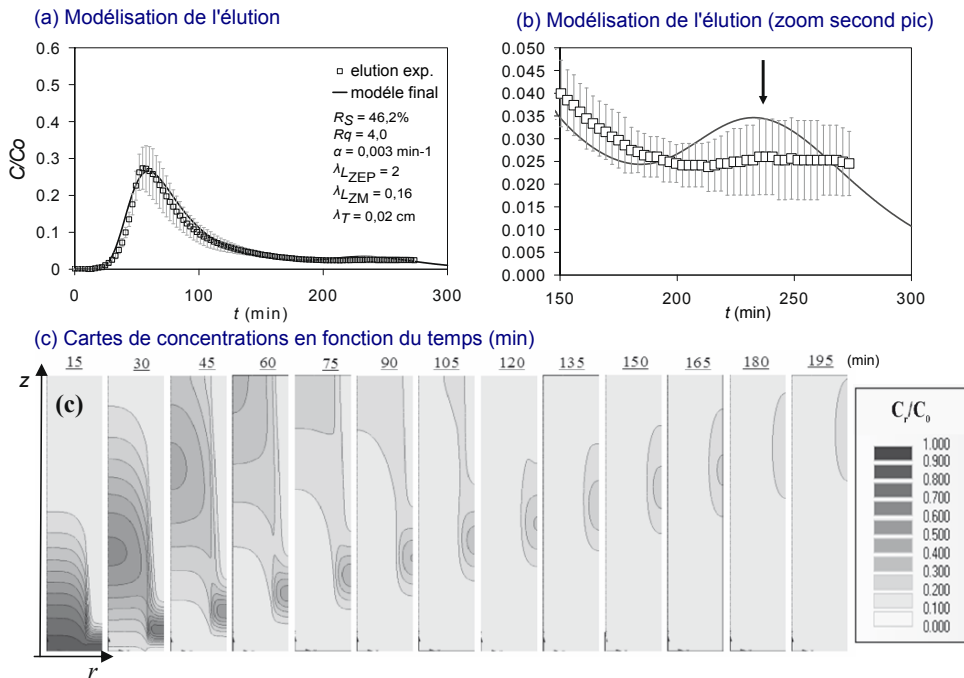


FIGURE 9.5 – Modélisation optimale du transfert du traceur (concentration et cartes de concentrations).

ragraphe 9.4.1). On peut donc en conclure que cette loi est inappropriée et que le modèle 2K ne peut décrire adéquatement les écoulements préférentiels induits par la macroporosité.

9.4.3 Modélisation de l'effet de la stratification (géotextile)

Sur la base de l'étude numérique présentée pour le macropore, une étude similaire a été proposée pour le géotextile. Néanmoins, cette dernière est en cours et demande des investigations complémentaires.

Etude de l'écoulement

Pour étudier l'effet de la strate, le système macroporé sans strate a été décrit sur la base des paramètres optimaux obtenus précédemment (Figure 9.5). La strate a ensuite été rajoutée et modélisée avec son épaisseur réelle. Dans ce cas, le seul degré de liberté relatif à la strate, pour l'écoulement, est sa conductivité hydraulique à saturation K_s . En effet, la teneur en eau θ_s est fixé par la porosité de la nappe textile et les paramètres non saturés n'ont aucune influence (modélisation effectuée en conditions saturées).

Les résultats de la modélisation permettent en premier lieu de démontrer l'homogénéisation de l'écoulement. Dans le système macropore, la composante verticale de la vitesse comprend deux modes : vitesse rapide dans la zone d'écoulement préférentiel et vitesse lente dans la zone matricielle (Figure 9.4). Cette distribution est identique sur toute la hauteur de la colonne (M). Dans la colonne avec géotextile, les distributions radiales dépendent de la proximité de la strate (Figure 9.6a). Hors de la zone d'influence de la strate, les deux modes apparaissent clairement et la distribution de la vitesse est comparable à la colonne M. En se rapprochant de la strate, l'écart entre les deux modes de vitesse s'amenuise jusqu'à obtention d'un écoulement parfaitement homogène au sein même de la strate. La strate permet donc d'homogénéiser (ou d'uniformiser) l'écoulement en son sein et à son voisinage.

Les résultats permettent aussi de mettre en évidence un flux entre la zone matricielle et la zone d'écoulement préférentiel. En considérant le champ vitesse (Figure 9.6b), les lignes de courant sont essentiellement verticales, en dehors de la zone d'influence de la strate. En se rapprochant de la strate,

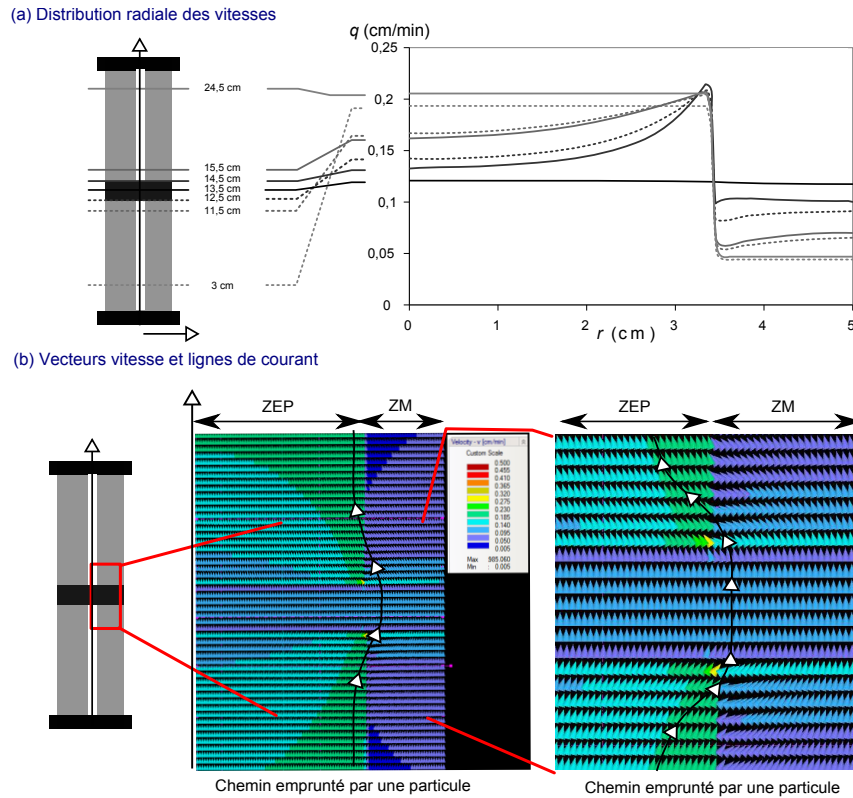


FIGURE 9.6 – Modélisation de l'effet du géotextile sur l'écoulement.

on note une incurvation des lignes de courant. La composante radiale du vecteur vitesse devient non négligeable et dirigée vers la zone d'écoulement matriciel en amont et en sens inverse en aval. Ces composantes radiales attestent de la présence d'un flux d'eau à l'interface entre les deux zones. En amont de la strate, la zone d'écoulement préférentiel nourrit la matrice. En aval, la situation est inversée.

Effet sur le transfert des solutés

Du fait du flux d'échange entre zone d'écoulement préférentiel et la zone matricielle, les solutés peuvent accéder plus facilement à la zone matricielle. Prenons l'exemple d'une particule non réactive (parfait traceur de l'eau). En absence de strate, toute particule injectée en bordure amont de la zone d'écoulement préférentiel restera dans cette zone, les lignes de courant sont verticales. En présence de strate, les particules injectées en bordure de la zone d'écoulement préférentiel et au voisinage de l'interface avec la zone matricielle peuvent suivre une ligne de courant incurvée et se retrouver en zone matricielle (Figure 9.6b, flèche). On démontre ainsi l'échange de soluté et l'amélioration de l'accès à la zone matricielle. Ce phénomène est aussi visible au niveau du panache de soluté avec un léger épanchement vers la zone matricielle au voisinage de la strate (Figure 9.7).

Néanmoins, la modélisation numérique de l'effet du géotextile avec son épaisseur réelle retranscrit ces phénomènes mais ne permet pas de modifier très significativement les éluions en sortie. Même si les mécanismes diffèrent avec la strate, l'impact sur les éluions en sortie reste limité. On peut remarquer une similarité avec les résultats de la modélisation de l'effet du macropore : les tendances sont bien modélisées –hétérogénéisation de l'écoulement pour le macropore et réduction de l'homogénéité de l'écoulement pour la strate- mais les effets sont largement sous-estimés. Un ajustement optimal a tout de même pu être obtenu en réduisant la section de l'écoulement préférentiel et le ratio de vitesse. Ainsi, il a été nécessaire de réduire la zone d'écoulement préférentiel de 50 % à 18,5 % et le ratio de vitesse de 4 à 3.2. L'ajustement résultant est de bonne qualité (Figure 9.7). Néanmoins, la difficulté de simuler sur la base de lois darcyennes l'intensité des effets observés nécessite des investigations complémentaires.

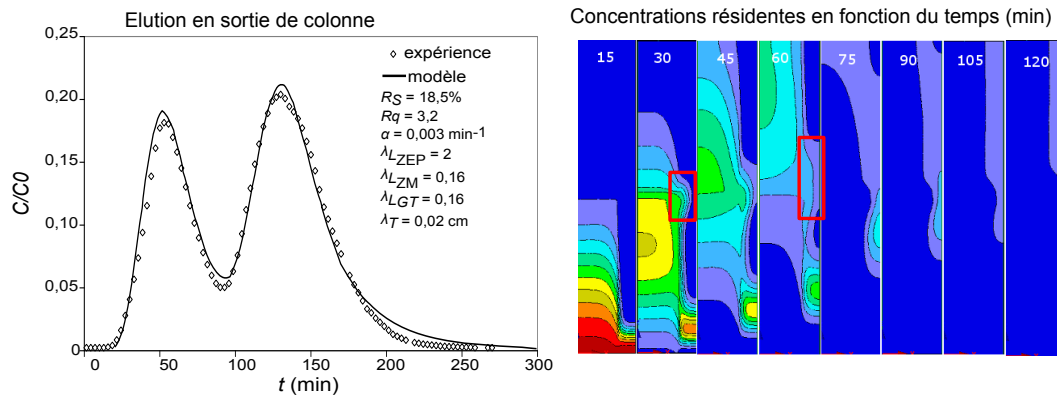


FIGURE 9.7 – Modélisation optimale du transfert du traceur dans les colonnes de sable macroporé et stratifié.

10 Synthèse et perspectives

Un ensemble de travaux a été réalisé pour caractériser les transferts préférentiels de traceur de l'eau et de polluants dans divers milieux poreux modèle (sable macroporé, gravier poreux) et naturels (dépôt fluvio-glaciaire de Django Reinhardt), en condition d'écoulement permanent. Une macroporosité artificielle a été étudiée par mise en place d'un macropore dans la matrice sableuse. Le gravier bénéficie par nature d'une double porosité, avec une macroporosité inter granulaire et une microporosité intra granulaire. Enfin, le dépôt fluvio-glaciaire présente une bimodalité granulométrique et donc sans doute porométrique [3]. En dernier lieu, la stratification du milieu a été étudiée dié par le biais de la mise en place de géotextiles au sein de chacun des systèmes.

Les résultats laissent apparaître le fait que les hétérogénéités (présence de macropores) et les strates jouent sur l'écoulement. Ces facteurs jouent aussi sur le transfert des polluants mais essentiellement par le biais de leur action sur les cheminements de l'eau. Il n'y pas de mécanisme additionnel de rétention par les géotextiles ou les macropores artificiels.

Écoulements et transferts préférentiels des solutés non réactifs

Les résultats sont d'abord décrits pour les systèmes modèle à géométrie simple, à savoir le sable amendé en macropore et stratifié. L'effet du macropore dépend du degré de saturation du système sable / macropore. En condition de saturation complète, le macropore est rempli d'eau et donc activé en termes de transferts d'eau et de solutés. Dans ce cas, les données expérimentales et numériques plaident en faveur d'une hypothèse de débordement des transferts préférentiels dans une partie de la matrice. En conditions non saturées, la macroporosité ne joue plus aucun rôle ; le macropore désactivé ne sert plus au transfert de l'eau et des polluants. La stratification du milieu permet de réduire les écoulements préférentiels lorsque ceux-ci sont présents (conditions saturées). La modélisation numérique permet d'avancer l'hypothèse de coupure des cheminements préférentiels par report des flux de la macroporosité vers la matrice au voisinage de la strate. Ce phénomène de type barrière est probablement favorisé par une plus faible conductivité hydraulique de la strate comparativement à celle du macropore.

Les grandes lignes de ces résultats sont extrapolables aux matrices plus complexes (gravier poreux et dépôt fluvio-glaciaire). En conditions saturées, la stratification se traduit par une homogénéisation de l'écoulement. En conditions non saturées, il en est de même pour les matériaux gardant un écoulement hétérogène, c'est à dire un certain nombre de pores activés (cas du gravier). Il est donc important de noter que les expériences et les modélisations effectuées avec le sable, le macropore et la strate modèle

permettent de bien comprendre le fonctionnement des milieux poreux plus complexes.

Enfin, les données donnent un certain nombre d'indications concernant la manière de modéliser et quantifier les écoulements préférentiels. Le cas du sable macroporé et stratifié a été modélisé sur la base d'une approche darcéenne : macropore, matrice et géotextile apparentés à des milieux darcéens. La modélisation numérique a prédit une restriction de l'écoulement préférentiel au sein du macropore. Ceci est contraire à l'hypothèse d'extension des transferts préférentiels à la matrice avoisinante, hypothèse sans laquelle les éluions du traceur ne peuvent être expliquées. On en conclut que l'hypothèse darcéenne est invalidée pour le macropore. Il en est de même du système avec strate. Ce résultat est d'importance dans la mesure où il amène à chercher des modèles conceptuels alternatifs en adéquation avec les phénomènes observés (entraînement de l'écoulement au delà du macropore lui-même et effet net de coupure des cheminements préférentiels par les strates).

Répercussions des écoulements préférentiels sur les transferts réactifs

L'analyse des éluions et des profils de rétention des polluants montre clairement que l'hétérogénéité de l'écoulement influe sur leur rétention en régulant le contact polluants / matrice réactive. Un écoulement parfaitement homogène et concernant l'ensemble de la matrice permet aux polluants d'avoir accès à l'ensemble des sites réactionnels (sites d'adsorption, de complexation de surface, favorables aux phénomènes de (co-)précipitation, etc.). En outre, l'activation de toute la teneur en eau θ permet de diminuer la vitesse de l'eau dans les pores (cf. équation 2.31) et donc d'augmenter le temps de contact polluants / matrice réactive. A contrario, lorsque l'écoulement devient hétérogène, une partie des sites peut se situer en zone d'eau stagnante, l'accès devenant limité (accessibles seulement par diffusion moléculaire). Ainsi, seule la fraction de sites en contact avec l'eau mobile peut servir pleinement à la rétention des polluants. Pour les colloïdes, il en va de même. La rétention des colloïdes est améliorée lorsque les cheminements permettent un accès facile à toute la matrice y compris aux zones de faibles dimensions porales qui sont le lieu privilégié des mécanismes de piégeage. Des conclusions similaires ont été trouvées dans le cas de pollutions mixtes injectées dans des matrices très complexes [36, 37].

Cinquième partie

Milieus poreux dans leur environnement aux échelles supérieures

Les travaux précédents ont permis d'étudier les transferts préférentiels d'eau et de polluants essentiellement à l'échelle du milieu poreux ($\sim 10 - 100 \text{ cm}^3$). Néanmoins, les transferts préférentiels doivent être étudiés aux échelles plus grandes (ouvrage et bassin versant) pour tenir compte des facteurs qui s'expriment à ces échelles (variabilité spatiale des sols, hétérogénéité des matrices, etc.). A l'échelle du massif (sol, ouvrage, etc.), deux facteurs peuvent coexister et interférer : la présence de matériaux de propriétés diverses et contrastées et une hétérogénéité structurale intrinsèque à chaque matériau. Au niveau du bassin versant, les dimensions des éléments de base sont encore accrues, et la variabilité spatiale de la nature des "massifs" peut ajouter une dimension supplémentaire dans la complexité du problème. Les travaux réalisés reposent essentiellement sur la caractérisation des propriétés de transfert et de modélisation des écoulements aux échelles de l'ouvrage et du mini bassin versant. Le développement de l'algorithme BEST a permis d'appréhender la variabilité spatiale de propriétés de transfert et la modélisation leur répercussions sur les transferts.

11 Caractérisation hydrodynamique d'une plateforme de laitier

Les laitiers d'aciérie sont obtenus par refroidissement de la crème de laitier (matériau visqueux se formant à la surface des cuves de fonderies d'acier). Ce type de matériau a été utilisé comme matériau alternatif pour la construction d'ouvrages routiers. Néanmoins, se pose la question de la stabilité mécanique et chimique à long terme. La stabilité chimique a fait l'objet d'études notamment aux regards du relargage de polluants, par le biais d'essais de lixiviation. Cependant, ces essais ne permettent pas de prévoir les effets potentiels sur les eaux souterraines et les sols sous-jacents en situation réelle [13]. Dans cette optique, le projet ECLAIR a été lancé avec le financement du programme PRECODD (Programme d'Ecotechnologies et Développement Durable) de l'ANR (Agence Nationale de Recherche). Ce projet de recherche intitulé : « Evaluation Environnementale du Comportement d'un Laitier LD utilisé en Infrastructure Routière » a pour but de suivre l'évolution temporelle des propriétés hydrodynamiques et physico-chimiques des laitiers LD utilisés dans un ouvrage routier expérimental. Ce suivi est réalisé à l'échelle d'un ouvrage de dimension décamétriques (plateforme expérimentale de Fos-sur-Mer), d'un point vue mécanique, hydrodynamique et en termes de pollution (relargage). Les travaux présentés ici ont contribué essentiellement à la caractérisation hydrodynamique du laitier et son évolution dans le temps et dans l'espace. Les travaux présentés sont pour partie issus de la thèse de D. Yilmaz. Pour plus de détail, le lecteur pourra se référer au manuscrit de la thèse [123] ou au rapport final du projet de recherche ECLAIR[81], ainsi qu'aux articles de journaux scientifiques et aux conférences [124, 126].

11.1 Description de la plateforme essais réalisés

Laitier LD étudié

Le matériau étudié est un laitier de conversion LD criblé et dé-ferraillé en 2003. Le laitier a été stocké et mûri en extérieur de 2004 à 2006. Le produit utilisé est un mélange à parts égales de trois fractions

TABLE 11.1 – Analyse chimique du laitier LD.

		Fraction granulométrique						Fraction granulométrique			
		0-2 mm	2-4 mm	4-6 mm	0-6 mm			0-2 mm	2-4 mm	4-6 mm	0-6 mm
$pH - H_2O$	-	12,7	12,8	12,1	12,7	As	$mg\ kg^{-1}$	<2	<2	2,87	<2
$MV\ 550^\circ C$	%	4	1,0	1,0	3,0	Ba	$mg\ kg^{-1}$	96,7	124	137	128
C	%	1,78	0,63	0,97	1,46	B	$mg\ kg^{-1}$	113	135	124	118
Al_2O_3	%	2,77	1,69	3,54	2,1	Cd	$mg\ kg^{-1}$	<1	<1	<1	<1
SiO_2	%	14,52	14,86	12,4	15,97	Cr	$mg\ kg^{-1}$	782	877	917	910
TiO_2	%	0,58	0,47	0,39	0,48	Co	$mg\ kg^{-1}$	5,59	6,68	7,51	7,86
CaO	%	42,02	43,85	44,75	40,7	Cu	$mg\ kg^{-1}$	4,21	2,49	<2	2,7
MgO	%	7,45	6,52	7,16	6,46	Mo	$mg\ kg^{-1}$	4,03	3,45	4,01	4,02
Na_2O	%	0,06	0,06	0,05	0,07	Ni	$mg\ kg^{-1}$	7,44	5,35	4,78	4,04
P_2O_5	%	1,62	1,43	1,14	1,4	Pb	$mg\ kg^{-1}$	6,83	5,75	6,54	5,74
K_2O	%	0,04	0,05	0,03	0,06	V	$mg\ kg^{-1}$	596	740	777	741
Mn_2O_4	%	2,95	2,54	2,15	2,59	Zn	$mg\ kg^{-1}$	9,13	<6	<6	<6
Fe_2O_3	%	28,46	27,8	27,47	29,82	Hg	$mg\ kg^{-1}$	<0,2	<0,2	<0,2	<0,2

granulométriques 0-2 mm, 2-4 mm et 4-6 mm. La granulométrie est relativement resserrée autour d'un diamètre médian de $450\ \mu m$, et correspond à celle d'un matériau relativement grossier avec près de 92 % de sable, la fraction argileuse étant négligeable. La masse volumique spécifique des particules est de l'ordre de $2,97\ g\ cm^{-3}$.

La composition du laitier étudié est tout à fait dans la norme de la production mondiale [13]. Ce laitier étudié se caractérise par une concentration élevée en calcium sous forme de CaO, en fer sous forme de Fe_2O_3 et en silicium sous forme de SiO_2 (Tableau 11.1). La concentration en chaux libre ($CaO + Ca(OH)_2$) est de l'ordre de 6 %. Les concentrations en éléments trace sont faibles, sauf pour le chrome, le vanadium, le baryum et le bore (respectivement 910, 741, 128, et 118 $mg\ kg^{-1}$). Des analyses complémentaires semblent indiquer la présence de barytine, $BaSO_4$, ou de la witherite, $BaCO_3$ en lien avec le relargage de Barylium et de $Ca_3(VO_4)_2$ concernant le Vanadium.

Ouvrage et lysimètre

La plateforme expérimentale a été construite dans le sud de la France -Fos-sur-Mer- (Figure 11.1). Le choix s'est porté sur une plateforme parallélépipédique de 10,9 m de longueur, de 6,4 m de largeur et de 0,52 m de profondeur. La masse totale de laitier dans l'ouvrage est d'environ 70 t, ce qui correspond à une masse volumique apparente d'environ $1,88\ t\ m^{-3}$, valeur proche de l'optimum proctor. La plateforme n'est pas revêtue et ne supporte aucun trafic. Avant la mise en place du laitier, un système d'étanchéité et de drainage a été installé en fond d'ouvrage pour récupérer les eaux de percolation. Le suivi de la qualité des eaux a été mis en place pendant une durée de deux années, de mai 2007 à juin 2009. La mise en place du matériau avec des engins de chantier s'est traduite par une certaine hétérogénéité spatiale avec des zones plus lisses et d'autres plus granulaires. En complément de cette approche, un lysimètre de $2\ m^3$ a été installé sur le site du CEREGE (aix en provence) pour exposer le même laitier en conditions lysimétriques. Les résultats sont discutés essentiellement pour la plateforme expérimentale, le lysimètre permettant d'apporter les vérifications nécessaires.

Les deux ouvrages ont été soumis aux conditions atmosphériques détaillées pour la station de Mari-gnane (Figure 11.1). Elles sont typiques des régions méditerranéennes avec des étés chauds et secs, des hivers doux et une succession de périodes très sèches et très humides. On remarque notamment une période très sèche précédant la première campagne.

Plate-formes expérimentales et conditions météorologiques

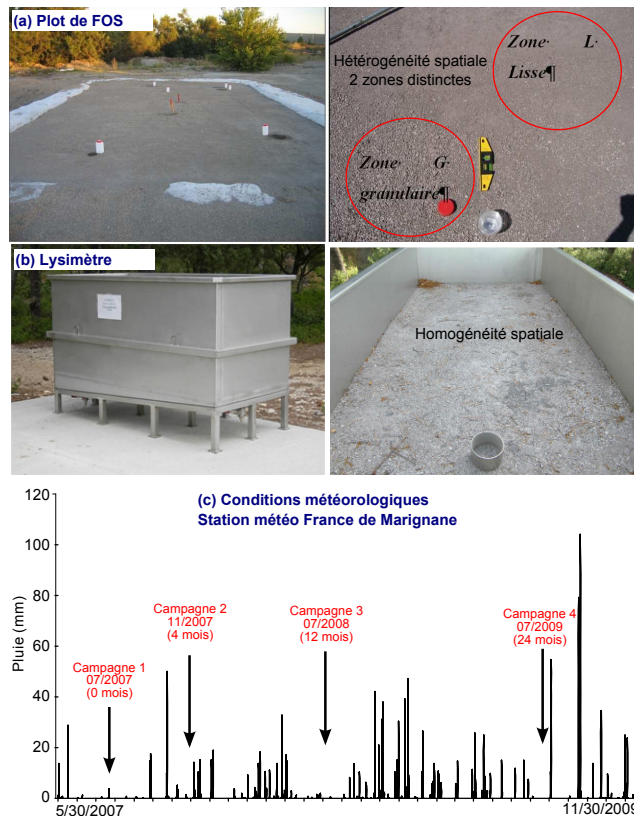


FIGURE 11.1 – Plateforme expérimentale (Fos-sur-Mer), lysimètre et conditions météorologiques.

Mesures et essais d'infiltrométrie réalisés

La caractérisation hydrodynamique du laitier a été réalisée *in labo* et *in situ* par infiltrométrie avec des essais de type Beerkan et des essais avec infiltromètre multi-suction (Infiltromètre SDEC SW080) tel que décrit au paragraphe 5 du chapitre III. Le traitement des données a été réalisé à l'aide des deux versions BEST-Slope et BEST-Intercept détaillées au chapitre III. Quatre campagnes ont permis le suivi de l'évolution temporelle des propriétés hydrodynamiques dans le temps : 0 mois (caractérisation de l'état initial après la mise en place de l'ouvrage), 4 mois, 12 mois et 24 mois. La plateforme présentait une variabilité spatiale de la surface avec des zones granulaires et des zones lisses, avec des masses volumiques apparentes de $1,73 \text{ g cm}^{-3}$ et de $1,94 \text{ g cm}^{-3}$, correspondant à des porosités de 41,8 % et de 34,8 %, respectivement. Les essais ont été réalisés pour les deux types de zones lisses (L) et granulaires (G). Des échantillons ont été prélevés pour la mesure de masse volumique apparente sèche, la granulométrie et pour la caractérisation de la microstructure et des phases minérales par microanalyse MEB.

11.2 Résultats

11.2.1 Encroûtement et carbonatation

Les observations *in situ* ont permis de mettre en évidence la formation d'une croûte en surface de la plateforme et du lysimètre. Les grains apparaissaient solidarisés et englués dans une gangue sur une épaisseur de $\sim 2 - 4 \text{ cm}$. Ces observations de terrain ont été confirmées *in labo* par la mise en contact du matériau avec l'eau et l'atmosphère (réservoir en CO_2) sous différentes conditions de contact (éprou-

vettes de laboratoire). L'évolution s'est toujours traduite par la formation d'une croûte d'apparence identique et d'épaisseur entre 1,5 cm et 4 cm.

La microanalyse MEB met en évidence le colmatage de la porosité du fait de l'apparition de phases précipitées. On note un gradient inversé de la surface vers l'intérieur (Figure 11.2). En surface, le grand nombre de phases précipitées aboutit à un « plâtrage » des grains colmatant de manière significative la porosité (Figure 11.2A). L'analyse atomique révèle la présence de Ca, C et O ce qui laisse présager de phases carbonatées. Plus en profondeur, le plâtrage est moins important et forme des plaques recouvrant partiellement certaines particules (Figure 11.2B-C). En certains endroits, on voit apparaître des bâtonnets fins formant un réseau comparable à une toile d'araignée (données non illustrées). L'analyse atomique de ces phases laisse présager de CSH. Cette évolution de la microstructure ne se traduit par aucun changement significatif de composition chimique, de granulométrie ou de masse volumique apparente. Les changements microstructuraux mis en évidence impliquent en fait des quantités de matière négligeables à l'échelle macroscopique.

11.2.2 Données infiltrométriques

Les résultats obtenus pour le lysimètre et la plateforme de Fos-sur-Mer correspondent bien, en particulier pour les essais Beerkan. Cela permet de présumer de propriétés comparables entre le lysimètre et la plate-forme expérimentale de Fos-sur-Mer.

Essais Beerkan -plateforme

Les courbes d'infiltrations cumulées de la première campagne (état initial) se distinguent nettement selon le type de surface (Figure 11.3a). Les infiltrations sont environs dix fois inférieures pour les surfaces lisses. On note aussi une variabilité intra groupe importante. Six mois plus tard, les tendances sont similaires avec une réduction de la différence lisse / granulaire et des valeurs plus petites (Figure 11.3b). Enfin pour les deux dernières campagnes, les lames d'eau sont nettement plus petites et moins variables, ce qui traduit la baisse drastique de la capacité d'infiltration du laitier, indépendamment du type de surface (Figure 11.3c-d).

Essais infiltrométriques -plateforme

Les lames d'eau infiltrées ont été regroupées par type de surface. Ces lames correspondent à quatre succions successives ce qui se traduit par la superposition de quatre lames successives (Figure 11.3e-f). Les succions imposées en dernier sont plus élevées (on se rapproche de la saturation) et se traduisent donc par des lames infiltrées plus importantes et des pentes accentuées. On peut noter (i) une infiltration plus importante pour les zones granulaires, (ii) une réduction des lames dans le temps et (iii) une décroissance de l'écart entre lames d'eau correspondant aux différentes succions appliquées pour un même essai.

11.2.3 Evolution spatiale et temporelle des propriétés hydrodynamiques

Pour rappel, la caractérisation hydrodynamique est faite sur la base des principes suivants. La teneur volumique en eau à saturation θ_s est déduite de la porosité. La teneur en eau résiduelle θ_r est toujours considérée négligeable. Les données expérimentales (granulométriques et infiltrométriques)

Observation de l'encroûtement

Observations in situ



Lysimètre



≈ 2 / 4 cm

Plot expérimental

Microanalyse MEB

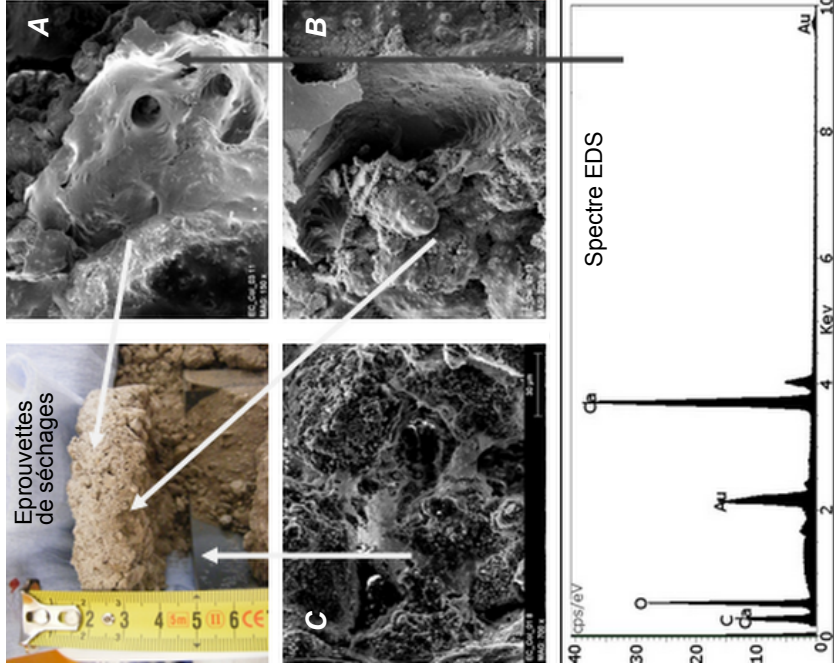
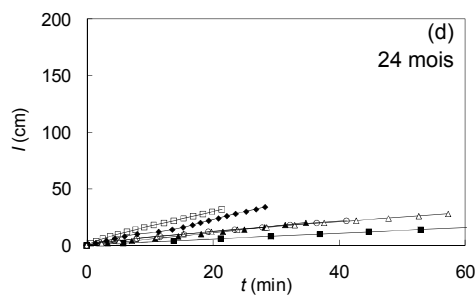
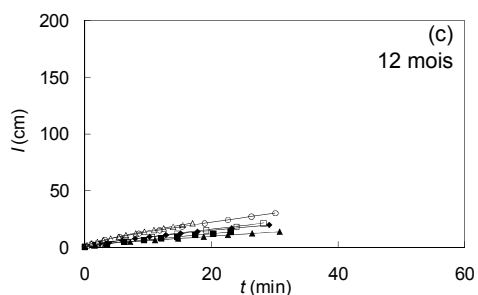
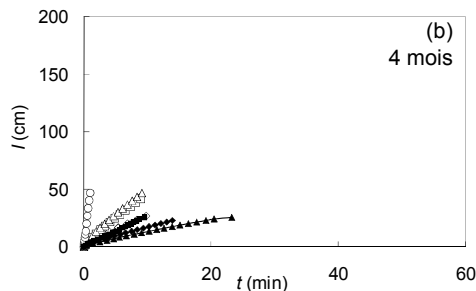
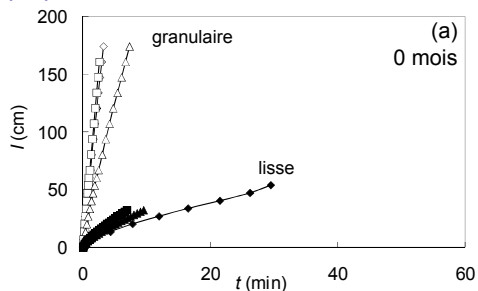


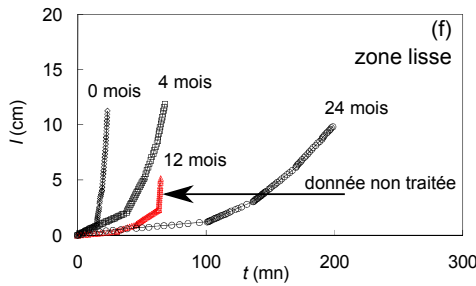
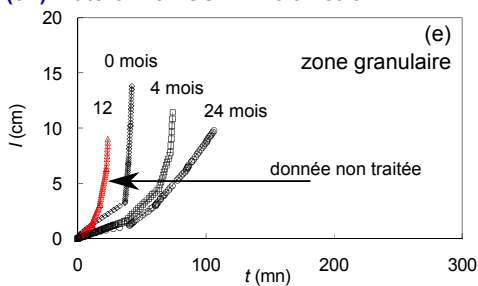
FIGURE 11.2 – Encroûtement du laitier in situ (pilote expérimental et lysimètre) et microanalyse de la croûte.

Laitier: données d'infiltrométrie

(a-e) Plateforme FOS - Essais Beerkan



(e-f) Plateforme FOS - Infiltromètre



(g-h) Lysimètre CEREGE

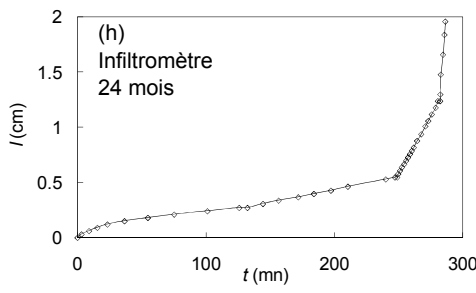
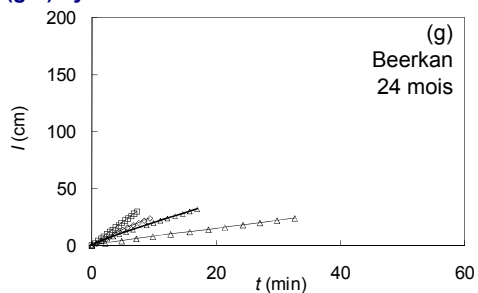


FIGURE 11.3 – Essais Beerkan réalisés en triplicat (a-d) et essais avec infiltromètre (e-f) sur le plot de Fos-sur-Mer, essais Beerkan (g) et avec infiltromètre(h) sur la dalle Ineris (les lames en rouge ne sont pas analysées).

TABLE 11.2 – Plateforme expérimentale de Fos-sur-Mer : évolution des propriétés hydrodynamiques dans le temps et l’espace.

Paramètre	Beerkan		Infiltromètre	
Méthode	BEST		Numérique	
Surface	G	L	G	L
	n			
0 mois	2,38	2,41	2,55	2,34
4 mois	2,38	2,41	2,68	2,37
12 mois	2,38	2,41	2,74	2,35
24 mois	2,38	2,41	2,81	2,34
	K_s (mm s ⁻¹)			
0 mois	1,25	9,10 10 ⁻²	2,69 10 ⁻¹	1,95 10 ⁻¹
4 mois	1,36 10 ⁻¹	7,50 10 ⁻²	3,20 10 ⁻²	3,20 10 ⁻²
12 mois	3,90 10 ⁻²	2,80 10 ⁻²	-	-
24 mois	3,10 10 ⁻²	2,90 10 ⁻²	8,33 10 ⁻³	7,17 10 ⁻³
	h_g (mm)			
0 mois	-248,7	-159,5	-80,6	-73,5
4 mois	-118,9	-113,3	-95,2	-128,2
12 mois	-95,5	-83,9	-	-
24 mois	-85,7	-57,1	-149,3	-116,3

servent pour la détermination du paramètre de forme n , de la conductivité hydraulique à saturation K_s , et du paramètre de normalisation du potentiel capillaire h_g . Les estimations dépendent du couple dispositif / mode de traitement (Tableau 11.2), mais les grandes tendances sont conservées. Pour plus de détails, on se référera au manuscrit de D. Yilmaz [123].

Le paramètre θ_s dépend évidemment du type de surface, avec des valeurs supérieures pour les zones granulaires. Le paramètre de forme n est indépendant du type de surface et du temps, et ce, quelle que soit la procédure d’obtention des paramètres. Ces résultats viennent de la construction de l’algorithme BEST (distribution granulométrique invariante dans le temps et dans l’espace). Ce résultat est aussi confirmé par l’inversion numérique des données infiltrométriques. La conductivité hydraulique à saturation K_s décroît avec le temps d’un facteur 10 pour les zones lisses et 100 pour les zones granulaires. On note aussi une différence notable entre zones lisses et granulaires au début suivi d’une égalisation des conductivités pour la dernière campagne. Enfin, la prédiction de l’évolution temporelle du paramètre h_g dépend de la méthode d’estimation, ce qui peut s’expliquer physiquement mais empêche toute conclusion hâtive.

11.2.4 Synthèse et conclusions

Lien entre colmatage et comportement hydrodynamique

Le concept de capillarité permet d’établir un lien entre la modification de la microstructure et l’évolution temporelle des propriétés de transfert (Figure 11.4). La réactivité du matériau se traduit par un ensemble de réactions chimiques (carbonatation). Les phénomènes de précipitation induisent la formation de plaques en surface des grains et donc un rétrécissement des pores (Figure 11.4a). Les pores les plus étroits peuvent se retrouver complètement colmatés, les pores plus grands étant simplement réduits.

La diminution du nombre de pores actifs et de leur section efficace explique la diminution de la conductivité hydraulique à saturation (Figure 11.4c). L’effet du changement de microstructure sur les phénomènes capillaires dans le milieu poreux (variation du paramètre h_g) est plus difficile à appré-

Effet du colmatage sur les courbes caractéristiques

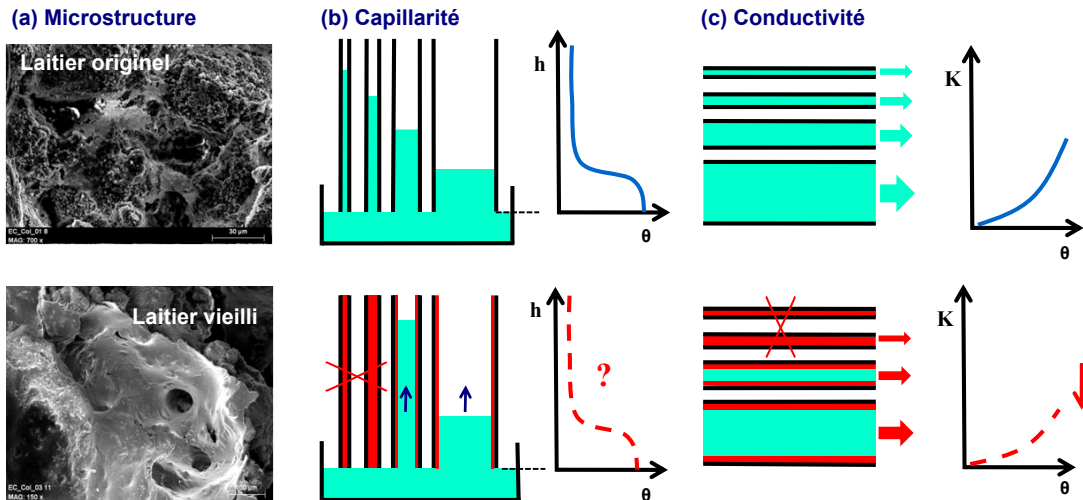


FIGURE 11.4 – Modèle conceptuel de carbonatation des pores et d’impact sur les propriétés de transfert.

hender, car il résulte de deux effets antagonistes. D’une part, le rétrécissement des pores est susceptible d’augmenter la remontée capillaire au sein des pores non condamnés. D’autre part, les pores les plus fins qui sont condamnés ne participent plus à la rétention d’eau dans le milieu (Figure 11.4b). La résultante de ces deux effets peut se traduire par des tendances contraires à l’échelle macroscopique.

Transfert d’eau et de polluants à l’échelle de l’ouvrage

La variabilité spatiale des propriétés hydrodynamiques doit être prise en compte en particulier pour la modélisation des transferts à l’échelle de l’ouvrage. Concernant l’ouvrage étudié, à la variabilité spatiale se rajoute une évolution temporelle. Au début, la variabilité spatiale est importante, avec une conductivité hydraulique d’un ordre de grandeur supérieur pour les zones granulaires. Ce type de configuration est favorable à l’établissement d’écoulements préférentiels [86, 6]. Après, la croûte se forme et s’étend sur toute la surface, en conséquence des réactions géochimiques décrites ci-dessus. Cette croûte présente des propriétés hydrodynamiques différentes et une conductivité hydraulique à saturation de 2 à 3 ordres de grandeur inférieurs. Elle peut réduire la capacité d’infiltration de l’ouvrage et gommer la variabilité spatiale originelle. La configuration devient propice à un écoulement plus homogène [86]. Ces travaux montrent comment la réactivité d’un matériau peut jouer sur le comportement hydrodynamique à grande échelle.

12 Etude des transferts dans les bassins d’infiltration

L’étude du bassin d’infiltration de Django Reinhardt a fait l’objet de diverses études menées par l’équipe IPE, dont plusieurs thèses dont la mienne sur le transfert de polluants à l’échelle du laboratoire (essais en batch et colonnes). Ces travaux ont été complétés par une approche terrain visant la caractérisation de la variabilité spatiale des propriétés de transfert et ses répercussions sur les flux d’eau et de polluants. Un premier volet a pour objet d’étude la caractérisation géologique et sédimentologique du dépôt fluvio-glaciaire en place. Ces aspects ont été traités au travers de la thèse de D. Goutaland [31], et de plusieurs mastères de recherche sous la direction de T. Winiarski. J’ai été impliqué dans le volet suivant concernant la caractérisation hydrodynamique des lithofaciès en présence et la modélisa-

tion des flux d'eau à l'échelle du massif. Cette étude se poursuit toujours et doit constituer l'une de mes implications majeures au sein de l'équipe IPE.

En parallèle, l'équipe a abordé les problèmes de colmatage des bassins d'infiltration. Dans ce contexte, elle a été porteuse du projet de recherche EMMAUS "Etude et Modélisation du transfert des Métaux lourds issus de l'Assainissement pluvial Urbain dans les Sols" dont l'objectif était l'étude de l'influence de la formation de couche sédimentaire sur les transferts de métaux et de polluants dans les bassins d'infiltration de Django Reinhardt et de Cheviré (Nantes). J'ai participé au volet caractérisation hydrodynamique des matrices (sols et couches sédimentaires) et modélisation des écoulements en zone non saturée. Pour plus de précision, le lecteur pourra se référer aux articles et conférences issues de ces travaux [64, 63, 33, 34, 65, 66].

12.1 Bassins d'infiltration étudiés

Bassin de Cheviré

Le bassin de Cheviré est localisé au SO de Nantes. Il recueille les eaux de ruissellement issues de la partie sud du pont de Cheviré de surface $38\,425\text{ m}^2$. Les eaux sont collectées par des avaloirs et recueillies dans des gouttières en aluminium avant d'être redirigées vers le bassin de décantation de surface 780 m^2 (Figure 12.1). Ce bassin, initialement prévu pour être un bassin de décantation, n'a pas été imperméabilisé et infiltre une partie des eaux recueillies dans le sol sableux (sable de Loire). Un trop plein muni d'un siphon, situé à l'autre extrémité du bassin, permet l'évacuation des eaux vers la Loire. Au bout de quinze années de fonctionnement, une couche sédimentaire s'est déposée en fond de bassin, sur une épaisseur variant de quelques centimètres à une trentaine de centimètres.

Bassin de Django Reinhardt

Le bassin d'infiltration Django Reinhardt est situé dans la zone industrielle de la commune de Chassieu, dans la plaine de l'Est Lyonnais. Le bassin versant est équipé d'un réseau séparatif d'eaux usées et d'eaux pluviales. Cependant ce dernier réseau reçoit des eaux de "temps sec" probablement issues de certaines activités industrielles. La surface drainée du bassin versant est de 185 ha. Avant sa réhabilitation, à l'exutoire du réseau pluvial, on trouvait trois bassins : un bassin de rétention, un bassin d'infiltration (colmaté) et un bassin d'infiltration /rétention placé à la fois en surverse du réseau et du bassin colmaté. Des travaux de réhabilitation se sont traduits par la mise en place d'un bassin de décantation avec surverse vers un bassin d'infiltration. Le site a été suivi après travaux afin de connaître son fonctionnement et l'impact sur le sous-sol et la nappe. Après un an de mise en service, le bassin d'infiltration s'est colmaté partiellement avec couche d'épaisseur de l'ordre de quelques centimètres.

12.2 Etude de l'effet de la sédimentation en fond de bassin sur les transferts

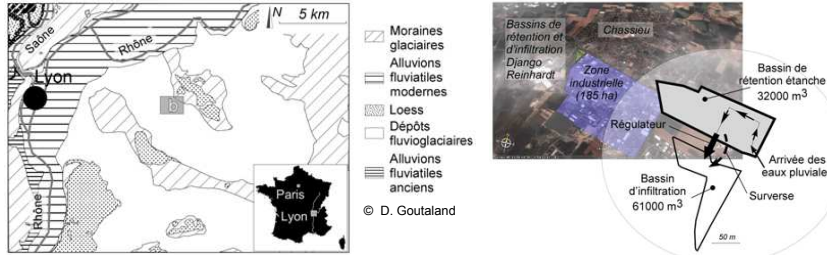
12.2.1 Essais d'infiltrométrie et caractérisation hydrodynamique

Essais d'infiltration

Des essais Beerkan ont été réalisés dans les deux bassins d'infiltration DjR et Cheviré au niveau de zone témoin, hors colmatage, et au niveau des zones colmatées présentant une couche de sédiment d'épaisseur conséquente (Figure 12.1). L'infiltration est toujours moins importante au niveau des zones

Bassins de décantation / infiltration étudiés

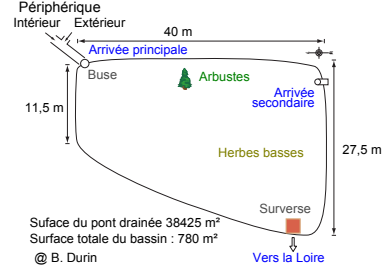
(a) Bassin DJR : localisation et contexte géologique **(b) Bassin DJR : données techniques**



(c) Bassin Cheviré : localisation

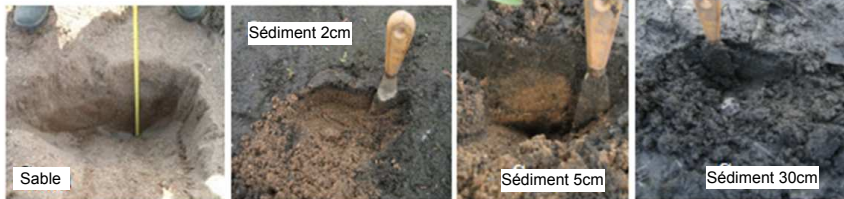


(c) Bassin Cheviré : plan



Sédimentation dans les bassins

(a) Bassin de Cheviré



(b) Bassin de Django Reinhardt

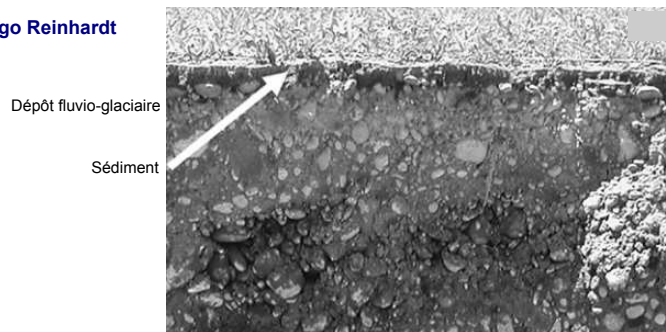


FIGURE 12.1 – Bassins d’infiltration étudiés et couches sédimentaires en fond de bassins d’infiltration.

colmatées (Figure 12.2a-b). Cette différence est nettement plus marquée pour le bassin de Cheviré. Certains essais Beerkan, non illustrés ici ont mis en évidence une réduction de l'infiltration drastique ainsi qu'une convexité des courbes en lieu et place de la concavité usuelle. Ces éléments semblent être la signature d'une forte hydrophobicité de la couche et du sable contaminé [122]. Une telle hydrophobicité peut résulter de la présence de matières organiques [10], notamment des hydrocarbures en fortes concentrations dans les sédiments.

Propriétés hydrodynamiques

Les données d'infiltration ont été utilisées pour déterminer les courbes hydrodynamiques caractéristiques par application de l'algorithme BEST. Dans certains cas, en particulier pour le sable de Loire, l'absence de concavité des courbes en début d'infiltration n'a pas permis l'obtention de tous les paramètres. Des expériences de séchage d'éprouvettes ont alors été réalisées pour caractériser les courbes de rétention d'eau (Figure 12.2d) et pour estimer le paramètre de normalisation du potentiel de pression h_g , en complément des données d'infiltrométrie.

Les sédiments se distinguent par une conductivité hydraulique à saturation inférieure mais aussi une décroissance de la teneur en eau moindre avec la baisse du potentiel de pression (Figure 12.2). En conséquence, la conductivité hydraulique $K(h)$ décroît moins vite pour les sédiments que pour les sols sous-jacents (Figure 12.2). Les sédiments sont donc moins conducteurs au voisinage de la saturation mais plus conducteurs en conditions plus sèches.

12.2.2 Modélisation numérique de l'impact sur le fonctionnement hydraulique

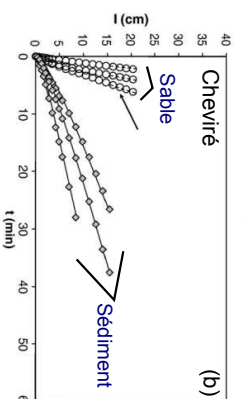
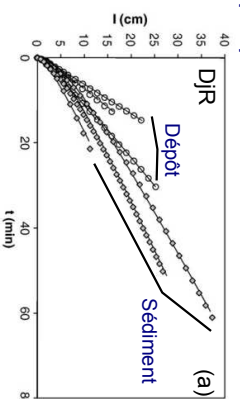
Les propriétés hydrodynamiques des couches sédimentaires et des sols sous-jacents ont servi à la modélisation numérique de l'infiltration d'eau au sein du bassin d'infiltration pour diverses conditions hydriques et hydrauliques. L'hydrophobicité des matériaux n'a pas été prise en compte et fera l'objet d'études ultérieures.

La modélisation numérique a été effectuée sur un profil de sol homogène correspondant au sol et sur un profil stratifié avec une couche d'épaisseur en accord avec les observations *in situ*. L'infiltration de l'eau a été modélisée pour trois événements pluvieux type : forte averse (10 mm en 15 min), pluie continue (10 mm en 2 h), et pluie continue faible (10 mm en 40 h). Le débit imposé en surface a été déterminé par report instantané des quantités ruisselées sur les surfaces du bassin versant vers les surfaces des bassins d'infiltration. Le même exercice a été réalisé pour une chronique météorologique complète correspondant à l'année 2008 avec respectivement les données météorologiques de Lyon Bron pour le bassin DjR et les données de Nantes Atlantique pour le bassin de Cheviré. Pour plus de détails, le lecteur se référera à [66].

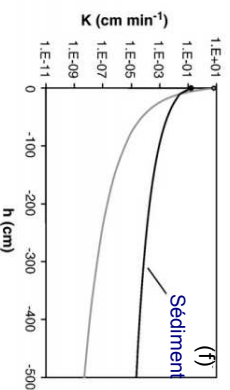
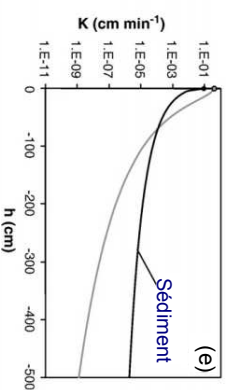
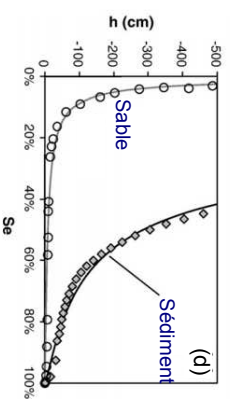
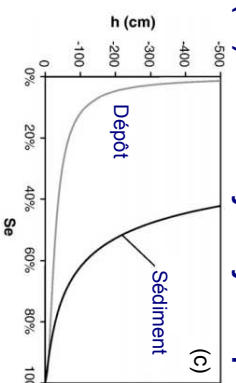
Les résultats montrent que l'accumulation d'eau en surface résulte de la supériorité du débit d'entrée par rapport à la conductivité hydraulique de la couche supérieure. Deux cas principaux se distinguent, en fonction de la valeur du débit d'entrée. Pour les débits faibles, les matériaux restent peu saturés. Dans ce cas, les couches sédimentaires sont aussi conductrices, voire plus, que les sols sous-jacents (Figure 12.2e-f). Elles ne présentent pas de résistance supplémentaire à l'écoulement et n'influent pas sur l'infiltration dans les bassins. Lorsque le débit imposé est suffisant pour se rapprocher de la saturation, le potentiel de pression augmente et la conductivité hydraulique des couches devient inférieure (Figure 12.2e-f). Dans ce cas, elles présentent une résistance additionnelle qui défavorise l'infiltration en surface et favorise l'accumulation de l'eau en surface. Cela peut favoriser le nombre et la durée des inondations

Caractérisation hydrodynamique et modélisation de l'infiltration d'eau dans les bassins

(a-b) Essais Beerkan



(c-f) Courbes hydrodynamiques



(g-l) Modélisation numérique - Entrant et potentiel en surface (cm)

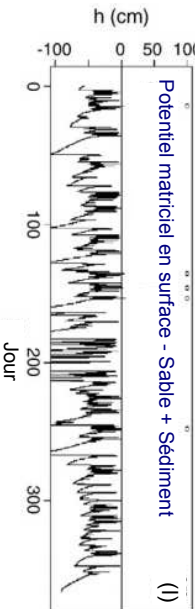
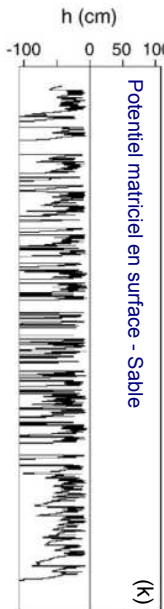
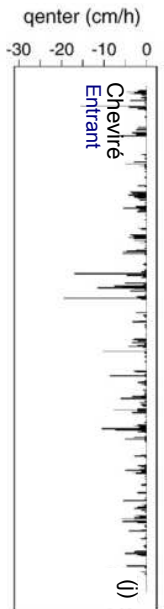
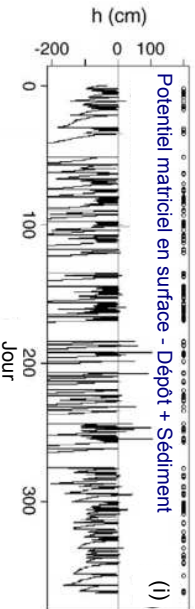
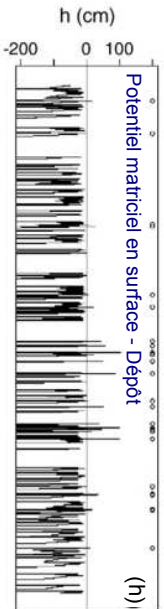
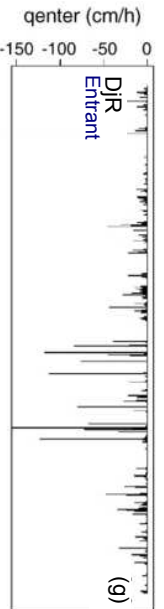


FIGURE 12.2 – Essais d'infiltrométrie, caractérisation hydrodynamique et modélisation de l'infiltration dans les bassins (avec et sans couche sédimentaire).

en de fond du bassin (Figure 12.2i,l versus h,k). Clairement, les couches sédimentaires peuvent modifier le comportement hydraulique des bassins d'infiltrations par la réduction de leur capacité à infiltrer.

12.3 De la caractérisation hydrodynamique à la prédiction des transferts

12.3.1 Description géologique et lithologique du bassin d'infiltration DjR

Contexte géologique et lithologique

Dans la partie précédente, le sous-sol du site a été considéré comme uniforme. En fait, le bassin d'infiltration DjR a été construit sur un dépôt hétérogène d'alluvions fluvioglaciales surmontant un substratum molassique tertiaire situé à environ 35 m de profondeur (Figure 12.1). Ces alluvions résultent de l'agencement de divers matériaux (lithofaciès) amenés suite aux phases de dépôt successives.

Architecture lithologique

Les travaux de thèse de David Goutaland³⁶ ont permis la caractérisation de l'architecture 3D du dépôt fluvioglaciale [33, 34, 32]. Une analyse sédimentologique a permis de caractériser les divers lithofaciès et leurs interfaces au niveau de deux tranchées. Les lithofaciès ont été répertoriés à partir du code de Miall [85], adapté aux formations fluvioglaciales par [43]. Les essais géophysiques, radar et imagerie de résistivité électrique, ont permis l'extrapolation des données 2D (interfaces) au volume 3D délimité par les tranchées. Les divers lithofaciès ont été ensuite caractérisés hydrodynamiquement par infiltrométrie de manière à proposer un bloc 3D de propriétés hydrodynamiques.

Les principaux résultats de cette étude concernent :

- **la distinction des lithofaciès principaux (Figure 12.3a).** Quatre lithofaciès distincts ont été mis en évidence : un sable moyen (lithofaciès noté S-x), un gravier sans matrice silteuse ou argileuse (lithofaciès Gc,o), et deux mélanges sablo-graveleux soit avec prépondérance des graviers (lithofaciès Gcm) ou avec des proportions équivalentes de sable et de gravier (lithofaciès Gcm,b) (Figure 12.3).
- **l'agencement des lithofaciès (Figure 12.3b).** Deux niveaux distincts ont été mis en évidence sur les trois premiers mètres du dépôt (Figure 12.3) :
 - un niveau supérieur, au-dessus de 0,5 m de profondeur en moyenne, relativement homogène avec prédominance du lithofaciès Gcm (Figure 12.3 unités 4 et 7).
 - un niveau inférieur en dessous, avec présence de tous les lithofaciès (Figure 12.3 unités 1, 2 et 3 (zone A) et 5 et 6 (zone B)). L'architecture atteste d'une mise en place dans un environnement de chenaux proglaciaires en tresse (remplissage d'anciens chenaux proglaciaires, lithofaciès S-x, Gcx,o, Gcm et Gcm,b), et de progradations de graviers (lithofaciès Gcx,o et Gcm,b).

12.3.2 Infiltrométrie et caractérisation hydrodynamique des lithofaciès

Diverses campagnes d'infiltrométrie ont été menées pour caractériser hydrodynamiquement les li-

36. sous la direction de T. Winiarski

Caractérisation lithologique et sédimentaire du bassin BJR

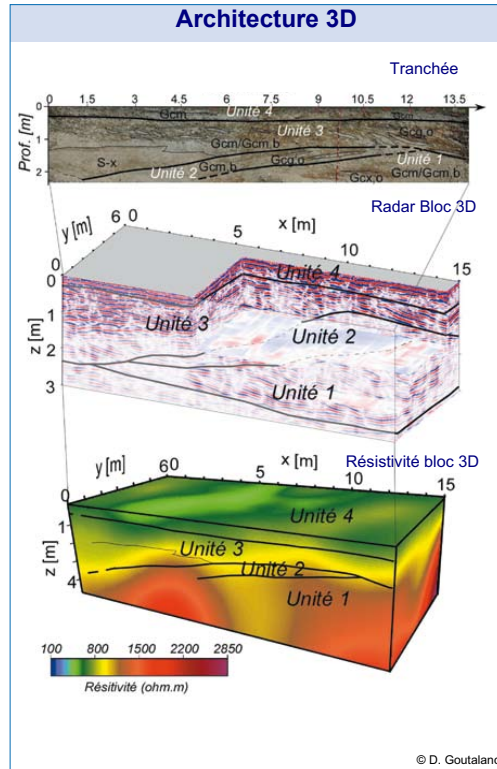
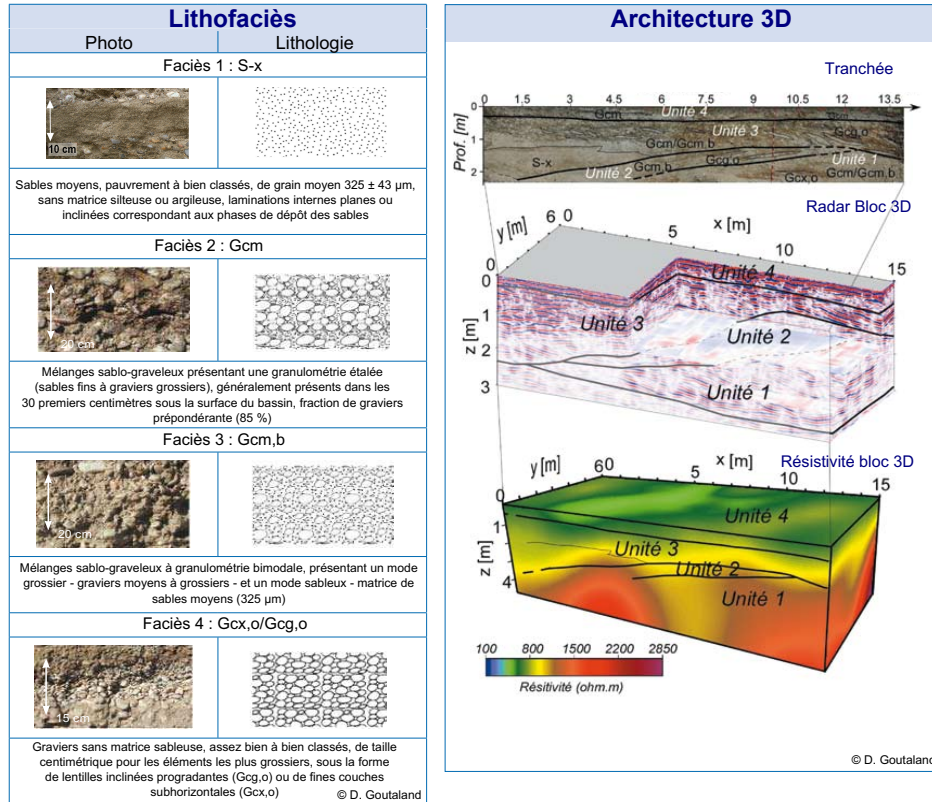


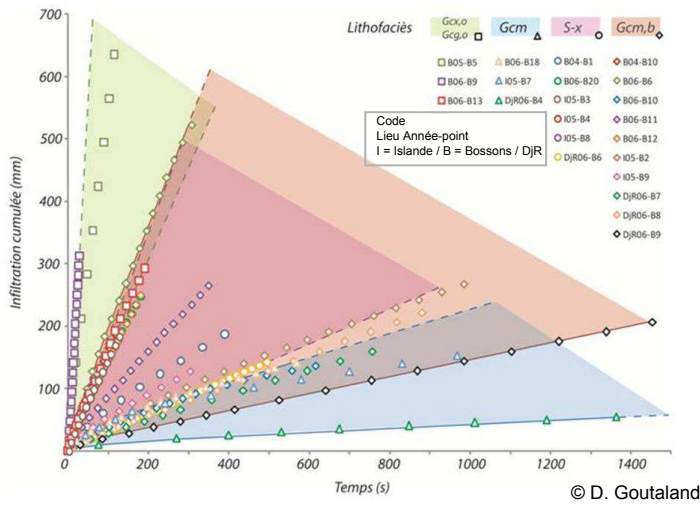
FIGURE 12.3 – Typologie de lithofaciès du dépôt fluvioglaciaire sous-jacent au bassin DjR et délimitation des unités structurales d’après [32].

thofaciès. Ces essais et leur dépouillement avec l’algorithme BEST ont été réalisés sur les lithofaciès fluvioglaciaires accessibles en surface du bassin DjR. Des campagnes de mesure complémentaires ont été réalisées sur des lithofaciès équivalents en plaine d’épandage en cours de formation dans deux sites : i) épandage fluvioglaciaire du glacier des Bossons et ii) sandour du Breidamerkurjokull (Islande). On fait l’hypothèse que deux lithofaciès analogues selon le code de classification sédimentologique, présuppose une similarité de genèse et de texture, et donc de propriétés hydrodynamiques [53]. Les courbes d’infiltrations et les courbes hydrodynamiques caractéristiques sont illustrées ci-dessous (Figure 12.4). Personnellement, j’ai contribué aux campagnes effectuées sur le bassin d’infiltration DjR et sur le site des Bossons. Pour plus d’information, le lecteur pourra se référer aux travaux de D. Goutaland [31].

Ces travaux ont le mérite (i) de proposer une caractérisation hydrodynamique non saturée de matériaux peu connue à ce jour et (ii) de mettre en exergue certains écueils. Parmi ceux-ci, la difficulté de traiter certaines données. En effet, si l’algorithme BEST a pu être utilisé pour la majorité des lithofaciès, le gravier (lithofaciès Gcg,o) y fait exception. L’infiltration sur ce lithofaciès se caractérise par une atteinte rapide du régime permanent avec des courbes d’infiltration cumulées quasi-droites aux concavités très faiblement marquées (Figure 12.4). Or, l’algorithme BEST requiert une bonne description des parties concaves (régime transitoire). Pour pallier ce problème, la méthode d’Arya Paris a été utilisée [3]. Un autre écueil concerne les hypothèses relatives à l’algorithme BEST. L’algorithme suppose que les courbes de rétention d’eau sont monomodales et modélisables par l’équation 2.10 (a). Concernant la conductivité hydraulique, la loi de Darcy doit être valide (linéarité entre flux et gradient de potentiel hydraulique) et la fonction $K(\theta)$ doit être modélisable par l’équation 2.10 (a). Si le lithofaciès sable semble requérir l’ensemble des conditions, certains autres lithofaciès pourraient poser problème. En premier lieu, le lithofaciès Gcm,b présente une bimodalité granulométrique, ce qui laisse présager une bimo-

Essais d'infiltrométrie et synthèses des hydrofaciès

(a) Essais Beerkan



(b) Courbes hydrodynamiques

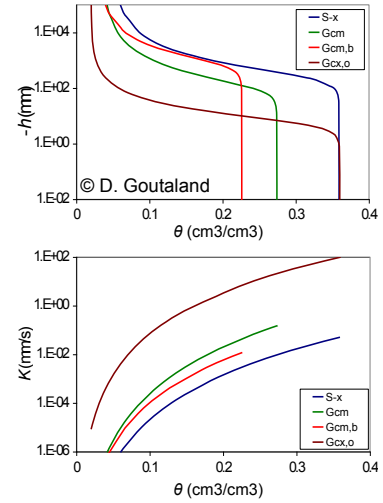


FIGURE 12.4 – Caractérisation hydrodynamique par infiltrométrie d’après [32].

alité au niveau de la courbe de rétention d’eau et donc la conductivité hydraulique. Autre point, les matériaux les plus grossiers Gcm et surtout Gcg,o/Gcx,o pourraient être sujets aux écoulements non laminaires et turbulents et donc ne pas avoir de comportement darcéen. La caractérisation de tels milieux requerrait des études supplémentaires.

12.3.3 Modélisation des écoulements et fonctionnement hydraulique

Après l’étape de caractérisation hydrodynamique, la modélisation numérique a été employée pour déterminer les écoulements dans la zone non saturée suite à des sollicitations hydrauliquement usuellement imposées aux bassins d’infiltration : cycles apport d’eau / drainage.

Options numériques

L’outil numérique utilisé est HYDRUS 3D [104] et concerne une des tranchées (Figure 12.5). Les conditions initiales simulent un état résultant d’une phase d’infiltration permettant la saturation complète du profil (potentiel de pression initial de -0.1 m). Le profil saturé est soumis à une première phase de drainage permettant la redistribution de l’eau dans le profil (condition limite inférieure de drainage libre). Une seconde phase simule l’arrivée d’eau après un évènement pluvieux : application d’un flux en surface pendant 60 minutes puis drainage libre avec redistribution de l’eau dans le profil.

Résultats numériques

Les résultats sont illustrés pour la partie centrale du domaine, afin de s’affranchir de l’effet des conditions limites latérales (flux nuls) sur le champ écoulement. L’évolution temporelle des champs de teneur volumique en eau et de potentiel de pression est illustrée (Figure 12.5). Le temps zéro correspond au début de l’application de la charge positive, le drainage du profil ayant eu lieu avant.

Phase de drainage

Le champ de teneur volumique en eau initial illustre le lien entre les hétérogénéités sédimentaire et hydrodynamique. Les matériaux grossiers ont des teneurs volumiques en eau plus faibles résultant d’une rétention capillaire moins importante. Le drainage quasi instantané des zones de gravier Gcg,o se traduit par des potentiels de pression et des teneurs volumiques en eau très faibles. On note aussi des phénomènes de barrière capillaire au niveau des interfaces matériaux fin / grossiers, qui se traduisent

Résultats numériques et modèle conceptuel d'écoulement

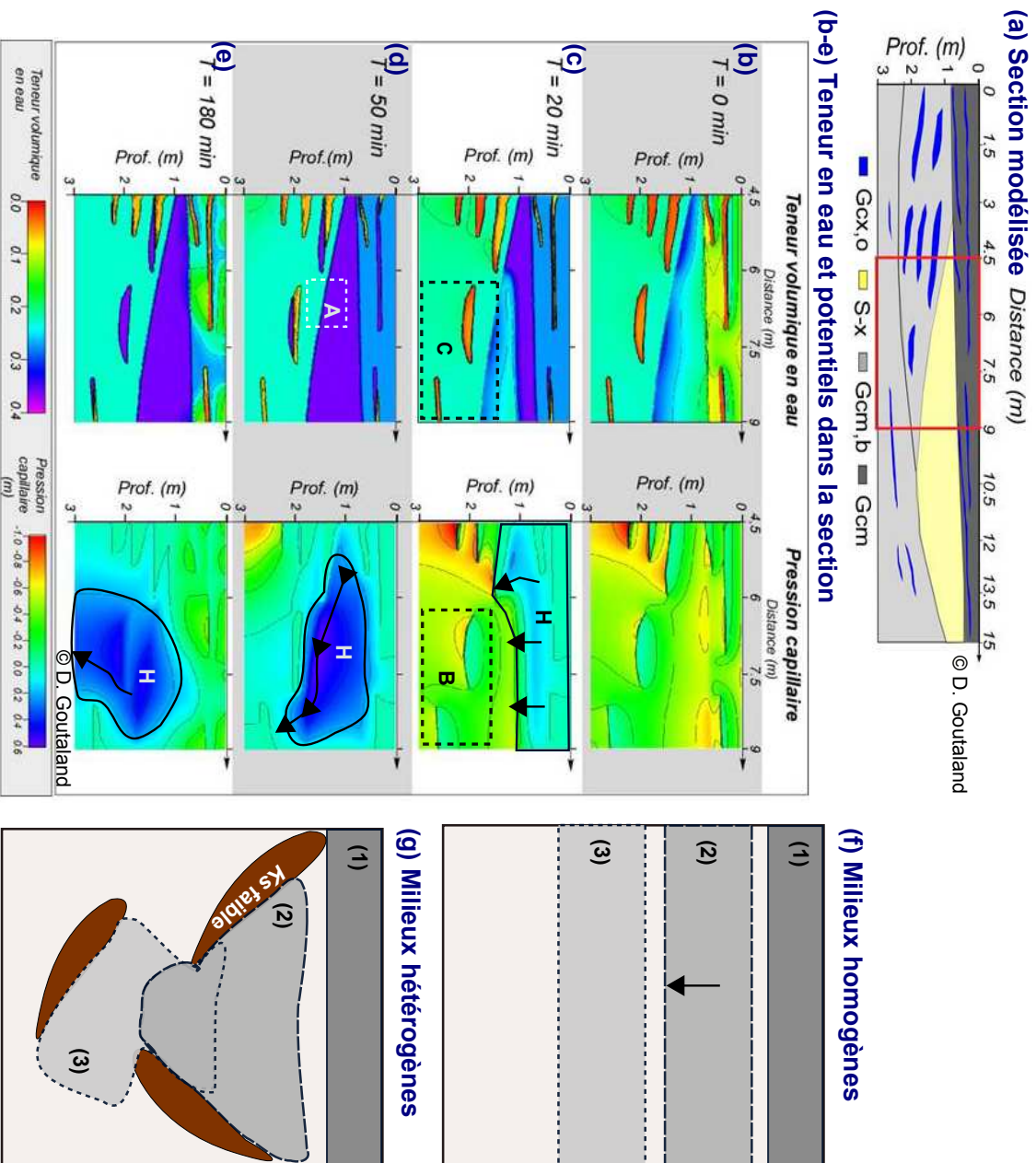


FIGURE 12.5 – Modélisation numérique des écoulements pour un cycle drainage / écoulement d'après [32].

par l'accumulation d'eau aux niveau des interfaces sable S-x / Gcm,b et Gcm,b / Gcg,o.

Phase d'infiltration et redistribution de l'eau

Les champs de teneur volumique en eau et de potentiel de pression résultent d'une part de l'avancée du front d'humidification pendant la phase d'infiltration et de la redistribution de l'eau après. La teneur en eau se caractérise par des discontinuités fortes aux interfaces entre lithofaciès (Figure 12.5b-e). Cette forte disparité spatiale résulte du contraste de propriétés hydrodynamiques. En conditions saturées, les différences de teneur volumique en eau à saturation propres aux lithofaciès expliquent les contraste de teneur en eau aux interfaces. En revanche, le potentiel de pression reste continu (Figure 12.5b-e). Cette continuité traduit une condition de quasi-équilibre. Toute discontinuité forte induirait un gradient important et donc un flux d'eau (loi de Darcy) conduisant à un rééquilibrage des potentiels de pression. Ainsi, la localisation et le suivi du front d'infiltration se fait plus facilement sur la base de l'analyse du champ potentiel de pression.

Durant la phase d'infiltration et de drainage qui s'ensuit, on repère aisément la progression verticale du volume d'eau infiltrée (Figure 12.5, zone H). En début d'infiltration, le volume d'eau injecté descend progressivement et de manière homogène (Figure 12.5b-e, $T = 20$ min). Par la suite, on note un déplacement du volume d'eau vers la droite (Figure 12.5b-e, $T = 60$ min) puis vers la gauche (Figure 12.5b-e, $T = 180$ min). Ce cheminement diffère de celui observé dans un milieu homogène avec une redistribution progressive et homogène (Figure 12.5f). Ce type d'écoulement préférentiels ressemble aux écoulements de type "funneled flows" résultant de phénomènes de barrière capillaire (Figure 12.5 g, d'après [118, 86, 56, 42]). L'accumulation d'eau en partie supérieure des interfaces matériaux fin / grossier (Figure 12.5, $T = 180$ min, zones B et C), est aussi typique des phénomènes de barrière capillaire [55]. Ces phénomènes semblent résulter de la rapidité de saturation et de drainage des lithofaciès à plus forte perméabilité et à moindre capacité de rétention capillaire ($G_{cx,o}$ et $G_{cg,o}$).

Des études ultérieures ont été proposées pour caractériser l'impact de tels écoulements sur le transfert de solutés non réactifs et réactifs (polluants). La caractérisation des cheminements préférentiels est la première étape nécessaire à la compréhension de la structure du panache de pollution observée en fond de bassin, mais aussi à la prévision de l'évolution des panaches de pollution. Ces sujets doivent faire l'objet d'efforts de recherche à venir au sein de l'équipe de l'IPE.

13 Caractérisation hydrodynamique des sols à l'échelle du bassin versant de la Chézine

Dans le cadre de mes travaux de recherche, j'ai participé au programme de recherche AVUPUR "Assessing the VULnerability of Peri-URban catchments". L'objectif principal consistait à effectuer une caractérisation hydrodynamique des sols en surface, de manière à proposer des estimations des paramètres d'entrée de divers modèles hydrologiques de grande échelle (bassins versants). Des campagnes d'infiltrométrie ont donc été menées pour caractériser les grands types de sol en présence dans le bassin versant et pour expliquer la variabilité spatiale des propriétés hydrodynamiques par les caractères pédo-logique ou relatifs à l'usage des sols. Deux bassins versants ont fait l'objet d'investigations poussées (bassins versant de l'Yzeron et de la Chézine). Ma contribution a concerné les campagnes d'infiltrométrie et de caractérisation hydrodynamique du bassin versant de la Chézine ainsi que l'optimisation de l'algorithme BEST en vue de son utilisation pour les deux bassins versants (Chézine et Yzeron [30]).

13.1 Bassin versant de la Chézine

Topographie et hydrographie

Le bassin versant de la Chézine se situe au Nord-Ouest de Nantes et a une superficie totale de 3300 ha. La Chézine prend sa source à Saint-Etienne de Montluc, traverse Sautron, Couëron, Saint-

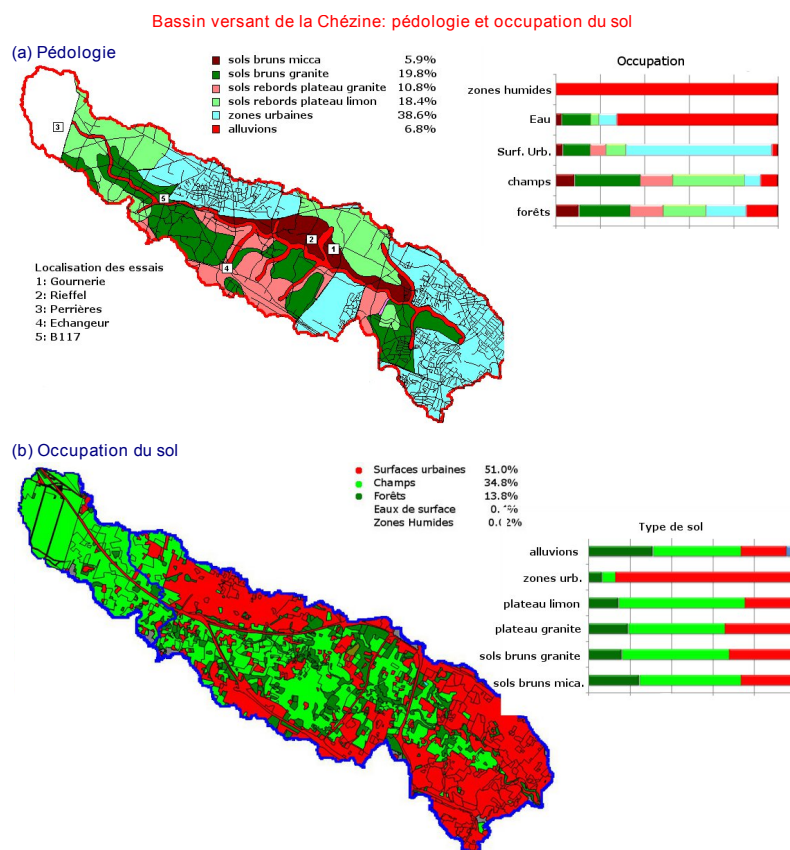


FIGURE 13.1 – Bassin versant de la Chézine : nature pédologique et occupation du sol.

Herblain, Nantes et se jette dans la Loire. La longueur linéaire du cours d'eau est de 15 km dont 1 km est en écoulement souterrain en partie aval au niveau de la confluence avec la Loire. La pente moyenne du bassin est de 0,5 % avec une dénivellation totale de 80 m. On observe une pente plus forte dans la partie amont du bassin (valeurs entre 0,45 % et 0,53 %) et nettement plus faible en partie aval (valeurs entre 0,23 % et 0,07 % au minimum). La réponse du bassin versant aux évènements pluvieux est rapide grâce aux faibles distances de drainage et à la présence des surfaces imperméabilisées responsables de ruissellements importants.

Climats

Le climat est océanique aux hivers doux et humides (environs 5°C) et aux étés peu chauds et plutôt secs (environs 18,5°C). La pluviométrie présente une forte variabilité annuelle et peut doubler d'une année à l'autre (1087 mm en 1999 contre 546 mm en 2004) avec une moyenne annuelle de 780 mm (données station de MétéoFrance de l'aéroport Nantes Atlantique). L'état des sols est plutôt sec en été et nettement plus humide en hivers.

Pédologie et occupation du sol

Le bassin versant de la Chézine se situe au niveau d'une faille NO-SE séparant des formations cristallines granitiques, au sud, des formations de micaschistes fracturés au nord. Une troisième formation géologique superficielle, limons de plateau, occupe les rebords et la partie amont du bassin versant. La Chézine qui s'écoule au niveau de la faille est responsable de la formation d'alluvions fluviales. Au niveau pédologique, hormis les surfaces urbaines et les alluvions fluviales (7 %), le bassin versant est occupé par quatre types pédologiques principaux : les sols bruns issus de micaschistes (6 %), les sols bruns issus de gneiss ou granite (20 %), les sols de rebord de plateau granitique (11 %), les sols de rebord

TABLE 13.1 – Caractérisation hydrodynamique des sols du bassin versant de la Chézine : configurations étudiées en termes d’occupation du sol et de pédologie.

Occupation types de sols	Forêt	Champs		
		culture	bétail	jachère
miccaschistes	X		X	X
bruns granite				X
de plateau granite				X
de plateau limoneux				
alluvions		X		

de plateau limoneux (19 %) (Figure 13.1).

En termes d’occupation du sol, hormis les eaux de surfaces et les zones humides (moins de 1 % du bassin versant), les surfaces se répartissent entre zones urbanisées (51 %), champs (34 %) et forêts (14 %). Parmi les surfaces réservées à l’agriculture, on distingue les champs en jachère, les champs cultivés et occupés par le bétail. Il est important de noter que il n’y a pas de correspondance entre pédologie et occupation du sol dans la mesure où tout les types d’usage concerne tous les types pédologiques de sols et réciproquement (Figure 13.1).

13.2 Campagnes d’infiltrométrie

Méthodologie d’étude du bassin versant

De manière à sonder le maximum de configurations différentes en termes de type de sol et d’occupation du sol, un nombre conséquent de sites avait été initialement retenu. Néanmoins, la difficulté d’accès à certains sites à réduit leur nombre à cinq (Figure 13.1) :

- Gournerie : sols bruns micaschiste / Sols de plateau limoneux avec deux occupations du sol, forêt et jachère (G_F et G_J, respectivement).
- Rieffel : sols bruns micaschiste laissés au bétail (R)
- Perrières : sols plateau limoneux en culture (P)
- Echangeur : sols bruns granitiques / sols de plateau granitique en jachère (E)
- Champ B117 : sols bruns granitiques en jachère (B)

Pour chacun de ces sites, des prélèvements ont permis de caractériser la granulométrie et la porosité. En parallèle, des essais d’infiltrométrie ont été réalisés pour la caractérisation hydrodynamique.

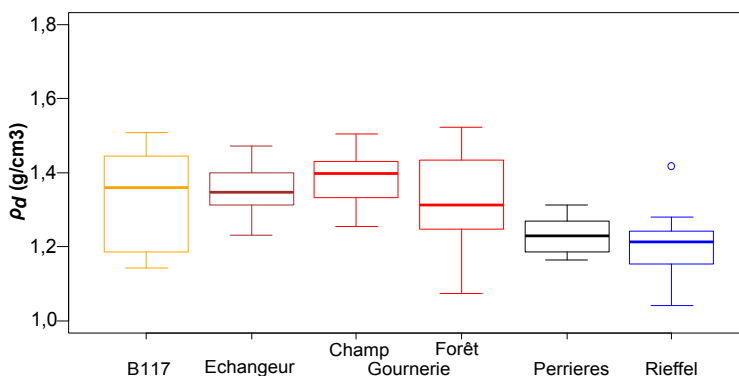
Granulométrie et pédologie

Texture et structure sont deux caractéristiques importantes du sol, en particulier aux regards de la classification pédologique. Les différents sites présentent des caractéristiques granulométriques distinctes. L’ensemble des sols se caractérise par une texture sablo - limoneuse, avec des sols plutôt sableux (Gournerie et B117) et d’autres plus limoneux (Rieffel). On remarque aussi que les textures du bassin versant de la Gournerie sont moins fines que celles de l’Yzeron, avec des fractions argileuses et une texture argileuse peu représentées (Figure 13.2b).

La masse volumique apparente est un des indicateurs importants de la structure du sol. Les mesures font état de valeurs entre $1,3 \text{ g cm}^{-3}$ à $1,4 \text{ g cm}^{-3}$ pour le bassin versant de la Chézine. L’ensemble des valeurs est assez homogène avec une masse volumique plus faible pour les sites de la Perrières (P) et de Rieffel (R), qui sont deux champs respectivement cultivé et laissé au bétail. Cette dernière donnée est assez étonnante dans la mesure où les champs avec bétail sont supposés être compactés et donc avoir

**Sols du bassin versant de la Chézine
(comparaison avec l'Yzeron)**

(a) Masses volumiques apparentes



(b) Triangle des textures

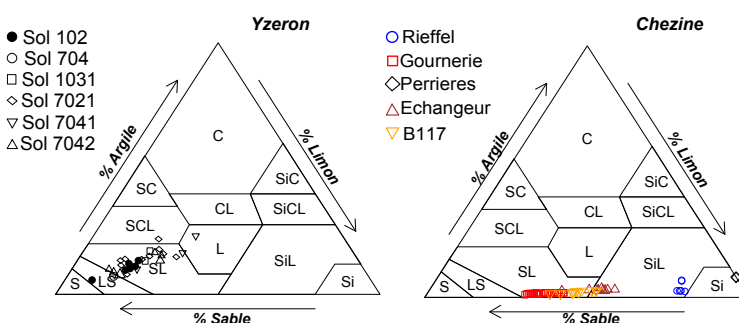


FIGURE 13.2 – Variables pédologiques : Masses volumiques apparentes (a) et triangles des textures obtenus sur les bassins versants de l'Yzeron (b) et celui de la Chézine (c).

des porosités plus faibles. La différence intersites est significative (probabilité critique de près de 0,2 %, ANOVA 1), ce qui amène à distinguer les valeurs spécifiques masses apparentes sèches ρ_d et porosités n en fonction des sites.

Courbes d'infiltration pour chaque site

Les résultats d'infiltration diffèrent selon le dispositif (Figure 13.3). L'infiltration en condition de pression d'eau (essai Beerkan) donne lieu aux lames d'eau les plus importantes. Pour les essais avec infiltromètre (pression imposée en surface négative), les lames d'eau sont inférieures. Ce résultat est logique dans la mesure où la différence de potentiel de pression entre la surface du sol et la valeur initiale est le moteur de l'infiltration. Concernant la comparaison entre infiltromètres, les lames d'eau infiltrées sont plus importantes pour les mini infiltromètres de plus petit diamètre. Ce résultat est logique dans la mesure où les diamètres plus petits induisent un effet géométrique plus important avec une augmentation du gradient latéral de succion et donc de l'infiltration latérale. En outre, la part de l'infiltration latérale par rapport à l'infiltration totale est augmentée. Rappelons que l'infiltration latérale correspond à une droite et l'infiltration 1D à une courbe convexe. Cela se traduit par une convexité moins marquée pour les infiltromètres de petits rayons (4, 5 cm). Tous ces résultats vont dans le même sens que les principales conclusions de l'étude de sensibilité sur l'infiltration axisymétrique présentées précédemment au paragraphe 3.2.2.

Certaines infiltrations, en particulier obtenues par la méthode Beerkan, ont une forme particulière et présentent une convexité marquée (Figure 13.3, flèche 1). Cette forme semble être attribuable à l'hydrophobicité du sol. L'humidification résultant des premiers volumes d'eau versés facilite l'infiltration des suivants. D'autres essais, réalisés à proximité, ont mis en évidence une absence totale d'infiltration d'eau, avec un angle de contact important entre l'eau bloquée en surface et le sol. Humidifié au préa-

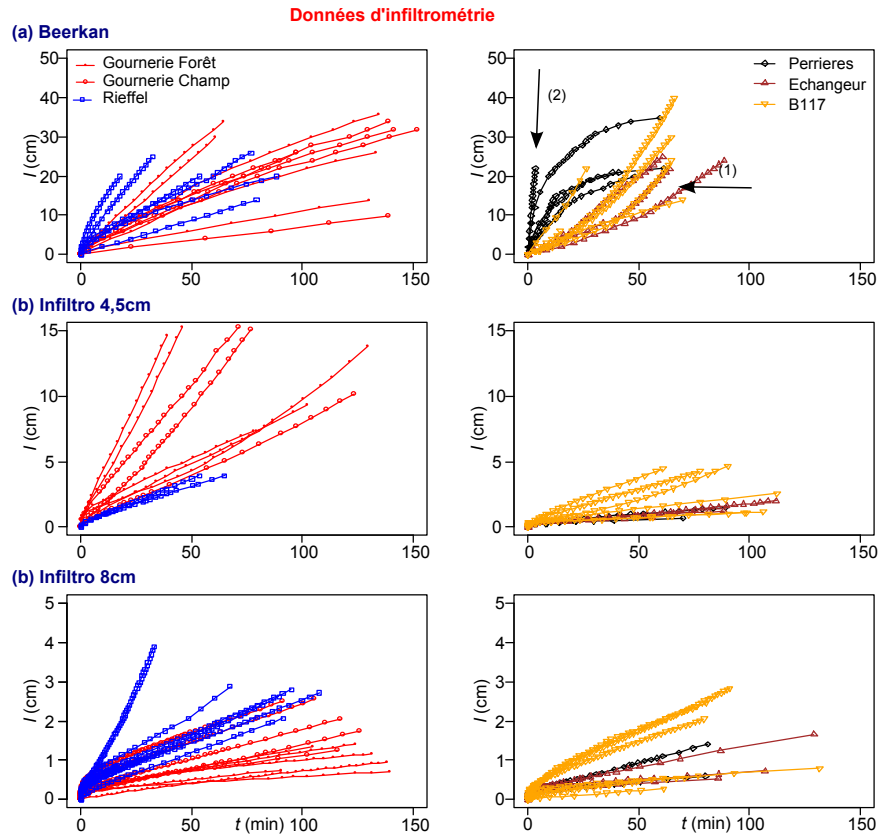


FIGURE 13.3 – Infiltrométrie concernant la Chezine : essais Beerkan (a,b) et avec infiltromètre à suction (c-f) avec un rayon de 4,5 cm et de 8 cm.

lable par vaporisation d'eau, le sol semblait offrir moins de résistance à l'écoulement. Cette hydrophobie semble imputable à l'état de sécheresse des horizons superficiels et à des teneurs en matières organiques importantes. En dépit d'une certaine variabilité intra-site, on arrive à distinguer les différents sites et en particulier Perrières (lames d'eau infiltrées importantes) et les deux sites échangeur et B117 (lames d'eau les plus faibles).

13.3 Caractérisation hydrodynamique et lien avec la pédologie et l'occupation du sol

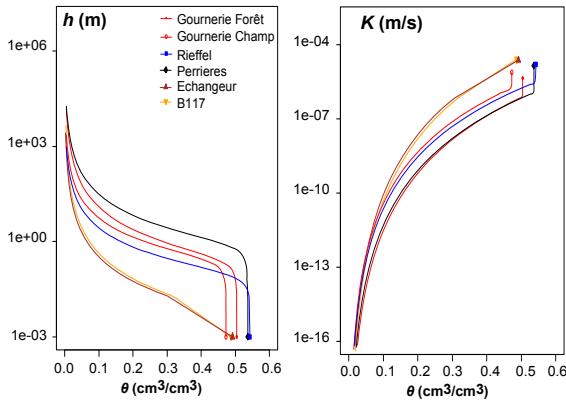
Courbes caractéristiques obtenues

La méthodologie proposée se base sur l'emploi de l'algorithme BEST mais avec une adaptation pour prendre en compte les macropores et leurs répercussions sur les courbes hydrodynamiques caractéristiques selon la méthode de [30]. Cette méthode est basée sur l'association d'essais Beerkan pour sonder le comportement de l'ensemble macropores + matrice et d'essais avec infiltromètre pour activer la matrice uniquement. Les infiltrations d'eau sont réalisées pour une valeur de potentiel de pression suffisamment proche de zéro pour saturer la matrice mais suffisamment faible pour désactiver la macroporosité.

La conductivité hydraulique à saturation de la matrice K_s^{mat} a été déduite de l'exploitation des courbes cumulées correspondant à un potentiel de pression en surface de -2 cm (infiltromètres). La conductivité hydraulique à saturation totale avec les macropores K_s^{macro} a été estimée à partir de l'exploitation des courbes d'infiltrations cumulées obtenues à partir des essais Beerkan. Le paramètre h_g a été déduit des valeurs de conductivité hydraulique à saturation et de sorptivité obtenus par les essais Beerkan. Les paramètres de forme n , m et η ont été estimés par traitement de la granulométrie des sols. Enfin, la teneur volumique en eau à saturation θ_s a été estimée par les mesures de masses volumiques

Courbes de rétention d'eau et de conductivité hydraulique

(a) Bassin versant de la Chézine sur 6 sites



(b) Bassin versant de l'Yzeron

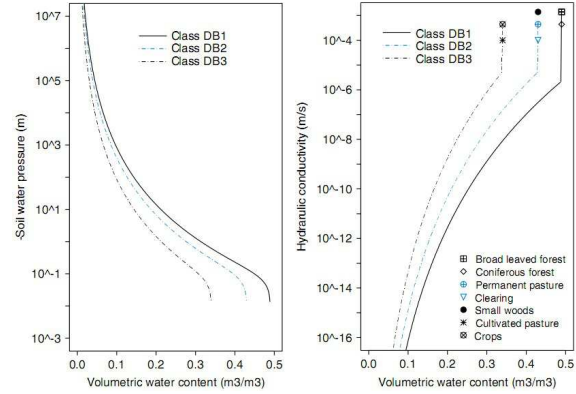


FIGURE 13.4 – Caractéristiques hydrodynamiques des sols du bassin versant de la Chézine (a), comparaison avec les résultats de [30] sur l'Yzeron (b).

apparentes. Les courbes de rétention d'eau ont été construites par application des équations 2.10a,c entre $-\infty$ et -2 cm pour le domaine matriciel, avec une extension linéaire entre -2 cm et 0 cm. La conductivité hydraulique a été définie sur la base de l'équation 2.10c entre θ_r à $\theta(-2)$ en prenant en compte la conductivité hydraulique de la matrice K_s^{macro} . Cette relation a ensuite été étendue entre $\theta(-2)$ et θ_s par une relation linéaire en échelle log avec application de la conductivité hydraulique saturée K_s^{macro} en θ_s .

Les courbes hydrodynamiques obtenues sur le bassin versant de la Chézine ont été comparées à celles obtenues sur le bassin versant de l'Yzeron. Les échelles sont similaires et permettent une comparaison visuelle directe (Figure 13.4). On note une certaine similarité, si ce n'est que la rétention capillaire est un peu plus importante sur le bassin versant de l'Yzeron. Cela se traduit par une augmentation plus progressive et moins frontale de la teneur volumique en eau avec le potentiel de pression. Ce résultat peut être expliqué par les textures moins fines sur le bassin versant de la Chézine. Les courbes de conductivité hydraulique présentent une certaine similarité entre les bassins versants. Néanmoins, les valeurs de conductivité hydraulique à saturation sont plus faibles pour le bassin versant de la Chézine. En particulier, le ratio entre conductivité hydraulique à saturation et conductivité hydraulique matricielle est moins important. Ceci semblerait traduire un effet macroporosité moins important au niveau du bassin versant de la Chézine.

Influence de la pédologie et de l'occupation du sol

Contrairement au bassin versant de l'Yzeron, les influences des facteurs "pédologie" et "occupation du sol" n'ont pu être dissociées pour le bassin versant de la Chézine. En effet, on n'a pas pu investiguer tous les cas et réaliser un plan expérimental complet. En revanche, les effets séparés de chacun des facteurs³⁷ ont pu être testés et les probabilités critiques³⁸ correspondantes calculées (Tableau 13.2).

On peut noter que les paramètres diffèrent significativement d'un site à l'autre, et de manière très significative pour la teneur volumique en eau à saturation θ_s , ainsi que les paramètres de forme n et η (Tableau 13.2, ligne 1). La variabilité inter-sites pour K_s^{macro} est moins significative car gommée par une variabilité intra-site importante. Cette dernière résulte de la mauvaise reproductibilité de l'effet des macropores, notamment à l'échelle du dispositif d'infiltration. La pédologie semble être bien corrélée aux variations des paramètres de forme n et η , ainsi qu'aux paramètres h_g , K_s^{mat} et K_s^{macro} (Tableau 13.2,

37. en confondant les modalités du facteur non considéré

38. degré de significativité

TABLE 13.2 – Effet des facteurs site, pédologie, texture et occupation des sites (probabilités ANOVA 1).

Paramètre	θ_s	n	η	h_g	K_s^{mat}	K_s^{macro}
Site	1,96E-3	9,60E-10	1,48E-15	4,26E-2	2,52E-2	9,50E-2
Pédologie	0,22	9,60E-10	1,80E-10	1,07E-2	3,42E-3	3,54E-2
Texture	1,71E-2	0,836	0,710	0,90E-2	0,417	0,303
Occupation du sol	4,64E-5	1,72E-3	1,69E-3	2,74E-2	0,207	0,541

ligne 2). La texture semble expliquer la variabilité du paramètre h_g (Tableau 13.2, ligne 3). Cela semble logique dans la mesure où les sols plus fins ont des rétentions capillaires plus importantes. Le facteur occupation du sol semble être corrélé aux variations de θ_s , et dans une moindre mesure à celles de n , η et h_g (Tableau 13.2, ligne 4). L'analyse, paramètre par paramètre, des probabilités critiques permet d'établir les règles de dépendances suivantes : θ_s semble dépendre essentiellement de l'occupation du sol, les deux paramètres n et η de la pédologie, h_g de la texture et enfin les conductivités K_s^{mat} et K_s^{macro} de la pédologie. On note que contrairement au bassin versant de l'Yzeron, la pédologie semble un facteur important alors que l'occupation du sol semble essentiellement jouer sur la compaction et par ce biais sur la teneur volumique en eau à saturation.

Ces données doivent permettre à terme de proposer une cartographie des paramètres hydrodynamiques et d'implémenter cette information dans les outils de modélisation hydrologique.

14 Synthèse et perspectives

Les travaux engagés étaient essentiellement relatifs à l'aspect caractérisation hydrodynamique à l'échelle de l'ouvrage ou du bassin versant. Dans certains cas, cette caractérisation a pu donner lieu à une étape de modélisation des écoulements à l'échelle de l'ouvrage, en particulier pour les bassins d'infiltration. Cela a permis de traiter de la variabilité spatiale des propriétés hydrauliques et de ses répercussions sur le fonctionnement hydraulique des ouvrages.

Une première étude a porté sur la caractérisation hydrodynamique des laitiers LD à l'échelle d'une plateforme expérimentale (paragraphe 11). Le premier résultat concerne le lien entre l'évolution de la microstructure et celle des propriétés de transferts. La carbonatation du laitier s'est traduite par un colmatage partiel de sa porosité et par ce biais par une évolution de ses caractéristiques hydrodynamiques. Cela démontre que la modélisation des transferts d'eau et de solutés requiert une approche couplée itérative : (i) écoulement, (ii) transfert non réactif et réactif, (iii) impact sur l'évolution de la microstructure, (iv) répercussion sur les propriétés de transfert, (v) rétroaction sur l'écoulement. Autre point, cette évolution de microstructure et de propriétés hydrodynamiques a concerné l'ensemble de l'ouvrage, se traduisant par une homogénéisation spatiale des propriétés de transfert et une réduction du risque d'écoulement préférentiel. Ce résultat rappelle certains comportements auto-cicatrisants. Ainsi, dans ce cas, les transferts d'eau et de solutés agissent en faveur de la réduction des transferts préférentiels et des risques associés.

Un deuxième volet porte sur le suivi de l'infiltration et du transfert de polluants en fond de bassins d'infiltration (12). La première conclusion est relative à la nécessité d'une description lithologique fine des formations superficielles comme préalable à la modélisation des transferts d'eau et de solutés. Les descriptions lithologique et hydrodynamique des lithofaciès ont permis d'aboutir à la modélisation des écoulements dans leur complexité : étude des phénomènes de barrière capillaire, canalisation des écoulements, etc. L'impact de l'hétérogénéité du sol sur les processus d'écoulement a clairement été établi à l'échelle de l'ouvrage. Ces données doivent être couplées avec les comportements géochimiques des

polluants pour établir la correspondance entre observations in situ mettant en évidence une régionalisation particulière des polluants et écoulements préférentiels. En second lieu, il a été clairement établi que la formation d'une couche de sédiments en surface pouvait réduire l'infiltration et par ce biais perturber le fonctionnement hydraulique des bassins d'infiltration.

Enfin, la dernière étude porte sur la caractérisation hydrodynamique d'un petit bassin versant périurbain de la région nantaise (13). Cette étude a permis de mettre en évidence la variabilité spatiale des propriétés hydrodynamiques et de la relier à la description pédologique et à l'occupation du sol. Si cette variabilité a été en partie expliquée, tous les facteurs de variabilité n'ont pas pu être identifiés. Cette étude a aussi montré l'effet de la macroporosité des sols sur l'infiltration et la nécessité de définir un modèle hydrodynamique et une méthodologie de caractérisation adéquate.

Suite à ces travaux, deux pistes d'amélioration sont clairement identifiées : (i) le passage de l'étape de caractérisation à celle de la modélisation des écoulements aux échelles de l'ouvrage ou du bassin versant et (ii) le passage de la modélisation des écoulements à celle des transferts réactifs. Concernant le premier point, l'implémentation des données de caractérisation hydrodynamique dans les modèles d'écoulement notamment hydrologique n'a été que partielle et requiert des investigations supplémentaires. A l'échelle de l'ouvrage, bon nombre de modélisations de l'écoulement ont été abouties. Cependant, l'effort doit être poursuivi pour proposer une typologie d'écoulements en fonction des conditions hydriques et hydrauliques (entrants, teneurs volumiques en eau initiales, etc.). En outre, les modélisations actuelles du bassin d'infiltration Django Reinhardt sont essentiellement 2D (section) et une approche tridimensionnelle doit être entreprise prochainement. Concernant le passage de la modélisation des écoulements à celle des transferts de masse, un véritable effort de sélection des mécanismes géochimiques doit être entrepris. Les propriétés géochimiques et hydrodispersives des différents lithofaciès doivent être implémentées dans les modèles de transfert en prenant en compte leur évolution potentielle dans le temps. La tâche semble encore plus ardue à l'échelle supérieure, notamment aux regards du choix des données à intégrer et de la manière de les implémenter dans les modèles hydrologiques de bassin versants.

Sixième partie

Perspectives et projets en cours

Les travaux présentés dans le contexte de cette HDR traitent des transferts préférentiels d'eau et de polluants dans les milieux poreux et en particulier des points suivants : (i) infiltration de l'eau dans les milieux poreux, en conditions d'écoulement transitoire et (ii) transfert de solutés en conditions d'écoulement permanent. Les phénomènes sont étudiés essentiellement à l'échelle du milieu poreux, les échelles supérieures, relatives aux ouvrages et bassins versants, étant abordées par l'aspect environnement et variabilité spatiale des milieux poreux. Ces travaux ont permis d'établir un ensemble de conclusions et de perspectives de recherche dont certaines font déjà l'objet de projets en cours. Si une attention particulière a été portée aux processus hydrodynamiques jusqu'à présent (thèse exceptée), les perspectives présentées retranscrivent l'infléchissement de thématique à venir, en lien avec mon intégration dans une équipe nouvelle. L'accent sera mis sur la répercussion des modes d'écoulement sur les mécanismes biogéochimiques de transfert des polluants.

Perspectives de recherche

Compréhension des écoulements préférentiels en milieux poreux

Les résultats exposés ont mis en évidence l'importance de la microstructure (macropores, porométrie bimodale, etc.) et de la stratification du milieu quant aux transferts. Il a clairement été démontré que la présence de macropores était un facteur de transferts préférentiels et que la stratification permettait a contrario de réduire ces transferts préférentiels. Les travaux à venir visent à identifier plus précisément les mécanismes impliqués en commençant par la compréhension des écoulements au voisinage d'un seul macropore, avant d'envisager le problème au niveau d'un ensemble de macropores (échelle du VER) et au niveau des interfaces entre milieux poreux aux propriétés contrastées (stratification).

Microstructure et écoulements préférentiels

La compréhension de l'influence d'un macropore isolé requiert l'identification des mécanismes responsables de l'entraînement du fluide dans la matrice environnante. Ces mécanismes doivent faire l'objet d'investigations complémentaires, en particulier aux regards des propriétés du macropore (continuité, rugosité, etc.) et des conditions imposées aux limites du macropore (conditions de pression, de flux, etc.). En effet, les transferts ont été étudiés en condition de débits imposés (essais colonne) alors même que les conditions de pression ou charge sont plus courantes sur le terrain.

Le passage à un ensemble de macropores peut ensuite être envisagé sur la base de l'approche capillaire (Paragraphe II). Néanmoins, cette approche peut s'avérer ardue pour les milieux poreux réels et complexes, en particulier au regard de difficulté de distinguer la macroporosité de la matrice. Une telle distinction doit se faire sur la base de la distribution porale en classe de taille ainsi que des propriétés des pores (géométrie, rugosités relatives, etc.), de la connectivité du réseau poral, et de l'état de saturation qui contrôle la porosité active. La seconde difficulté est relative à la prédiction d'un effet global résultant de la concaténation d'effets interdépendants. Des effets de synergie ou au contraire d'inhibition sont susceptibles de s'opérer dépendamment des conditions hydriques et des propriétés géométriques et physiques du réseau poral.

Dans les deux cas, macropore isolé ou ensemble de macropores, des efforts considérables doivent être entrepris concernant la modélisation conceptuelle et quantitative des mécanismes mis en jeu. En effet, il a été clairement démontré que les lois macroscopiques usuelles (modèle milieux poreux à double perméabilité, entre autres) pouvaient échouer dans la quantification des processus. Des lois alternatives doivent donc être proposées et validées. Cela implique un réel effort de conceptualisation des micro-écoulements à l'échelle du pore ou du grain. Le réseau poral peut effectivement être vu comme un ensemble de capillaire avec divers schémas d'interconnexion des capillaires, ou comme un ensemble de vides entre grains solides avec diverses options concernant la géométrie des grains et des points de contact entre grains.

Couplage de deux microstructures à l'interface de deux milieux poreux

Un préliminaire réside dans la compréhension des mécanismes de transferts et lois associées dans les milieux poreux impliqués, y compris celui servant de moyen de stratification. Dans les études présentées, il s'agissait de géotextiles (matériaux fibreux). Or, aucune description des écoulements en leur sein n'a été entamée. Les géotextiles ont toujours été modélisés comme des milieux darcéens, alors que les écoulements pourraient y être complexes, en particulier en conditions non saturées avec un écoulement de fibre en fibre.

A cet aspect se rajoute l'étude de l'effet direct de la stratification et des mécanismes aux interfaces et au voisinage proche. Les résultats exposés ont bien démontré que les modèles conceptuels proposés (approches darcéennes) étaient insuffisants pour modéliser correctement les phénomènes observés. En particulier, les tendances sont bien représentées (effet d'homogénéisation de l'écoulement par la stratification) mais l'intensité est largement sous-estimée. Des recherches supplémentaires sont donc requises pour permettre l'identification et la simulation des mécanismes impliqués tant au niveau microscopique que macroscopique. Une première étape pourrait consister en la définition d'une échelle appropriée, en cas de différences drastiques des dimensions caractéristiques des vides et de volumes élémentaires représentatifs des milieux poreux adjacents.

Une autre perspective concerne l'étude des effets de la stratification avec d'autres conditions limites. Les investigations ont été menées exclusivement en monodimensionnel $1D$, avec une condition de flux latéral nul aux bords de la strate. La potentialité de flux latéraux et leur influence sur les écoulements devraient aussi être étudiées en $3D$, avec une condition de fuite aux bords des strates. Par analogie au phénomène de barrière capillaire, on peut supposer que l'effet "barrière" de la strate se traduirait par une déviation latérale des écoulements, mais cette hypothèse demande confirmation.

L'originalité de ces perspectives réside à la fois dans le changement de dimension proposé et dans l'étude à l'échelle du pore. En effet, si l'écoulement dans les systèmes stratifiés a fait l'objet de nombreuses études [86], très peu d'étude se sont focalisées sur l'influence de la stratification sur les micro-écoulements à l'échelle du VER et sur l'influence des conditions limite latérales. L'étude de l'impact local des micro-hétérogénéités sur les transferts préférentiels constitue l'une des originalités des perspectives proposées.

Impacts des écoulements préférentiels sur les transferts de polluants

Les travaux présentés ont permis d'aboutir aux conclusions suivantes : une rétention optimale est obtenue pour un contact optimal entre matrice réactive et polluants. Globalement, un écoulement homogène permet de faciliter l'accès à toutes les particules réactives et d'augmenter le temps de contact

entre surfaces réactives et polluants. Cependant, ces travaux ont montré la nécessité de mener des investigations complémentaires concernant l'identification des mécanismes impliqués. En particulier, il faudrait détailler plus précisément la manière de passer d'une description fine de l'écoulement (sujet des perspectives présentées ci-avant) à la description fine du transfert des solutés non réactifs dans un premier temps puis réactifs dans un second temps. A cela se rajoute de l'évolution temporelle des propriétés du milieu poreux résultant des interactions polluants / matrice (phénomènes de précipitation - dissolution). Ainsi, deux perspectives émergent (i) couplage entre les hétérogénéités physiques -écoulements préférentiels- et géochimiques -variabilité micro-spatiale des sites réactifs à l'échelle du grain ou de l'agrégat- permettant de définir la relation écoulement / transfert réactif, (ii) prise en compte de l'effet du transfert des solutés sur la microstructure et sur les propriétés de transferts des milieux poreux, permettant de considérer les rétroactions potentielles et leurs influences sur la relation écoulement / transfert réactif.

Couplage des hétérogénéités physiques et géochimiques

La première difficulté concernant la relation écoulement / transfert réactif concerne le passage du mouvement micro-local de l'eau à celui des solutés. On considère les phénomènes de convection et de dispersion hydrodynamique, la diffusion moléculaire étant négligée. Corolaire, il est d'usage de procéder à un traçage pour caractériser le transport aqueux à l'échelle de la colonne de laboratoire, par exemple, et d'appliquer les paramètres hydrodispersifs identifiés à tous les solutés inertes et réactifs. Ce postulat reste à vérifier, en particulier concernant les particules colloïdales. En effet, l'exclusion mécanique (effet de taille) peut se traduire par l'exclusion des colloïdes de certaines zones d'eau. Dans un tel cas, le cheminement des colloïdes diffère de celui de l'eau, ceux-ci se mouvant et se dispersant exclusivement dans les pores de plus grandes tailles. On peut noter de manière similaire des phénomènes d'exclusion anionique pour les anions, du fait de la charge surfacique négative des grains solides.

La deuxième difficulté réside dans le couplage entre hétérogénéités physiques et chimiques. Pour les solutés réactifs et les colloïdes, la description de leur trajectoire doit être couplée avec la localisation et la nature des sites réactifs. Le positionnement des sites réactionnels est en effet déterminant. Lorsque les sites réactionnels sont essentiellement localisés dans la macroporosité, l'accès est aisé, mais la restriction cinétique chimique s'exprime pleinement. En effet, les macropores connaissent les vitesses plus rapides et donc un temps de contact court entre site et soluté. Pour les sites présents dans la microporosité, les vitesses de pore sont moindres et les temps de contact plus longs, mais l'accès est difficile. On comprend donc qu'il est nécessaire de coupler une description fine des écoulements et des trajectoires des solutés avec la distribution des sites réactionnels dans le milieu poreux. Ceci nécessite une caractérisation appropriée du milieu poreux, en termes de positionnement des sites réactionnels et de leur nature. Si de nombreuses études ont mis en évidence l'importance de l'écoulement quant au transfert des polluants, des investigations sont nécessaires pour dissocier l'effet de l'homogénéité de l'écoulement (i) sur l'accès aux sites de rétention / sorption et (ii) sur le temps de contact polluants / sites pour clairement établir la combinaison de ces deux effets à l'échelle macroscopique.

Evolution temporelle des propriétés de transfert

Le transfert des solutés est souvent étudié avec l'hypothèse de milieux poreux aux propriétés de transfert uniformes et permanentes. La modélisation des transferts est alors descendante : (i) les propriétés hydrauliques déterminent l'écoulement, en fonction des sollicitations hydrauliques, (ii) l'écoulement étant fixé, les propriétés hydrodispersives et géochimiques déterminent le transfert des polluants.

Néanmoins, il peut y avoir rétroaction, avec un effet des solutés sur les propriétés hydrodynamiques, hydrodispersives et même géochimiques des milieux poreux. Dans le cas du laitier étudié (paragraphe 11), le transfert de CO₂ en phase aqueuse se traduit par un phénomène de carbonatation du matériau et un colmatage partiel de sa porosité responsable de la modification de la perméabilité à saturation. Il en est de même pour le transfert de nutriments et du développement bactérien [52, 51]. Ce développement peut colmater en partie la porosité et modifier ainsi les propriétés de transfert des milieux poreux. La modification de la microstructure se traduit par une modification des caractéristiques des pores (taille, tortuosité, connexité, etc.), et par ce biais du cheminement de l'eau et des solutés. Autre point important, il peut y avoir évolution des surfaces et donc de la réactivité des grains. C'est le cas des grains calcaires constitutifs du dépôt fluvio-glaciaire qui voient leur surface réactionnelle diminuer du fait d'un recouvrement par les précipités formés (paragraphe 8). Ce type de configuration est complexe et requiert de coupler l'ensemble des mécanismes et de déterminer précisément l'impact des transferts sur les propriétés de transfert. D'un point de vue numérique, cela demande d'établir une méthodologie de résolution d'un système d'équations couplées prenant en compte tous les mécanismes physiques et biogéochimiques ainsi que toutes les rétroactions.

Echelles supérieures : concaténation des diverses facteurs de transferts préférentiels

Aux échelles supérieures, d'autres facteurs favorables aux écoulements préférentiels se rajoutent. Aux facteurs micro-structuraux se rajoutent la variabilité spatiale à l'échelle de l'ouvrage ou du bassin versant. Deux questions essentielles apparaissent : (i) la concomitance de deux hétérogénéités avec une hétérogénéité intrinsèque propre à chacun des milieux poreux et une hétérogénéité architecturale du massif résultant de l'assemblage de milieux poreux aux propriétés contrastées, (ii) la corrélation entre variabilité spatiale des caractéristiques de transfert et pollution à l'échelle du (mini) bassin versant.

Double hétérogénéité : massifs constitués de matériaux contrastés et intrinsèquement hétérogènes.

Les échelles supérieures constituent un challenge conséquent en termes de concaténation de l'expression de mécanismes propres à deux échelles distinctes : (i) échelle du milieu poreux et (ii) échelle de l'architecture du massif. L'étude d'un dépôt fluvio-glaciaire de la région lyonnaise a permis d'illustrer comment la variabilité spatiale des propriétés hydrauliques pouvait être à l'origine d'écoulements préférentiels (phénomènes de barrière capillaire, écoulements canalisés, etc.). Cependant, ces résultats ont été obtenus avec pour hypothèse un comportement darcéen pour tous les lithofaciès. Qu'en serait-il advenu si on avait pris en compte des lois comportementales plus complexes (écoulements turbulents, bimodalité porale, etc.) ? Il y a ici un champ d'investigations complémentaires à mener pour caractériser les influences relatives de chacune des hétérogénéités et leurs interactions. Concernant les transferts réactifs, le couplage entre processus physiques d'écoulement et interactions géochimiques devra intégrer la diversité des propriétés géochimiques des milieux poreux à l'échelle du massif. On se trouve face à une double hétérogénéité physique et géochimique s'exprimant aux deux échelles milieu poreux et massif.

Hétérogénéité spatiale à l'échelle de mini-bassins versants

La dernière échelle concerne le bassin versant. Cette échelle est d'importance dans la mesure, elle sert aux gestionnaires et aux aménageurs pour l'optimisation de la gestion des espaces publics. Il convient

de noter la difficulté du passage des échelles du milieu poreux à celle de l'ouvrage puis de cette dernière à celle du bassin versant. Cette difficulté impose d'effectuer des simplifications et d'établir des équivalences entre propriétés effectives en grand et propriétés locales. Le but est de révéler une correspondance entre la variabilité spatiale des propriétés de transferts et la régionalisation de la pollution. L'approche est basée sur une analogie avec les études aux échelles inférieures. De la même façon que certains éléments (fractures, zones plus drainantes) peuvent se traduire par des écoulements préférentiels à l'échelle du milieu poreux, une non-uniformité spatiale des propriétés de transferts (contrastes d'unités géologiques et pédologiques) peut se traduire par des cheminements préférentiels à l'échelle du bassin versant. L'observation à grande échelle basée sur un suivi de qualité des eaux et des sols (piézomètres, campagnes de prélèvements) et des campagnes de caractérisation des propriétés de transfert, du type de celles présentée en partie V, doivent permettre d'établir cette correspondance. D'un point de vue modélisation, un challenge supplémentaire réside dans l'effort de paramétrisation, concernant en particulier la proposition de paramètres effectifs pertinents. Même si je n'envisage pas de faire de cette dernière perspective une part majoritaire de mon activité à venir, un certain degré de participation aux efforts de recherche menés permettra de recontextualiser mon travail dans l'objectif final de compréhension des mécanismes à l'échelle du bassin versant, échelle qui sert à l'application des politiques de préservation de l'environnement.

Méthodologie, moyens et collaborations

Pour répondre aux perspectives énoncées, l'approche proposée repose sur l'association de méthodologies usuelles (expérimentations en laboratoire et sur le terrain), d'outils de modélisation numérique et de micro-observation. Ces deux derniers sont nécessaires à la description fine des transferts au voisinage des hétérogénéités (macropores et strates) et donc à l'identification des mécanismes impliqués, étape préliminaire à l'énonciation des macroscopiques associées.

Des outils de micro-observation (intrusive ou non intrusive) seront développés pour l'observation de la microstructure du milieu poreux, des micro-écoulements et micro-transferts au voisinage des hétérogénéités (macropores et strates). La caractérisation de la microstructure peut nécessiter certaines techniques micro-analytiques (microscopie électronique à balayage, micro-tomographie, etc.) ainsi que la définition de certaines métriques (pour passer de l'image à une information quantitative). Les techniques de micro-fluorescence (spectres EXAFS, microsonde EDS, WDS ou PIXE) seront utilisées concernant la spéciation des polluants étudiés et l'identification des mécanismes de rétention impliqués (précipitation, adsorption, complexation de surface, etc.). Les techniques de traçage (injection de solutés aux propriétés géochimiques contrôlées et connues) seront développées pour tracer les micro-écoulements (lignes de courant à l'échelle du pore), sur la base de prototype d'observation non intrusif par résonance magnétique nucléaire (RMN). La RMN est aujourd'hui utilisée pour la caractérisation des propriétés de l'eau (temps de relaxation des molécules d'eau soumises à un champ magnétique variable) et relier ces propriétés à son état (phase, densité, composition chimique, vitesse d'écoulement, etc.). Le prototype permettra la réalisation de percolation de solutés au travers de colonnes au sein du dispositif de résonance magnétique nucléaire (RMN) de l'IFSTTAR (Paris) pour permettre l'acquisition en temps réel des variables de transferts.

En termes de modélisation des phénomènes, il convient de définir un ensemble d'outils permettant (i) de tester les lois macroscopiques étudiées et (ii) d'aborder les mécanismes à l'échelle du grain ou du pore. Concernant le point (i), cela requiert de définir des outils numériques modulables permettant d'intégrer tant des lois macroscopiques classiques (loi de Darcy) que des alternatives (loi de Darcy

Brickman, par exemple). Les travaux menés à l'échelle plus fine viseront à mieux comprendre les mécanismes s'exprimant à l'échelle du pore et à faire le lien avec les écueils des lois aux échelles supérieures. Une des pistes envisagée concerne la mise au point d'une méthodologie de résolution des équations d'écoulement (Navier Stokes ou alternatives) autour de grains aux niveaux des interfaces définies par les hétérogénéités (interface matrice / macropore ou entre deux milieux poreux). L'analyse du champ écoulement doit permettre de mettre en évidence les phénomènes observés (échange de solutés et d'eau aux interfaces, entrainement des flux de masse dans les milieux poreux adjacents, effet barrière) et de relier ces phénomènes aux propriétés des réseaux de pores (géométrie porale, rugosité des grains, etc.).

L'approche proposée requiert le développement de collaborations avec diverses communautés scientifiques et divers instituts. Mes travaux actuels se nourrissent principalement de collaborations avec des chercheurs du LTHE et de l'IFSTTAR pour les aspects transferts d'eau et de solutés non réactifs et réactifs en zone non saturée, du LGIT, de l'ISTER et du LCPME pour les aspects mécanismes géochimiques, du LEHNA pour la contribution du compartiment biologique, de l'UMR Navier pour l'aspect milieux poreux, en particulier concernant la micro-observation et la modélisation numérique, de l'Université de Californie (Riverside) pour la modélisation numérique des transferts en milieux poreux avec l'outil numérique HYDRUS, et enfin du Lawrence Berkeley National Laboratory (LBNL), pour la microtomographie assistée par ordinateur ou la micro-fluorescence (ligne synchrotron).

Etudes et projets en cours

Mes projets en cours portent en priorité sur la relation microstructure - propriétés de transferts et sur les concaténations des hétérogénéités intrinsèques et structurales aux échelles supérieures.

Etude des micro-écoulements au voisinage des macropores et de strates

Ce projet consiste en l'étude expérimentale et numérique des micro-écoulements au voisinage des hétérogénéités (macropores et strates) pour comprendre l'entrainement des écoulements au voisinage des macropores et de l'effet barrière joué par la stratification. Ce projet est mené en collaboration étroite avec l'IFSTTAR et en particulier Pierre Emmanuel Peyneau (groupe Géotechnique Eau par et Risque, équipe Pollution des Eaux et des Sols) et Thomas Lenoir (groupe Géotechnique Eau par et Risque, équipe Terrassement et Ouvrages en Terre), ainsi que avec l'UMR Navier dont Pamela Faure et Patrick Dangla, tous deux au sein de l'équipe Milieux Poreux, et enfin l'ISTER par le biais d'Alain Manceau pour la micro-observation des transferts dans les matrices hétérogènes par utilisation de la ligne synchrotron du Lawrence Berkeley National Laboratory (micro-tomographie et micro-fluorescence).

Le premier volet du projet a consisté en une étude de faisabilité. Les milieux macroporés ont été obtenus par insertion d'une baguette d'acier (500 μm de diamètre) au sein de deux matériaux (limon et sable) en cours de prise cimentaire. Les éprouvettes ont été saturées et soumises à l'injection d'un volume de solution d'ion iodure (marqueur) correspondant au tiers du volume d'eau présent dans les colonnes (de sorte à éviter la sortie du front de marqueur). L'analyse visuelle démontre clairement l'extension du panache d'ion iodure dans la matrice au voisinage du macropore. En partie supérieure de la colonne, on voit apparaître la formation d'un manchon de couleur foncée (Figure 14.1a). Cette couleur atteste d'une concentration trop importante pour résulter de phénomènes de dispersion / diffusion moléculaire. En effet, les processus diffusionnels se traduisent par une coloration plus nuancée telle qu'observée en partie basse du système (Figure 14.1a figure du bas). Il y a donc concomitance des deux phénomènes (i) accélération de la convection de l'ion iodure dans une partie de la matrice correspon-

dant à une zone d'écoulement préférentiel et (ii) dispersion / diffusion de cette zone vers le reste de la matrice. L'auscultation par micro-tomographie sur la ligne synchrotron du LBNL mène aux mêmes conclusions, avec mise en évidence d'une surconcentration d'ion iodure au voisinage immédiat du macropore (Figure 14.1c). Cette observation soutient l'hypothèse d'un gradient de vitesse au sein même de la zone d'écoulement préférentiel. L'entraînement semble plus efficace au centre même du macropore aboutissant à un gradient entre le cœur et les limites de la zone d'écoulement préférentiel et à la superposition de zones concentriques d'écoulements préférentiels [72]. Globalement, cette étude de faisabilité s'est soldée par résultats prometteurs et a permis de valider l'approche envisagée.

Le second volet concerne la poursuite de ces travaux par le biais d'un co-encadrement de thèse entre les diverses parties (GER de l'IFSTTAR, l'UMR Navier et de l'équipe IPE du LEHNA). Le sujet de thèse envisagé dans les trois années à venir³⁹ vise de l'étude des micro-écoulements au voisinage d'hétérogénéités par une double approche simulation numérique et micro-observation non intrusive par RMN. Le but est : i) d'étudier l'impact du macropore sur le champ vitesse de l'eau ; ii) de suivre le transfert de solutés non réactifs (traceurs) et réactifs (polluants) en établissant les cartographies des concentrations au voisinage des hétérogénéités, en complément des courbes de percée mesurées en sortie ; iii) de proposer et valider une loi macroscopique de transport s'appuyant sur les micro-observations IRM et modélisations numériques effectuées. La partie expérimentale (développement d'un montage spécifique de percolation des solutés au sein même de l'IRM, optimisation des conditions de percolation et choix des marqueurs et solutés, protocoles de traitement du signal RMN), sera réalisée au sein de l'UMR Navier, sous l'encadrement de Pamela Faure et Patrick Dangla. La simulation numérique sera effectuée au sein de l'équipe GER, sous l'encadrement de Pierre Emmanuel Peyneau et se basera sur la méthode Boltzmann sur réseau pour le codage du modèle conceptuel et des équations différentielles choisies. Les modèles conceptuels proposés seront validés aux regards de leur capacité à reproduire les données expérimentales. Ma contribution personnelle portera sur le choix des hypothèses concernant les mécanismes d'écoulement au voisinage des hétérogénéités et sur leur retranscription conceptuelle.

Transferts réactifs et modification des propriétés de transferts

L'aspect impact de la microstructure sur les transferts a été abordé dans le projet précédent. Il s'agit, dans ce nouveau projet, d'étudier l'impact de la modification de la microstructure du fait de réactions chimiques et les répercussions sur les propriétés de transferts. Ce thème est abordé dans un contexte de durabilité des traitements des sols à la chaux et aux liants hydrauliques. Cette question fait l'objet de la thèse de Kevin Lemaire dont l'intitulé est « durabilité du traitement des micaschistes à la chaux et / ou aux liants hydrauliques ». Cette thèse s'effectue au sein de l'équipe GER, de 2009 à 2012, sous la direction de M. Legret et les encadrements au quotidien de D. Deneele et de moi-même. Dans ce travail, l'accent est mis sur la répercussion du traitement à la chaux de micaschistes présents en Loire atlantique, micaschistes dont on veut améliorer les performances mécaniques et hydrauliques. Le contact de l'eau (précipitations atmosphériques) avec les produits ajoutés induit des phénomènes de dissolution / précipitation se traduisant par une modification de la microstructure et des propriétés mécaniques et hydrauliques.

Concrètement, l'évolution des matériaux traités a été testée par percolation d'eau sous gradient de pression contrôlé. La conductivité hydraulique à saturation et la qualité des eaux percolées ont fait l'objet d'un suivi continu en cours de la percolation. Ensuite, la résistance à la compression a été évaluée en fonction du nombre de jours. En parallèle, l'évolution de la microstructure (géométrie porale) a été caractérisée par microanalyse MEB. Les résultats obtenus mettent en évidence l'impact du traitement sur

39. septembre 2012-2015

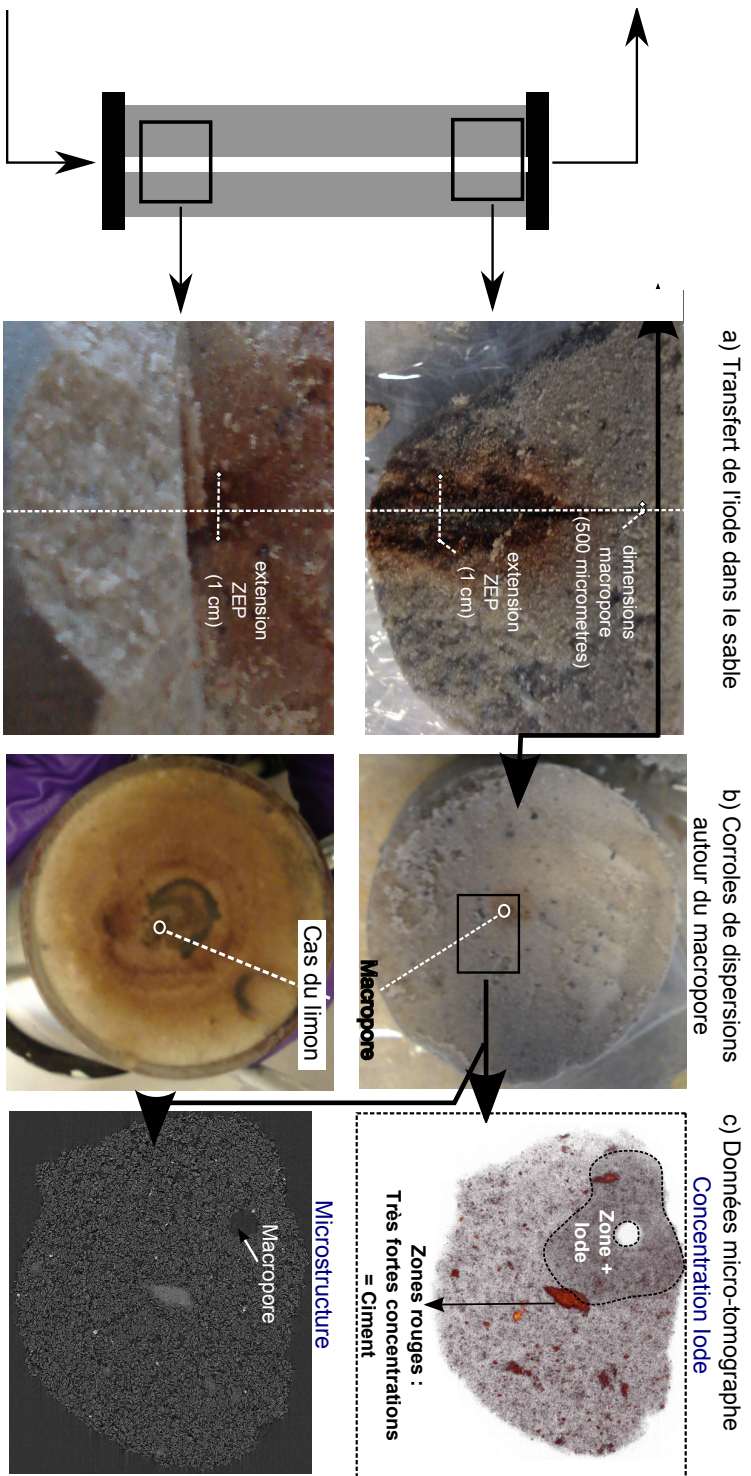


FIGURE 14.1 – Mise en évidence de l'entraînement de l'écoulement dans la matrice au voisinage de macropores artificiels par injection d'iode et microtomographie. D'après ref AGU.

la microstructure, la conductivité hydraulique à saturation et la résistance à la compression. Le couplage entre données microscopiques (microanalyse) et macroscopiques (mesures de conductivité hydraulique et résistance à la compression) mettent en évidence une corrélation. Les données relatives à la composition chimique de l'eau en sortie, les micro-observations et la modélisation géochimique (logiciel CHESS, Laurent De Windt, Mines de Paris) a permis d'identifier les mécanismes de dissolution / précipitation mis en jeu dans l'évolution de la microstructure.

Modélisation de l'impact d'écoulements préférentiels à l'échelle d'un bassin d'infiltration

Le passage aux échelles supérieures (ouvrage et mini bassin versant) est abordé à l'occasion des deux projets de recherche en cours. Le premier concerne les efforts de recherche du LEHNA relatifs à l'étude de l'impact des écoulements préférentiels sur la fonction filtration / épuration des ouvrages d'infiltration. Ces travaux sont réalisés dans le contexte du projet de recherche coordonnée par Thierry Winiarski sur la "Formation et (l') évolution d'un anthroposol et (l') évaluation de sa fonction filtration" et financé par le Ministère de l'équipement via l'appel à projet GESSOL.

Pour répondre aux questions posées, divers sujets de mastères et de thèse ont été définis et proposés pour financement auprès du MDDTL (financement TPE en 4^{ième} année) et de l'école doctorale Chimie de Lyon (bourses de thèse du Ministère de la recherche). Ces sujets abordent l'impact de l'hétérogénéité de l'écoulement sur l'efficacité de la rétention des polluants aux échelles milieux poreux et massif, en se basant sur une approche numérique. Cette étude repose sur deux volets. Le premier comprend le choix d'un modèle conceptuel et numérique d'écoulement préférentiel en milieu poreux (écoulements macroporeux) et le couplage avec plusieurs modèles géochimiques (échange cationique, complexation de surface, précipitation, etc.). Ce volet devrait permettre de déterminer la sensibilité des mécanismes géochimiques vis-à-vis de la nature de l'écoulement. Le second volet consiste en la retranscription des conclusions à l'échelle supérieure (terrain), en considérant un assemblage de milieux poreux de propriétés contrastées (bloc 3D). Il s'agit de modéliser proprement le cheminement de l'eau dans le bloc 3D en prenant en compte les deux types d'hétérogénéité : (i) intrinsèque, au sein de chacun des milieux poreux, et (ii) architecturale à l'échelle du massif. La répercussion des écoulements préférentiels sur la rétention des polluants et la fonction épuratrice du bloc 3D sera ainsi définie à l'échelle de l'ouvrage. Les résultats génériques seront discutés à la lumière des données de terrain acquises au fond des bassins d'infiltration suivis par l'équipe IPE depuis de nombreuses années.

Méthodologie d'étude multi-échelle du transfert de polluants dans les sols urbains

Le second projet relatif aux échelles supérieures concerne la « Méthodologie d'étude multi-échelle du transfert de polluants dans les sols urbains - Application à une ancienne décharge de déchets ménagers et industriels sur Nantes », thèse menée par Yann Lotram. Ce sujet a obtenu financement de la part de l'IFFSTAR pour une période de 3 ans, de 2009 à 2012, en lien avec l'opération de recherche du LCPC (11M092) sur la préservation des sols en milieux urbain et routier. Cette thèse fait l'objet d'un co-encadrement avec Béatrice Bechet et est dirigée officiellement par Hervé Andrieu. Elle s'inscrit dans le contexte particulier du suivi d'une ancienne décharge de la région nantaise (prairie de Mauves) et du risque associé de contamination des sols et de la nappe sous-jacents. Les objectifs du travail de thèse consistent à (i) valider et compléter les conclusions de l'état de l'art effectué sur les modèles de transferts, (ii) aider au suivi de la qualité des eaux et des sols à proximité de la décharge, (iii) concevoir un modèle géochimique et l'implanter dans le code d'écoulement en zone saturée et non saturée Visual MODFLOW

(iv) tester et valider le modèle couplé à l'échelle de l'ouvrage par confrontation aux données de suivi de la qualité des sols et des eaux.

Les données physico-chimiques font apparaître des concentrations importantes en zinc et en nickel, en HAP et PCB dans les eaux interstitielles au sein des déchets, une dégradation de la qualité des eaux souterraines en aval du site avec des concentrations importantes en aluminium, en HAP et PCB. D'un point de vue hydrogéologique, la concomitance de plusieurs nappes a été mise en évidence, la première s'écoulant au sein des formations superficielles profondes (micaschistes fracturés), la deuxième correspondant à la nappe alluviale de la Loire, et une micro-nappe perchée au sein des déchets. En parallèle, l'outil de calcul numérique Visual MODFLOW comprenant le module non saturé NSAT et le module géochimique PHT3D a été sélectionné pour la modélisation hydrogéologique. Les premières modélisations hydrogéologiques ont été réalisées sur la base d'une déconnexion de la nappe profonde et de la nappe alluviale de la Loire. En dépit de cette hypothèse simplificatrice, elles ont permis de retrouver la structure des écoulements en présence et de modéliser adéquatement les données piézométriques. L'étape suivante concerne la modélisation des transferts et permettra de déterminer si ces approches de modélisation en grand, sans prise en compte l'hétérogénéité du sous-sol, arrivent quand même à approcher les données de transferts. Cela permettra de conclure quant à la nécessité de prendre en compte les phénomènes d'écoulements préférentiels à l'échelle des bassins versant pour l'évaluation du risque de contamination des eaux et des sols.

Références

- [1] C.C. Ainsworth, J.L. Pilon, P.L. Gassman, and W.G. Van Der Sluys. Cobalt, cadmium and lead sorption to hydrous iron oxide : residence time effect. *Soil Science Society of America Journal*, 58 :1615–1623, 1994.
- [2] R. Angulo-Jaramillo, J.-P. Vandervaere, S. Roulier, J.-L. Thony, J.-P. Gaudet, and M. Vauclin. Field measurement of soil surface hydraulic properties by disc and ring infiltrometers : A review and recent developments. *Soil and Tillage Research*, 55(1-2) :1–29, May 2000.
- [3] L. M. Arya and J. F. Paris. A physicoempirical model to predict the soil moisture characteristic from particle-size distribution and bulk-density data. *Soil Science Society of America Journal*, 45 :1023–1030, 1981.
- [4] M. Bai, D. Elsworth, and J. C. Roegiers. Multiporosity multipermeability approach to the simulation of naturally fractured reservoirs. *Water Resources Research*, 29(6) :1621–1633, June 1993.
- [5] T. Baumann and P. Fruhstorfer. Colloid and heavy metal transport at landfill sites in direct contact with groundwater. *Water Research*, 40(14) :2776–2786, 2006.
- [6] J. Birkholzer and C.-F. Tsang. Solute channeling in unsaturated heterogeneous porous media. *Water Resources Research*, 33(10) :2221–2238, 1997.
- [7] S.A. Bradford, S.R. Yates, M. Bettahar, and J. Simunek. Physical factors affecting the transport and fate of colloids in saturated porous media. *Water Resources Research*, 38 :Art. no. 1327, 2002.
- [8] I. Braud, D. de Condappa, J. M. Soria, R. Haverkamp, R. Angulo-Jaramillo, S. Galle, and M. Vauclin. Use of scaled forms of the infiltration equation for the estimation of unsaturated soil hydraulic properties (the *beerkan* method). *European Journal of Soil Science*, 56(3) :361–374, 2005.
- [9] R.H. Brooks and A.T. Corey. *Hydraulics properties of porous media*. Number 3. 1975.
- [10] U. Buczko, O. Bens, H. Fischer, and R.F. Hüttl. Water repellency in sandy luvisols under different transformation stage in northeast germany. *Geoderma*, 109 :1–8, 2002.
- [11] N.T. Burdine. Relative permeability calculations from pore size distribution data. *Transactions of the American Institute of Mining, Metallurgical and Petroleum Engineers*, 198 :71–77, 1953.
- [12] J. M. Buttle and D. G. Leigh. The influence of artificial macropores on water and solute transport in laboratory soil columns. *Journal of Hydrology*, 191(1-4) :290 – 313, 1997.
- [13] P. Chaurand, J. Rose, J. Domas, and J.-Y. Bottero. Speciation of cr and v within bof steel slag reused in road constructions. *Journal of Geochemical Exploration*, 88(1-3) :10–14, 2006.
- [14] E. C. Childs and N. Collis-George. The permeability of porous materials. *Proceedings of the Royal Society*, A201 :392–405, 1950.
- [15] B. E. Clothier and K. R. J. Smettem. Combining laboratory and field measurements to define the hydraulic properties of soil. *Soil Science Society of America Journal*, 54(2) :299–304, 1990.
- [16] B. S. Das, J. M. Wraith, G. J. Kluitenberg, H. M. Langner, P. J. Shouse, and W. P. Inskeep. Evaluation of mass recovery impacts on transport parameters using least-squares optimization and moment analysis. *Soil Science Society of America Journal*, 69(4) :1209–1216, July 2005.

- [17] G. De Marsilly. *Hydrogéologie quantitative*. Masson, Paris, collection sciences de la terre. edition, 1981.
- [18] W. Durner. Hydraulic conductivity estimation for soils with heterogeneous pore structure. *Water Resources Research*, 30(2) :211–223, 1994.
- [19] Club CRIN Environnement et Ministère de l'Environnement. *Spéciation des métaux dans le sol*. SACER, Paris, 1999.
- [20] R. A. Freeze and J. A. Cherry. *Groundwater*. Printice Hall, Englewood Cliffs, 1979.
- [21] C. C. Frippiat and A. E. Holeyman. A comparative review of upscaling methods for solute transport in heterogeneous porous media. *Journal of Hydrology*, 362(1-2) :150 – 176, 2008.
- [22] C. Fuentes, R. Haverkamp, and J.-Y. Parlange. Parameter constraints on closed-form soilwater relationships. *Journal of Hydrology*, 134(1-4) :117 – 142, 1992.
- [23] S. Galle, R. Angulo-Jaramillo, I. Braud, S. Boubkraoui, J. M. Bouchez, D. de Condappa, G. Derive, A. Gohoungossou, R. Haverkamp, P. Reggiani, and J. Soria-Ugaldes. Estimation of soil hydrodynamic properties of the donga watershed (catch-bénin). In *Proceedings of the GEWEX 4th International Conference, Paris, September 10th-14th 2001*, 2001.
- [24] A. I. Gardenas, J. Simunek, N. Jarvis, and M. T. van Genuchten. Two-dimensional modelling of preferential water flow and pesticide transport from a tile-drained field. *Journal of Hydrology*, 329(3-4) :647–660, 2006.
- [25] W. R. Gardner. *Methods of soils analysis, Part 1 : Physical and Mineralogical methods*, volume Monograph No. 9, chapter Water content. Am. Soc. Agron, Madison, WI, 1986.
- [26] J. P. Gaudet, H. Jegat, G. Vachaud, and P. J. Wieranga. Solute transfer, with exchange between mobile and stagnant water, through unsaturated sand. *Soil Science Society of America Journal*, 41(4) :665–671, 1977.
- [27] H. H. Gerke and M. T. Van Genuchten. Evaluation of a 1st-order water transfer term for variably saturated dual-porosity flow models. *Water Resources Research*, 29(4) :1225–1238, 1993.
- [28] H. H. Gerke and M. T. van Genuchten. Macroscopic representation of structural geometry for simulating water and solute movement in dual-porosity media. *Advances in Water Resources*, 19(6) :343–357, 1996. TY - JOUR.
- [29] M. Ghodrati, M. Chendorain, and Y. J. Chang. Characterization of macropore flow mechanisms in soil by means of a split macropore column. *Soil Science Society of America Journal*, 63(5) :1093–1101, 1999.
- [30] E. Gonzalez-Sosa, I. Braud, J. Dehotin, L. Lassabatere, R. Angulo-Jaramillo, M. Lagouy, R. Branger, C. Jacqueminet, S. Kermadi, and K. Michel. Impact of land use on the hydraulic properties of the top soil in a french catchment. *Hydrological Processes*, 24 :2382–2399, 2010.
- [31] D. Goutaland. *Caractérisation hydrogéophysique d'un dépôt fluvioglacière. Evaluation de l'effet de l'hétérogénéité hydrodynamique sur les écoulements en zone non-saturée*. PhD thesis, Institut National des Sciences Appliquées de Lyon, 2008.

- [32] D. Goutaland, T. Winiarski, R. Angulo-Jaramillo, L. Lassabatere, G. Bièvre, J.F. Buoncristiani, J.S. Dubé, A. Mesbah, and H. Cazalets. Etude hydrogéophysique de la zone non saturée hétérogène d'un bassin d'infiltration d'eaux pluviales. *Bulletin de Liaison des Ponts et Chaussées*, 268-269 :1–20, 2007.
- [33] D. Goutaland, T. Winiarski, G. Bièvre, L. Lassabatere, and R. Angulo-Jaramillo. Caractérisation hydrostratigraphique d'un dépôt fluvioglacière par investigation géophysique et méthode b.e.s.t. In *31èmes Journées Scientifiques du GFHN, Toulouse, 28-29 Novembre*, 2006.
- [34] D. Goutaland, T. Winiarski, L. Lassabatere, R. Angulo Jaramillo, and J. S. Dube. Unsaturated hydrodynamic parameters estimation of fluvioglacial lithofacies. In *European Geophysical Union, Vienne, 2nd-7th April, (poster)*., 2006.
- [35] K. Hanna, B. Bechet, L. Lassabatere, M. Usman, and C. Ruby. Transport of naphthoic acids in metal-contaminated soil columns : Experimental study and modeling approach. In *Congress on Soil Science, Brisbane, 1st - 6th august.*, 2010.
- [36] K. Hanna, L. Lassabatere, and B. Bechet. Zinc and lead transfer in a contaminated roadside soil : Experimental study and modeling. *Journal of Hazardous Materials*, 161(2-3) :1499–1505, 2009.
- [37] K. Hanna, B. Rusch, L. Lassabatere, A. Hofmann, and B. Humbert. Reactive transport of genotoxic acid in a hematite-coated sand column : Experimental study and modeling. *Geochimica et Cosmochimica Acta*, 74(12) :3351 – 3366, 2010.
- [38] B. Harmand, E. Rodier, M. Sardin, and J. Dodds. Transport and capture of submicron particles in a natural sand : short column experiments and a linear model. *Colloids and Surfaces A : Physicochemical and Engineering Aspects : A collection of papers presented at the Symposium on Colloidal and Interfacial Phenomena in Aquatic Environments*, 107 :233–244, 1996.
- [39] R. Haverkamp, S. Debionne, P. Viallet, R. Angulo, and D. de Condappa. *The handbook of groundwater engineering*, chapter Chapter 6. Soil properties and moisture movement in the unsaturated zone., pages 1–58. J. W. Delleur, 2006.
- [40] R. Haverkamp, P. J. Ross, K. R. J. Smettem, and J. Y. Parlange. Three-dimensional analysis of infiltration from the disc infiltrometer 2. physically based infiltration equation. *Water Resources Research*, 30 :2931–2935, 1994.
- [41] R. Haverkamp, C. Zammit, F. Boubkraoui, K. Rajkai, J. L. Arrue, and N. Heckmann. Grizzly grenoble sand catalogue : Soil survey of field data and description of particle size, soil water retention and hydraulic conductivity functions. Technical report, LTHE, 1999.
- [42] A. Heilig, T. S. Steenhuis, M. T. Walter, and S. J. Herbert. Funneled flow mechanisms in layered soil : field investigations. *Journal of Hydrology*, 279(1-4) :210 – 223, 2003.
- [43] J. Heinz, S. Kleineidam, G. Teutsch, and T. Aigner. Heterogeneity patterns of quaternary glaciofluvial gravel bodies (sw-germany) : application to hydrogeology. *Sedimentary Geology*, 158(1-2) :1–23, 2003.
- [44] J.P. Herzig, D.M. Leclerc, and P. LeGoff. Flow of suspension through porous media : application to deep filtration. *Industrial and Engineering Chemical Research*, 62 :129 ?157, 1970.
- [45] D. Hillel. *Environmental Soil Physics*. Academic Press, 1998.

- [46] W.A. Jury and K. Roth. *Transfer functions and solute movement through soil*. Birkhauser Verlag, Basel, 1990.
- [47] H. Kasaini and R. K. Mbaya. Continuous adsorption of pt ions in a batch reactor and packed-bed column. *Hydrometallurgy*, 97(1-2) :111 – 118, 2009.
- [48] J. M. Köhne, S. Köhne, and J. Simunek. A review of model applications for structured soils : a) water flow and tracer transport. *Journal of Contaminant Hydrology*, 104(1-4) :4 – 35, 2009. Preferential Flow.
- [49] J. M. Köhne, S. Köhne, and J. Simunek. A review of model applications for structured soils : b) pesticide transport. *Journal of Contaminant Hydrology*, 104(1-4) :36 – 60, 2009.
- [50] H. Khodja, E. Berthoumieux, L. Daudin, and J.P. Gallien. Nuclear instruments and methods. *Physics Research B*, 181 :83–86, 2001.
- [51] M. Kim and M. Y. Corapcioglu. Gel barrier formation in unsaturated porous media. *Journal of Contaminant Hydrology*, 56(1-2) :75 – 98, 2002.
- [52] S.-B. Kim and M. Y. Corapcioglu. Contaminant transport in dual-porosity media with dissolved organic matter and bacteria present as mobile colloids. *Journal of Contaminant Hydrology*, 59(3-4) :267–289, 2002.
- [53] R. Klingbeil, S. Kleineidam, U. Asprion, T. Aigner, and G. Teutsch. Relating lithofacies to hydrofacies : outcrop-based hydrogeological characterisation of quaternary gravel deposits. *Sedimentary Geology*, 129(3-4) :299–310, 1999.
- [54] A. Klute and C. Dirksen. *Methods of Soil Analysis. Part I. Physical and Mineralogical Methods*, chapter Hydraulic Conductivity and Diffusivity : Laboratory Methods., pages 687–734. Agron. Monogr. 9. ASA and SSSA, 1986.
- [55] M. B. Kowalsky, Y. Rubin, and P. Dietrich. *Aquifer Characterization*, chapter The use of ground penetrating radar for characterizing sediments under transient flow conditions., pages 107–127. J. S. Bridge and D. W. Hyndman (Ed), 2004.
- [56] K.-J. S. Kung. Preferential flow in a sandy vadose zone, 2, mechanisms and implications. *Geoderma*, 46 :59–71, 1990.
- [57] E. Lamy. *Ecoulement et transfert colloïdal dans les matrices hétérogènes et stratifiées Application à des milieux poreux modèles*. PhD thesis, Ecole Centrale de Nantes, Sciences Pour l'Ingénieur Géoscience Architecture, 2008.
- [58] E. Lamy, L. Lassabatere, and B. Bechet. Influence of porous media heterogeneity on flow and pollutant transfer in infiltration basin sub-soils. In *International Conference on Urban Drainage, Edinburgh, Scotland, UK, 31st August- 4th September*, 2008.
- [59] E. Lamy, L. Lassabatere, B. Bechet, and H. Andrieu. Flow and solute transport in heterogeneous media : influence of structure and hydric conditions. In *International Groundwater Symposium, IAHR, Istanbul, 18th -20th June*, 2008.
- [60] E. Lamy, L. Lassabatere, B. Bechet, and H. Andrieu. Modeling the influence of an artificial macropore in sandy columns on flow and solute transfer. *Journal of Hydrology*, 376(3-4) :392–402, 2009.

- [61] E. Lamy, L. Lassabatere, B. Bechet, and H. Andrieu. Ecoulement et transfert colloïdal dans un milieu à double porosité / flow and transfer in a dual porosity medium. *La Houille Blanche*, 2010-2 :86–92, 2010.
- [62] L. Lassabatere. *Modification du transfert de trois métaux lourds (Zn, Pb et Cd) dans un sol issu d'un dépôt fluvioglaciale carbonaté par l'introduction de géotextiles*. PhD thesis, INSA de Lyon, 2002.
- [63] L. Lassabatere, R. Angulo Jaramillo, A. Biczysko, S. Ricordel, and L. Letellier. Caractérisation hydraulique des matériaux en fond de bassin d'infiltration d'eaux pluviales. In *31èmes Journées Scientifiques du GFHN, Toulouse, 28-29 Novembre.*, 2006.
- [64] L. Lassabatere, R. Angulo Jaramillo, and C. Delolme. Hydraulic characterization of settled sediment layer and subsoil in an urban infiltration basin. In *Novatech, Lyon, 25th-28th June*, 2006.
- [65] L. Lassabatere, R. Angulo Jaramillo, and C. Delolme. Hydraulic characterization of settled sediment layer and subsoil in an urban infiltration basin. In *Novatech, Lyon, 25th-28th June.*, 2007.
- [66] L. Lassabatere, R. Angulo-Jaramillo, D. Goutaland, L. Letellier, J. P. Gaudet, T. Winiarski, and C. Delolme. Effect of the settlement of sediments on water infiltration in two urban infiltration basins. *Geoderma*, 156(3-4) :316–325, 2010.
- [67] L. Lassabatere, R. Angulo-Jaramillo, and R. Haverkamp. Estimation for validity times for the usual transient two-term infiltration and steady-state infiltration equations. In *European Geophysical Union, Vienna*, 2009.
- [68] L. Lassabatere, R. Angulo-Jaramillo, J. M. Soria-Ugalde, J. Simunek, and R. Haverkamp. Numerical evaluation of a set of analytical infiltration equations. *Water Resources Research*, 45 :W12415, 2009.
- [69] L. Lassabatere, R. Angulo-Jaramillo, J. M. S. Ugalde, R. Cuenca, I. Braud, and R. Haverkamp. Beerkan estimation of soil transfer parameters through infiltration experiments - best. *Soil Science Society of America Journal*, 70(2) :521–532, 2006.
- [70] L. Lassabatere, L. Fevrier, L. Spadini, C. Delolme, and C. Raepsaet. Zn - cd common retention in the presence of pb in a calcareous fluvioglaciale deposit : experiments, modelling and microanalysis. In *International conference on the Biochemistry of trace elements, Pekin, 17th-19th July*, 2007.
- [71] L. Lassabatere, L. Février, L. Spadini, C. Delolme, T. Winiarski, R. Galvez Cloutier, C. Raepsaet, and J. P. Gallien. Microscopic observation of a common zn - cd phase formed in the presence of pb in a calcareous fluvioglaciale deposit. In *International conference on the Biochemistry of trace elements, Adelaide, Australia, April 3-7 2005 [CD ROM].*, 2005.
- [72] L. Lassabatere, T. Lenoir, P.-E. Peyneau, E. Lamy, B. Bechet, and R. Angulo Jaramillo. Enlightening the enhancement of water velocity in the surroundings of macropores. In *American Geophysical Union, Fall Meeting, San Francisco, 5th-9th December 2009*, San Francisco, 2011. AGU.
- [73] L. Lassabatere, X. Peyrard, R. Angulo-Jaramillo, and J. Simunek. Effects of the hydraulic conductivity of the matrix/macropore interface on cumulative infiltrations into dual-permeability media. In *American Geophysical Union, Fall Meeting, San Francisco, 14th-18th December 2009, EOS Transactions AGU : in CD ROM, p. H31A-0764.*, 2009.
- [74] L. Lassabatere, L. Spadini, C. Delolme, L. Fevrier, R. G. Cloutier, and T. Winiarski. Concomitant zn-cd and pb retention in a carbonated fluvioglaciale deposit under both static and dynamic conditions. *Chemosphere*, 69 :1499–1508, 2007.

- [75] L. Lassabatere, T. Winiarski, and R. Galvez Cloutier. Transfer of heavy metals in a soil amended with geotextiles. In *Evaluation and Remediation of Low Permeability and Dual Porosity Environments, Reno, Nevada, USA, Jan 25 2001.*, 2001.
- [76] L. Lassabatere, T. Winiarski, and R. Galvez-Cloutier. Retention of three heavy metals (zn, pb, and cd) in a calcareous soil controlled by the modification of flow with geotextiles. *Environmental Science & Technology*, 38(15) :4215–4221, August 2004.
- [77] L. Lassabatere, T. Winiarski, and R. Galvez Cloutier. Use of geotextiles in infiltration basins ? effect of geotextiles on heavy metal transfer in a fluvio-glacial deposit extracted from an infiltration basin. In *Novatech 2004, Vol 2, 1269-1276.*, 2004.
- [78] L. Lassabatere, D. Yilmaz, R. Angulo-Jaramillo, J. M. Soria Ugalde, I. Braud, and J. Simunek. Numerical evaluation of inverse modelling methods for 1d and 3d water infiltration experiments. In *Congress on Soil Science, Brisbane, 1st - 6th august*, 2010.
- [79] L. Février L. Raepsaet C. Delolme C. Winiarski T. Lassabatere L., Spadini. Studying and modelling the unusual fixation law $z_n = c_d \ll p_b$ in a calcareous fluvio-glacial deposit. In *International conference on the Biochemistry of trace elements, 14 th-18 th july 2009.*, 2009.
- [80] R. Haverkamp R. Lassabatere L., Angulo-Jaramillo. Numerical modelling of beerkan infiltration tests and related estimation of unsaturated soil hydraulic properties. In *European Geophysical Union, Vienna*, 2008.
- [81] M. Legret, B. Bechet, A. Benard, J.-Y. Bottero, Y. Capowiez, P. Chaurand, D. Deneele, J. Domas, V. Gujisaite, L. Lassabatere, J. Reynard, D. Richard, J. Rose, and D. Yilmaz. *Evaluation environnementale du comportement d'un laitier LD utilisé en infrastructure routière. Etudes et recherches des laboratoires des ponts et chaussées*, 2011.
- [82] C. Martin. Transport de solutés et de particules argileuses colloïdales en milieu poreux saturé à double porosité. Master's thesis, Université de Poitiers, 2000.
- [83] J.F. McCarthy and J.M. Zachara. Subsurface transport of contaminants. *Environmental Science and Technology*, 23(5) :496 ? 502, 1989.
- [84] L M McDowell-Boyer, J R Hunt, and Sitar N. Particle transport through porous media. *Water Resources Research*, 22 :1901–1921, 1986.
- [85] A. D. Miall. *Fluvial Sedimentology*, volume 5, chapter Lithofacies types and vertical profile models in braided river deposits : a summary, pages 597–604. A. D. Miall (ed), 1978.
- [86] T. Miyazaki, S. Hasegawa, and T. Kasubuchi. *Water flow in soils*. Marcel Dekker Inc., New York, 1993.
- [87] Y. Mualem. A new model for predicting the hydraulic conductivity of unsaturated porous media. *water resources research*, 12 :513–522, 1976.
- [88] E. Muca Lamy, L. Lassabatere, B. Bechet, and H. Andrieu. Effet de l'introduction d'une strate sur le transfert d'eau et de colloïdes dans un milieu sableux. In *32èmes Journées Scientifiques du G.F.H.N., Nantes, 21-22 Novembre.*, 2007.
- [89] P. Papadopoulos and D. L. Rowell. The reaction of cadmium with calcium carbonate surfaces. *Journal of Soil Science*, 39 :23–36, 1988.

- [90] D. L. Parkhurst and C. A. J. Appelo. *User's guide to PHREEQC (Version 2) – A Computer Program for Speciation, Batch-reaction, One-dimensional Transport and Inverse Geochemical Calculations*. Water Resources Investigations, 1999.
- [91] J.-Y. Parlange. On solving the flow equation in unsaturated soils by optimization : Horizontal infiltration. *Soil Science Society of America Journal*, 39(3) :415–418, 1975.
- [92] X. Peyrard, L. Lassabatere, R. Angulo-Jaramillo, and J. Simunek. Analytical model for the cumulative infiltration into a dual-permeability media. In *European Geosciences Union, Vienna, Austria, 02-07 May 2010*, 2010.
- [93] J. R. Philip. Theory of infiltration. *Advances in Hydroscience*, 5 :215–296, 1969.
- [94] J. R. Philip. On solving the unsaturated flow equation : 1. the flux concentration relation. *Soil Science*, 116 :328–335, 1973.
- [95] J. R. Philip. On solving the unsaturated flow equation : 1. the flux concentration relation. *Soil Science*, 116 :328–335, 1973.
- [96] L. N. Plummer, T. M. L. Wigley, and D. L. Parkhurst. The kinetics of calcite dissolution in co₂-water systems at 5 to 60° and 0.0 to 1.0 atm co₂. *American Journal of Science*, 278 :179–216, 1978.
- [97] P. J. Ross, R. Haverkamp, and J. Y. Parlange. Calculating parameters for infiltration equations from soil hydraulic functions. *Transport In Porous Media*, 24(3) :315–339, 1996.
- [98] J. N. Ryan and M. Elimelech. Colloid mobilization and transport in groundwater. *Colloids and Surfaces A : Physicochemical and Engineering Aspects*, 107 :1–56, 1996. A collection of papers presented at the Symposium on Colloidal and Interfacial Phenomena in Aquatic Environments.
- [99] M. Sardin, D. Schweich, F. J. Leij, and M. T. van Genuchten. Modeling the nonequilibrium transport of linearly interacting solutes in porous media : a review. *Water Resources Research*, 27(9) :2287–2307, 1991.
- [100] A. M. Scheidegger and Sparks D. L. A critical assessment of sorption-desorption mechanisms at the soil mineral / water interface. *Soil Science*, 161(12) :813–831, 1996.
- [101] T. K. Sen and K. C. Khilar. Review on subsurface colloids and colloid-associated contaminant transport in saturated porous media. *Advances In Colloid And Interface Science*, 119(2-3) :71–96, 2006.
- [102] L. Sigg, W. Stumm, and P. Behra. *Chimie des milieux aquatiques : chimie des eaux naturelles et des interfaces dans l'environnement*. Masson, Paris, 1992.
- [103] J. Simunek, R. Angulo-Jaramillo, M. G. Schaap, J.-P. Vandervaere, and M. T. van Genuchten. Using an inverse method to estimate the hydraulic properties of crusted soils from tension-disc infiltrometer data. *Geoderma*, 86(1-2) :61 – 81, 1998.
- [104] J. Simunek, N. J. Jarvis, M. T. van Genuchten, and A. Gardenas. Review and comparison of models for describing non-equilibrium and preferential flow and transport in the vadose zone. *Journal of Hydrology*, 272(1-4) :14–35, 2003.
- [105] J. Simunek and M. T. van Genuchten. Estimating unsaturated soil hydraulic properties from tension disc infiltrometer data by numerical inversion. *Water Resources Research*, 32(9) :2683–2696, 1996.

- [106] J. Simunek, O. Wendroth, and M. T. van Genuchten. Estimating unsaturated soil hydraulic properties from laboratory tension disc infiltrometer experiments. *Water Resources Research*, 35(10) :2965–2979, 1999.
- [107] K. R. J. Smettem, J. Y. Parlange, P. J. Ross, and R. Haverkamp. 3-dimensional analysis of infiltration from the disc infiltrometer .1. a capillary-based theory. *Water Resources Research*, 30(11) :2925–2929, 1994.
- [108] G. Sposito. *The chemistry of soils*. Oxford University Press, 1989.
- [109] W. Stumm. *Chemistry of the solid-water interface. Processes at the mineral-water and the particule-water interface in natural systems*. New-York, 1992.
- [110] N. Toride, F. J. Leij, and M. T. van Genuchten. A comprehensive set of analytical solutions for nonequilibrium solute transport with first-order decay and zero-order production. *Water Resources Research*, 29(7) :2167–2182, 1993.
- [111] M. T. van Genuchten. A closed-form equation for predicting the hydraulic conductivity of unsaturated soils. *Soil Science Society of America Journal*, 44(5) :892–898, September 1980.
- [112] J. P. Vandervaere, M. Vauclin, and D. E. Elrick. Transient flow from tension infiltrometers : I. the two-parameter equation. *Soil Science Society of America Journal*, 64(4) :1263–1272, July 2000.
- [113] J. P. Vandervaere, M. Vauclin, and D. E. Elrick. Transient flow from tension infiltrometers : Ii. four methods to determine sorptivity and conductivity. *Soil Science Society of America Journal*, 64(4) :1272–1284, July 2000.
- [114] J.-P. Vandervaere, M. Vauclin, R. Haverkamp, C. Peugeot, J. L. Thony, and M. Gilfedder. Prediction of crust-induced surface runoff with disc infiltrometer data. *Soil Science*, 163(1) :9–21, 1998.
- [115] N. Varado, I. Braud, and P. J. Ross. Development and assessment of an efficient vadose zone module solving the 1d richards' equation and including root extraction by plants. *Journal of Hydrology*, 323(1-4) :258–275, 2006.
- [116] N. Varado, I. Braud, P. J. Ross, and R. Haverkamp. Assessment of an efficient numerical solution of the 1d richards' equation on bare soil. *Journal of Hydrology*, 323(1-4) :244–257, 2006.
- [117] D. Ventrella, N. Losavio, A. V. Vonella, and F. J. Leij. Estimating hydraulic conductivity of a fine-textured soil using tension infiltrometry. *Geoderma*, 124(3-4) :267 – 277, 2005.
- [118] M. T. Walter, J.-S. Kim, T. S. Steenhuis, J.-Y. Parlange, A. Heilig, R. D. Braddock, J. S. Selker, and J. Boll. Funneled flow mechanisms in a sloping layered soil : laboratory investigation. *Water Resources Research*, 36(4) :841–849, 2000.
- [119] J. Wan and T. K. Tokunaga. Film straining of colloids in unsaturated porous media : conceptual model and experimental testing. *Environmental Science and Technology*, 31 :2413 ?2420, 1997.
- [120] J. Wan and J. L. Wilson. Colloid transport in unsaturated porous media. *Water Resources Research*, 30(4) :857–864, 1994.
- [121] J. Wan and J. L. Wilson. Visualization of the role of the gas-water interface on the fate and transport of colloids in porous media. *Water Resources Research*, 30(1) :11–23, 1994.
- [122] Z. Wang, Q. J. Wu, L. Wu, C. J. Ritsema, L. W. Dekker, and J. Feyen. Effects of soil water repellency on infiltration rate and flow instability. *Journal of Hydrology*, 231-232 :265 – 276, 2000.

- [123] D. Yilmaz. *Caractérisation hydrodynamique des laitiers d'aciérie de conversion en construction routière*. PhD thesis, Sciences pour l'Ingénieur, Géosciences, Architecture, Ecole Centrale Nantes, 2010.
- [124] D. Yilmaz, L. Lassabatere, R. Angulo-Jaramillo, D. Deneele, and M. Legret. Hydrodynamic characterization of basic oxygen furnace slag through an adapted best method. *Vadose Zone Journal*, 9(1) :107–116, 2010.
- [125] D. Yilmaz, L. Lassabatere, R. Angulo-Jaramillo, and M. Legret. Application de la méthode de caractérisation hydrodynamique best à un laitier d'aciérie de conversion. In *32èmes Journées Scientifiques du G.F.H.N., Nantes, 18-20 Novembre, 2008*.
- [126] D. Yilmaz, L. Lassabatere, R. Angulo-Jaramillo, and M. Legret. Hydrodynamic characterization of bof slags through numerical inversion of evaporation experiment and through water infiltration experiments : a comparison. In *Congress on Soil Science, Brisbane, 1st-6th august., 2010*.
- [127] F. Zatarain, C. Fuentes, R. Haverkamp, and A. C. D. Antonino. Predicción de la forma de la característica de humedad del suelo a partir de la curva granulométrica. In *XII Congreso Nacional de Irrigación*, pages 1–9, Zacateros, Mexico, April 2003.

Septième partie

CV étendu

Cette partie présente mon parcours professionnel ainsi que les activités d'enseignement, la formation d'étudiants, la participation aux programmes de recherche, et la production scientifique qui s'y rattachent.

15 Parcours professionnel

15.1 Trajectoire personnelle

Etant depuis mon plus jeune âge intéressé par l'environnement, j'ai centré mon projet de formation individuelle et par la suite mon parcours professionnel sur la thématique de la pollution des sols et des eaux. Suite aux concours aux Grandes écoles, j'ai intégré l'Ecole Nationale des Travaux Publics de l'Etat (ENTPE) et suis donc devenu Ingénieur fonctionnaire des Travaux Publics de l'Etat (ITPE). Cette formation généraliste de génie civil a été complétée d'une formation universitaire dans le domaine des statistiques et de la biométrie (DEA Analyse et Modélisation des Systèmes biologiques), ce qui m'a permis d'effectuer une cotutelle de thèse entre l'INSA Lyon et l'Université Laval (Québec). Cette cotutelle a abouti à un diplôme commun de doctorat de 3^{ième} cycle à l'école doctorale Chimie de Lyon, spécialité « Sciences et techniques du déchet » et de Philosophiae Doctorate (Ph. D.) de Génie Civil de l'Université Laval. J'ai effectué la thèse au sein du laboratoire de géotechnique environnementale du département de génie civil de l'Université Laval et du Laboratoire des Sciences de l'Environnement (LSE) de l'ENTPE. Suite à ma thèse, j'ai réalisé un post doctorat au LSE, en étroite relation avec le Laboratoire des Transferts et Hydrologie en Environnement (LTHE, Grenoble). Après, un poste d'ITPE m'a été proposé au Laboratoire Central des Ponts et Chaussées (LCPC), à la Division Eau et Environnement. De Janvier 2004 à Août 2010, j'y ai développé une activité de recherche en pleine continuité avec ma formation, sur l'étude des écoulements et des transferts préférentiels des polluants en sols urbains. Dans ce contexte, j'ai encadré divers étudiants et en particulier quatre thèses dont deux terminées et deux en cours. En Septembre 2010, j'ai intégré l'équipe IPE antenne de l'UMR LEHNA située à l'ENTPE, pour y mener une activité de recherche sur le couplage entre processus physiques d'écoulements et mécanismes géochimiques de transfert des polluants.

15.2 Cursus académique

- Depuis Septembre 2010 : Ingénieur - chercheur au sein de l'équipe Impact des Polluants sur les Ecosystèmes au Laboratoire d'Ecologie des Hydrosystèmes Naturels et Anthropisés.
- Janvier 2004 - Août 2010 : Ingénieur - chercheur à la section Caractérisation et Transfert des Polluants à la Division Eau Environnement LCPC Nantes.
- Novembre 2002 - Décembre 2003 : Post doctorat au Laboratoire des Sciences de l'Environnement de l'ENTPE sur la mise au point de la méthode de caractérisation hydrodynamique des sols BEST (Beerkan Estimation of Soil pedoTransfert parameter).
- Octobre 1998 - Octobre 2002 : Cotutelle de thèse Doctorat en Sciences et Techniques du déchet de l'Institut National des Sciences Appliquées de Lyon (INSA Lyon) / Doctorat de génie civil de l'Université Laval à Québec, mention très honorable et félicitations du jury.

- Septembre 1998 : Diplôme d’Etudes Approfondies (DEA) Analyse et Modélisation des Systèmes Biologiques (Université Lyon 2), mention B.
- Juillet 1998 : Diplôme d’Ingénieur des Travaux Publics de l’Etat, mention TB.
- 1992-1995 : Classes préparatoires scientifiques mathématique spéciale.
- 1992 : Baccalauréat C, mention TB.

16 Formation d’étudiants et enseignement

16.1 Doctorats et post doctorats

Au cours de mes activités de recherche, j’ai eu l’occasion de participer à l’encadrement des thèses suivantes :

- Edvina Muca Lamy, « Écoulement et transfert colloïdal dans des matrices hétérogènes et stratifiées : application à des milieux poreux modèles » avec obtention du diplôme de doctorat de l’école doctorale SPIGA de l’Ecole Centrale Nantes, soutenue le 5 décembre 2008. Co-encadrement avec Béatrice Béchet, directeur officiel Hervé Andrieu.
- Deniz Yilmaz, « caractérisation hydrodynamique non saturée des matériaux alternatifs en construction routière : expériences et instrumentations », avec obtention du diplôme de doctorat de l’école doctorale SPIGA de l’Ecole Centrale Nantes, soutenue le 4 décembre 2010. Encadrement majoritaire, directeurs officiels M. Legret et R. Angulo-Jaramillo.
- Yann Lotram (2009-2012), « Modélisation multi-échelle du transfert de polluants dans les sols urbains », inscription en 3^{ième} année auprès de la formation doctorale SPIGA de l’Ecole Centrale Nantes. Co-encadrement minoritaire avec Béatrice Bechet, directeur de thèse officiel Hervé Andrieu.
- Kevin Lemaire (2009-2012), « Durabilité du traitement des micaschistes à la chaux et / ou aux liants hydrauliques », inscription en 3^{ième} année auprès de la formation doctorale SPIGA de l’Ecole Centrale Nantes. Co-encadrement minoritaire avec Dimitri Deneele, directeur de thèse officiel Michel Legret.

Enfin, j’ai pu participer à l’encadrement des post-doctorats suivants :

- Khalil Hanna a travaillé sur le « développement d’un modèle de transfert des métaux lourds à partir de l’étude d’un sol contaminé du domaine urbain » de décembre 2004 à septembre 2005.
- Valérie Gujsaite a travaillé sur l’évaluation du transfert des métaux issus d’un coproduit sidérurgique dans un sol de structure routière, de janvier 2009 à décembre 2009.

Pour ces deux post-doctorats, l’encadrement a été fait en collaboration avec Béatrice Bechet qui assurait une grande partie du suivi, en particulier concernant la géochimie (expérimentation et modélisation). J’ai axé mon aide sur l’utilisation d’outils numériques (Hydrus 1D, PHREEQC, outils analytiques développés sur Scilab) sur l’interprétation des éluions du traceur et des polluants.

16.2 Masters, stages et travaux de fin d’étude

Ces travaux encadrés ont été appuyés par divers stages de master ou d’écoles d’ingénieurs. Par ailleurs, mes recherches propres (hors encadrement de thèse) ont aussi été l’occasion d’encadrer divers

travaux. Les principaux sont listés ci-après ainsi que les comités de pilotage auxquels j'ai participé.

- 2011/2012. Anne Claire De Rouck. Rétention des polluants issus d'eaux pluviales par un sol issu de divers ouvrages d'infiltration. Travail de fin d'Etude et stage de Master de recherche Sciences de l'Environnement Industriel et urbain.
- 2008/2009. Loubna Rahmane. Modélisation des flux d'eau et de polluants métalliques dans une structure de chaussées comportant des laitiers LD. Master Sciences et techniques de environnements urbains, ECN – Université de Nantes. Etude en lien avec ECLAIR.
- 2008/2009. Xavier Peyrard. Modélisation numérique de l'infiltration d'eau et du transfert de polluants en sols hétérogènes. Stage ingénieur 2A, ENTPE. (infiltrométrie)
- 2007/2008. Daisy Sohn. Etude du transfert de micropolluants métalliques d'eaux de surverse de réseau unitaire dans un lit filtrant. Master de l'Université de Nantes. Master 2 Professionnel Analyse et Contrôle des Produits Industriels Université de Nantes. (projet filtres plantés).
- 2006/2007 : Aurélien Montaigne. Validation d'une méthode de caractérisation hydrodynamique des sols par l'outil numérique hydrus. Mémoire de stage DESS Ingénierie de l'eau – Mesures et méthodes Institut Egid Bordeaux 3. (infiltrométrie)
- 2006/2007 : Gaëtan Le Claire Adaptation d'un dispositif expérimental d'étude des transferts en milieu poreux pour le non saturé. Licence pro. Conduite. Université Paul Sabatier, Toulouse III. Co-encadrement avec Edvina Lamy.
- 2006/2007 Anaïs Laporte. Pollution mixte des sols urbains – expérimentation et simulation de la mobilisation facilitée des métaux par l'acide salicylique. Master Sciences et techniques de environnements urbains, ECN – Université de Nantes. Co-encadrement avec Béatrice Béchet.
- 2006/2009 : Comités de pilotage de thèse d'Urbain Fifi (co-encadrement T. Winiarski, -LSE- E. Emmanuel -LAQUE, Haïti) sur « Hydrodynamique et transferts de polluants dans les eaux souterraines de la plaine du Cul de Sac. »
- 2003/2007 : Comités de pilotage de Manuelle Neto (J.P. Bedell, LSE, ENTPE), thèse sur « le rôle des micro-organismes dans le devenir des polluants, lors de gestion de boues de dragage. »
- 2003/2007 : Comités de pilotage de David Goutaland sur « Etude du rôle des hétérogénéités sédimentaires dans un dépôt fluvio-glaciaire sur les écoulements non-saturés sous-jacents à un bassin d'infiltration d'eaux pluviales en milieu urbain. »
- 2003/2004 : Co-encadrement du projet personnel de Benjamin Puji (3^{ième} année, à l'ENTPE)

16.3 Enseignements dispensés

L'enseignement fait pleinement partie du travail de chercheur, l'enseignement se nourrissant de l'acquisition de connaissances, cette dernière profitant du rafraîchissement de la mémoire aux regards des connaissances de base assénées aux élèves. J'ai enseigné dans divers organismes et écoles soit sur l'emploi des statistiques (essentiellement à l'ENTPE) soit sur les écoulements et transfert en milieu poreux, essentiellement dans le cadre de cours plus généraux sur l'hydrologie générale ou urbaine.

- Cours de chimie des milieux naturels, ENTPE, 1^{ière} année, professeur principal, volume 27h*2 groupes, dispensé depuis Janvier 2011.
- Cours d'écologie, ENTPE, 1^{ière} année, volume 3h*2 groupes, dispensé depuis Janvier 2011.
- Cours sur l'hydrologie de la zone non saturée, 3^{ième} année, ENSTA Paris, volume 16h, dispensé en 2007, 2009 et 2010.
- Cours sur l'apport de l'hydrodynamique des milieux poreux en hydrologie urbaine

- Mastère de recherche IRSTV 2 « Sciences et Techniques des Environnements Urbains » à l'École Centrale Nantes, volume 8h, dispensé de 2006 à 2010.
- Mastère professionnel STUE 2 « Cartographie et Gestion des Espaces à Fortes Contraintes » à l'Université de Nantes, volume 8h, dispensé de 2005 à 2010.
- Cours sur les outils numériques en hydrologie, module "Modélisation et Simulation", Mastère de recherche IRSTV 2 "Sciences et Techniques des Environnements Urbains" à l'École Centrale Nantes, volume 2h, dispensé de 2006 à 2010.
- Cours sur les Techniques alternatives en hydrologie urbaine, module "Maîtrise - Hydrologie Urbaine" du Mastère Professionnel 1 "Sciences mécaniques appliquées - Génie civil et infrastructures" à l'IUP St Nazaire, volume 8h, dispensé de 2005 à 2009.
- Cours en statistiques, ENTPE, 2^{ème} année, volume 25h*2 groupes, dispensé de 2001 à 2004.
- Assistant enseignement géotechnique environnementale (U. Laval), 1999 à 2000.

17 Collaborations et projets de recherche

Ces travaux ont été l'occasion de participer à divers projets de recherche ANR régionaux ou internationaux (participant sans charge de gestion) :

- Programme régional financé par la région Pays de la Loire POLESUR : recherche fédérative multidisciplinaire sur la POLLution des Eaux et des Sols en milieu URbain.
- Programme agence nationale de la recherche AVUPUR : Assessing the VUlnerability of Peri Urban Rivers.
- Programme de recherche Fonctions Environnementales Gestion Patrimoine Sol - GESSOL - FAFF : Formation et évolution d'un anthroposol, évaluation de sa fonction filtration.
- Programme de recherche Ecotechnologie et Développement Durable (PRECCOD) - ECLAIR : Evaluation Environnementale de la Compatibilité des Laitiers LD utilisés en Infrastructures Routières.
- Projet de coopération 2005-2006 de recherche scientifique et technologique de la 60^{ème} commission permanente de coopération franco québécoise. « Étude du transfert de polluants urbains vers la nappe phréatique. Évaluation et développement de méthodes de traçage géochimique et d'outils géophysiques ».
- Programme national Ecosphère Continentale (ECCO) - EMMAUS : Etude et Modélisation du transfert des Métaux lourds issus de l'Assainissement pluvial Urbain dans les Sols.
- Programme national Ecosphère Continentale (ECCO) / Programme national de recherche en hydrologie (PNRH) - Hy2Ville : Hydrologie et hydraulique des milieux urbanisés.

Ces programmes de recherche ont été l'occasion de développer des collaborations avec diverses institutions sur le plan national et international et en particulier avec l'institut Navier (UMR 113), le LEHNA à Lyon, le LTHE et le LGIT (Laboratoire de Géodynamique Interne et Tectonophysique à Grenoble), l'Université Laval (Québec, Canada), l'École de Technologie Supérieure (Montréal, Canada), le LCPME (Laboratoire de Chimie, Physique et Microbiologie pour l'Environnement) et l'Université de Californie à Riverside (UC Riverside).

18 Production scientifique

18.1 Articles en préparation

- Yilmaz D., **Lassabatere L.**, Deneele D., Angulo R., Legret M. 2012. Influence of carbonation on the microstructure and the hydraulic properties of a Basic Oxygen Furnace slag as a potential alternative construction material. *Water Research* (In preparation).
- Lamy E., **Lassabatere L.**, Bechet B., Andrieu, H. 2012. Effect of a nonwoven geotextile on solute and colloid transport in porous media under both saturated and unsaturated conditions. *Geotextiles and Geomenbranes* (In preparation).
- Goutaland D., Winiarski T., **Lassabatere L.**, Angulo-Jaramillo A., Dubé, J.-S. Characterization of hydraulic fluvio-glacial analogues regarding hydraulic properties. *Vadose Zone Journal* (In preparation).
- **Lassabatere L.**, Angulo-Jaramillo R., Peyrard X., Šimůnek J. 2012. Analytical model for cumulative infiltration into dual-permeability soils. soumis à *Vadose Zone Journal* (Major corrections).
- Hanna K., **Lassabatere L.**, Bechet B. 2012. Transport of two naphthoic acids and salicylic acid in a contaminated soil : experimental study and empirical modeling. soumis à *Water research* (Major corrections).
- **Lassabatere L.**, Pu J. H., Bonakdari H., Joannis C., Larrarte F. 2011. From vertical to streamwise velocity profiles in Open Channel Flows : An analytical study. soumis à *Journal of Hydraulic Engineering* (Major corrections).

18.2 Articles dans des revues internationales à comité de lecture

- Pu J.H., Bonakdari H., **Lassabatere L.**, Joannis C., Larrarte F. 2010. Turbulent velocity profiles : a new law for narrow channels. *La Houille Blanche*, 3, 65-70.
- Cannavo P., Vidal-Beaudet L., Béchet B., **Lassabatere L.**, Charpentier S. 2010. Spatial distribution of sediments and transfer properties in soils in a stormwater infiltration basin, *Journal of Soils and Sediments*, 10,1499-1509.
- Gonzalez-Sosa E., Braud I., Dehotin J., **Lassabatere L.**, Angulo-Jaramillo R., Lagouy M., Branger F., Jacqueminet C., Kermadi S., Michel K. 2010. Impact of land use on the hydraulic properties of the topsoil in a small French catchment, *Hydrological Processes*, 24, 2382-2399.
- Lamy E., **Lassabatere L.**, Bechet B., Andrieu H. 2010. Écoulement et transfert colloïdal dans un milieu modèle à double porosité, *Flow and colloidal transfer in a dual porosity medium*, *La Houille Blanche*, 2010-2, 86-92 (doi : 10.1051/lhb :2010022).
- Hanna K., B. Rusch, **Lassabatere L.**, Hofmann A., Humbert B. 2010. Reactive transport of genotoxic acid in a hematite-coated sand column : Experimental study and modeling. *Geochimica et Cosmochimica Acta*, 74, 3351-3366.
- **Lassabatere L.**, Angulo-Jaramillo R., Goutaland D., Letellier L., Gaudet J. P., Winiarski T, Delolme C. 2010. Effect of the settlement of sediments on water infiltration in two urban infiltration basins. *Geoderma*, 156, 316-325.
- Yilmaz D., **Lassabatere L.**, Angulo R., Legret M. 2010. Hydrodynamic characterization of BOF slags through adapted BEST method. *Vadose Zone Journal*, 9 (1), 107-116.
- **Lassabatere L.**, Angulo-Jaramillo R., Soria Ugalde J. M., Simunek J., Haverkamp R.. 2009. Analytical and numerical modeling of water infiltration experiments. *Water resources research*, 45, W12415.
- Lamy E., **Lassabatere L.**, Bechet B., Andrieu H. 2009. Modeling the influence of an artificial macro-

- pore in sandy columns on flow and transfer. *Journal of hydrology*, 376, 392-402.
- Hanna K., **Lassabatere L.**, Bechet B. 2009. Zinc and lead transfer in a contaminated roadside soil : Experimental study and modeling. *Journal of Hazardous Material*, 161, 1499–1505.
 - Bonakdari H., Larrarte F., **Lassabatere L.**, Joannis C. 2008. Turbulent velocity profile in fully-developed open channel flows. *Environmental Fluid Mechanics*, 8, 1573-1510.
 - **Lassabatere L.**, Spadini L., Delolme C., Février L., Galvez Cloutier R., Winiarski T. 2007. Concomitant Zn - Cd and Pb retention in a carbonated fluvio-glacial deposit under both static and dynamic conditions. *Chemosphere*, 69 (9), 1499-1508.
 - **Lassabatere L.**, Angulo-Jaramillo R., Soria Ugalde J. M., Cuenca R., Braud I., Haverkamp, R. 2006. Beerkan Estimation of Soil Transfer parameters through infiltration experiments – BEST. *Soil Science Society of America Journal*, 70, 521-532.
 - Bedell J.-P., Briant A., Delolme C., **Lassabatere L.**, Perrodin Y. 2006. Evaluation of the phytotoxicity of contaminated sediments deposited “on soil” : II. Impact of water draining from deposits on the development and physiological status of neighbouring plants at growth stage. *Chemosphere*, 62 (8), 1311-1323.
 - **Lassabatere L.**, Winiarski, T., Galvez Cloutier, R. 2005. Can geotextiles modify the transfer of heavy metals transported by stormwater in infiltration basins ? *Water Science and Technology*, 51 (2), 29-36.
 - **Lassabatere L.**, Winiarski T., Galvez Cloutier R. 2004. Retention of three heavy metals (Zn, Pb and Cd) in a calcareous soil controlled by the modification of flow with geotextiles, *Environmental Science and Technology*, 38 (15), 4215-4221.
 - **Lassabatere L.**, Winiarski, T., Galvez Cloutier, R. 2002. Transfer of Heavy Metals in a Soil Amended with Geotextiles. In : *Evaluation and Remediation of Low Permeability and Dual Porosity Environments*, ASTM STP 1415, M.N. Sara and L.G. Everett, Eds., ASTM International, West Conshohocken, PA, 162-175.

18.3 Articles dans des revues françaises à comité de lecture et ouvrages en français

- Bien L.B., Henn V., Lassabatere L., Winiarski T., Angulo-Jaramillo R., (2011). Transfert des solutés à travers un grand lysimètre de sol non saturé hétérogène, 36èmes Journées Scientifiques du GFHN-8ème Colloque GEOFCAN réunis : milieux poreux et géophysique. *Bulletin du Groupe Francophone d’humidimétrie et traNsferTs en Milieux poreux (GFHN)*, 30 novembre-1 décembre, Orléans, France, 82-86.
- Legret M., Bechet B. Benard A., Bottero J.-Y. Capoviez Y. Chaurand P., Deneele D., Domas J., Gujsaite V., **Lassabatere L.**, Reynard J., Richard D., Rose J., Yilmaz D. 2011. Evaluation environnementale du comportement d’un laitier LD utilisé en infrastructure routière. *Etudes et recherches des laboratoires des ponts et chaussées*, 180 p.
- Lotram Y., Le Guern C., Béchet B., **Lassabatere L.**, Andrieu H. 2011. Transfert de polluants depuis une ancienne décharge urbaine. Apports de la caractérisation physico-chimique des déchets. *Techniques Sciences et Méthodes*, n°10, 62-68.
- **Lassabatere L.**, Spadini L., Rapsaet C., Février L., Delolme C., Winiarski T. 2009. Modélisation du transfert de trois métaux lourds Zn, Pb et Cd dans un dépôt fluvio-glaciaire carbonaté. *Bulletin des Ponts et Chaussées*, 276, avril-juin 2009, 1-13.
- Goutaland D., Winiarski T., Angulo-Jaramillo R., **Lassabatere L.**, Bievre G., Buoncristiani J.-F., Dube J.-S., Mesbah A., Cazalets H. 2007. Étude hydrogéophysique de la zone non-saturée hé-

térogène d'un bassin d'infiltration d'eaux pluviales, Bulletin de Liaison des Ponts et chaussées, 268-269, 173-192.

- **Lassabatere L.**, Winiarski, T. et Galvez-Cloutier, R. 2000. Influence des géotextiles sur le transfert des métaux lourds dans le sol. Géoglobe Printemps 2000, 22-23.
- Winiarski T., **Lassabatere L.** 1999. Influence d'un géotextile non tissé sur la rétention du zinc par un sol calcaire. Bulletin des Ponts et Chaussées, 223, 85-92.

18.4 Thèses, ouvrages et rapports

- Lassabatere L. 2002. Modification du transfert de trois métaux lourds (Zn, Pb, Cd) dans un sol issu d'un dépôt fluvio-glaciaire carbonaté par introduction de géotextiles, Thèse de l'INSA de Lyon, Ecole doctorale Chimie de Lyon, spécialité « Sciences et Techniques du Déchet ».
- Lassabatere L. 2002. Modification du transfert de trois métaux lourds (Zn, Pb, Cd) dans un sol issu d'un dépôt fluvio-glaciaire carbonaté par introduction de géotextiles, Ph. D. de Génie Civil de l'Université Laval (rapport spécifique Université Laval)
- Lassabatere L. 1998. Influence d'un géotextile avec et sans biofilm sur le transfert du zinc dans un sol fluvio-glaciaire dans des conditions saturées. DEA Analyse des Systèmes Biologiques, Université Claude Bernard Lyon 1.
- Lassabatere L. 1998. Influence des géotextiles sur le transfert des métaux lourds dans le sol : Théorie et proposition d'un protocole expérimental. Rapport de TFE, ENTPE.
- Lassabatere L. 1998. Validation théorique et expérimentale du modèle numérique de prévision du transfert de micro polluants Hydrogéochem. Rapport stage ingénieur de 2ième année, ENTPE.

18.5 Congrès internationaux avec actes

- **Lassabatere L.**, Loizeau S., Angulo-Jaramillo R., Winiarski T., Rossier Y., Delolme C., Gaudet J. P. Influence of the initial soil water content on Beerkan water infiltration experiments. European Geosciences Union, 22nd-27th April 2012 Vienna, Austria (poster).
- **Lassabatere L.**, Lamy E., Bechet B., Galvez Cloutier R., Winiarski T. Use of geotextiles to regulate flow and reduce pollutant transfer in stormwater management. 9th International Congress on Civil Engineering, May 8-10, 2012 Isfahan University of Technology, Isfahan, Iran (oral).
- **Lassabatere L.**, Lenoir T., Peyneau P.-E., Lamy E., Bechet B., Angulo Jaramillo R. 2011. Enlightening the enhancement of water velocity in the surroundings of macropores. American Geophysical Union, USA, 5-9th December, San Francisco, California, USA (poster).
- Winiarski T., **Lassabatere L.**, Angulo-Jaramillo R., Goutaland D. Modelling heterogeneous flow in the vadoze zone underneath a stormwater infiltration basin, American Geophysical Union, Fall Meeting. EOS Transactions AGU, 5-9 décembre 2011, San Francisco, CA, USA (poster).
- **Lassabatere L.**, Angulo-Jaramillo R., Yilmaz D., Peyneau P.-E., Nasta P., Šimůnek J. 2011. Analytical evaluation of 1D cumulative infiltration with regards to soil hydraulic properties. European Geosciences Union, 3rd-8th April 2011 Vienna, Austria (poster).
- Hanna K., Bechet B., **Lassabatere L.**, Usman M., Ruby C. 2010. Transport of naphthoic acids in metal-contaminated soil columns : Experimental study and modeling approach. Congress on Soil Science, Brisbane, 1st - 6th august (poster).

- Yilmaz D., **Lassabatere L.**, Angulo-Jaramillo R., Legret M. 2010. Hydrodynamic characterization of BOF slags through numerical inversion of evaporation experiment and through water infiltration experiments : a comparison. Congress on Soil Science, Brisbane, 1st-6th august (poster).
- **Lassabatere L.**, Yilmaz D., Angulo-Jaramillo R., Soria Ugalde J.M., Braud I., Šimůnek J. 2010. Numerical evaluation of inverse modelling methods for 1D and 3D water infiltration experiments. Congress on Soil Science, Brisbane, 1st - 6th august (poster).
- Peyrard X., **Lassabatere L.**, Angulo-Jaramillo R., Simunek J. Analytical model for the cumulative infiltration into a dual-permeability media. European Geosciences Union, Vienna, Austria, 02-07 May 2010 (poster).
- **Lassabatere L.**, Peyrard X., Angulo-Jaramillo R., Simunek J. 2009. Effects of the hydraulic conductivity of the matrix/macropore interface on cumulative infiltrations into dual-permeability media. American Geophysical Union, Fall Meeting, San Francisco, 14th-18th December 2009, EOS Transactions AGU : in CD ROM, p. H31A-0764 (poster).
- **Lassabatere L.**, Spadini L., Février L., Raepsaet C., Delolme C., Winiarski T. 2009. Studying and modelling the unusual fixation law $Zn = Cd \ll Pb$ in a calcareous fluvio-glacial deposit. International conference on the Biochemistry of trace elements, 14 th-18 th july 2009 (oral, annulé pour raison de risque de grippe).
- **Lassabatere L.**, Angulo-Jaramillo R., Haverkamp R. 2009. Estimation for validity times for the usual transient two-term infiltration and steady-state infiltration equations. Estimation, European Geophysical Union, Vienna, (poster).
- Lamy E., **Lassabatere L.**, Bechet B., Andrieu H. 2008. Flow and solute transport in heterogeneous media : influence of structure and hydric conditions. Internbational Groundwater Symposium, IAHR, Istanbul, 18th -20th June (poster).
- Lamy E., **Lassabatere L.**, Bechet B. 2008. Influence of porous media heterogeneity on flow and pollutant transfer in infiltration basin sub-soils, International Conference on Urban Drainage, Edinburgh, Scotland, UK, 31rst August- 4th September, (Oral).
- **Lassabatere L.**, Angulo-Jaramillo R., Haverkamp R. 2008. Numerical modelling of Beerkan infiltration tests and related estimation of unsaturated soil hydraulic properties, European Geophysical Union, Vienna, (poster).
- Angulo-Jaramillo R., Cazalets H., Goutaland D., **Lassabatere L.**, Winiarski T., Delolme C. 2007. Three-dimensional modelling of water flow through a heterogeneous vadose zone. American Geophysical Union, Fall Meeting. San Francisco, 10th-14th Décembre, EOS Transactions AGU : in CD ROM, p. H51C-0654. (poster)
- Lassabatere L., Angulo Jaramillo, R., Delolme, C. 2007. Hydraulic characterization of settled sediment layer and subsoil in an urban infiltration basin, Novatech, Lyon, 25th-28th June, Lyon (Oral).
- **Lassabatere L.**, Février L., Spadini L., Delolme C., Raepsaet C. 2007. Zn - Cd common retention in the presence of Pb in a calcareous fluvio-glacial deposit : experiments, modelling and microanalysis, International conference on the Biochemistry of trace elements, Pekin, 17th-19th July (Oral).
- **Lassabatere L.**, Angulo Jaramillo, R., Delolme, C. 2006. Hydraulic characterization of settled sediment layer and subsoil in an urban infiltration basin, Novatech, Lyon, 25th-28th June (oral).
- Goutaland D., Winiarski T., **Lassabatere L.**, Angulo Jaramillo R., Dubé J.S. 2006. Unsaturated hydrodynamic parameters estimation of fluvio-glacial lithofacies, European Geophysical Union, Vienne, 2nd-7th Aprill, (poster).
- **Lassabatere L.**, Février L., Spadini L., Delolme C., Winiarski T., Galvez Cloutier R., Raepsaet C., Gallien J. P. 2005. Microscopic observation of a common Zn - Cd phase formed in the presence of Pb in a calcareous fluvio-glacial deposit. International conference on the Biochemistry of trace elements, Adelaide, Australia, April 3-7 2005 (oral).

- **Lassabatere L.**, Winiarski, T. and Galvez Cloutier, R. 2004. Use of geotextiles in infiltration basins ? Effect of geotextiles on heavy metal transfer in a fluvio-glacial deposit extracted from an infiltration basin. Novatech 2004, Vol 2, 1269-1276 (oral).
- **Lassabatere L.**, Winiarski, T. and Galvez Cloutier, R. 2001. Transfer of Heavy Metals in a Soil Amended with Geotextiles Evaluation and Remediation of Low Permeability and Dual Porosity Environments, Reno, Nevada, USA, Jan 25 2001 (oral).

18.6 Congrès nationaux avec actes

- Letellier L., Rodriguez R., Le Delliou A.-L., **Lassabatere L.** 2009. Mesures tensiométriques et de teneur en eau pour estimer le bilan de la zone non saturée - Cas du Site Atelier Pluridisciplinaire à Nantes. 34èmes Journées Scientifiques du G.F.H.N., Aix-en-Provence, 25-26 Novembre.
- Yilmaz D., **Lassabatere L.**, R. Angulo-Jaramillo, M. Legret. 2008. Application de la méthode de caractérisation hydrodynamique BEST à un laitier d'aciérie de conversion. 32èmes Journées Scientifiques du G.F.H.N., Nantes, 18-20 Novembre.
- Muca Lamy E., **Lassabatere L.**, Bechet B., Andrieu H. 2007. Effet de l'introduction d'une strate sur le transfert d'eau et de colloïdes dans un milieu sableux, 32èmes Journées Scientifiques du G.F.H.N., Nantes, 21-22 Novembre.
- **Lassabatere L.**, Angulo Jaramillo R. 2007. Modélisation numérique et analytique des essais d'infiltrométrie, 32èmes Journées Scientifiques du G.F.H.N., Nantes, 21-22 Novembre.
- **Lassabatere L.**, Angulo Jaramillo R., Biczysko A., Ricordel S., Letellier, L. 2006. Caractérisation hydraulique des matériaux en fond de bassin d'infiltration d'eaux pluviales, 31èmes Journées Scientifiques du GFHN, Toulouse, 28-29 Novembre.
- **Lassabatere L.**, Angulo Jaramillo R., Biczysko A., Ricordel S., Letellier, L. 2006. Caractérisation hydraulique des matériaux en fond de bassin d'infiltration d'eaux pluviales, 31èmes Journées Scientifiques du GFHN, Toulouse, 28-29 Novembre.
- Goutaland D., Winiarski T., Bièvre G., **Lassabatere L.**, Angulo-Jaramillo R. 2006. Caractérisation hydrostratigraphique d'un dépôt fluvioglaciaire par investigation géophysique et méthode B.E.S.T. 31èmes Journées Scientifiques du GFHN, Toulouse, 28-29 Novembre. (Poster)
- **Lassabatere L.**, Winiarski T. et Galvez-Cloutier R. 1999. Etude de l'influence des géotextiles sur le transfert des métaux lourds dans le sol. 24èmes Journées Scientifiques du GFHN. « Eau, sol et nappe d'eaux souterraines en Europe ». Strasbourg, 23-24 Novembre. 73-78
- Winiarski T., Delolme C., Fevrier L., **Lassabatere L.** 1999. Infiltration des eaux pluviales urbaines : présentation d'un site expérimental de suivi de la zone non saturée d'un bassin d'infiltration. 24èmes Journées Scientifiques du GFHN. « Eau, sol et nappe d'eaux souterraines en Europe ». Strasbourg, 23-24 Novembre. 52-57.

18.7 Congrès nationaux sans actes

- Muca-Lamy E, **Lassabatere L.**, Bechet B., Andrieu H., 2007, Effet des macropores sur l'écoulement et le transport colloïdal dans un milieu poreux modèle en conditions saturées et non saturées, Journées d'Etude sur les Milieux Poreux, Lyon, 24-25 Octobre.
- Bechet B, Durin B., **Lassabatere L.**, Ruban V., Legret M. 2007. Rôle des Bassins de rétention-infiltration dans l'épuration des eaux de ruissellement péri-urbaines, SFGP 2007 – Récents Progrès

en Génie des Procédés.

- **Lassabatere L.** 2006. Modélisation numérique du transfert de trois métaux Zn, Pb et Cd dans un dépôt fluvio-glaciaire carbonaté, Journées Scientifiques de l'Ingénieur 2006, Dourdan, 4-6 Décembre 2006.
- Bechet B., **Lassabatere, L.** 2006. Influence de l'hétérogénéité du milieu poreux sur le transfert de solutés et de particules colloïdales, Journées Scientifiques de l'Ingénieur 2006, Dourdan, 4-6 Décembre. (Poster)
- Goutaland D., Winiarski T., Buoncristiani J.F., Bièvre G., **Lassabatere L.**, Angulo Jaramillo R. 2006. Hydrostratigraphic characterization of fluvio-glacial deposit using ground penetrating radar and Beerkan infiltration tests. RST, Dijon, 4-8 Décembre 2006. (poster)
- **Lassabatere L.**, Winiarski T., Galvez-Cloutier R. 2000. Influence des géotextiles sur le transfert des métaux lourds dans le sol. In : Salon des technologies environnementales du Québec 2000, Saint-Hyacinthe-Québec-Canada.
- Delolme C., Winiarski T., Février L., **Lassabatere L.** 2000. Mise en place d'un site expérimental de suivi de la zone non saturée d'un bassin d'infiltration d'eaux pluviales. In : Sixième Journées Nationales de l'étude des Sols. Les enjeux actuels de l'anthropisation des sols. AFES, Nancy-France.

18.8 Relecture d'articles

J'ai été relecteur pour les revues françaises et internationale suivantes :

- African Journal of Agricultural research,
- Applied Geochemistry,
- Bulletin de Liaison de Ponts et Chaussées,
- Colloids and Surfaces A : Physicochemical and Engineering Aspects,
- Environmental and Engineering Geoscience,
- Geoderma,
- Journal of Hazardous Materials,
- Journal of Hydrology,
- Pedosphere,
- Soil Use and Management,
- Transport in porous media,
- Vadose Zone Journal.

