

## FONCTION FILTRATION D'UN OUVRAGE URBAIN - CONSEQUENCE SUR LA FORMATION D'UN ANTHROPOSOL

## FILTRATION FUNCTION OF AN URBAN STRUCTURE – CONSEQUENCE ON THE FORMATION OF AN ANTHROPOSOL

## Thierry WINIARSKI

Laboratoire d'Écologie des Hydrosystèmes Naturels et Anthropisés (LEHNA) UMR CNRS 5023 (CNRS/Univ.Lyon1/ENTPE) - Équipe « Impact des Polluants sur les Écosystèmes » (IPE)

> École Nationale des Travaux Publics de l'État (ENTPE) Rue Maurice Audin 69518 Vaulx-en-Velin Tél 04 72 04 70 89 Fax 04 72 04 77 43 thierry.winiarski@entpe.fr

## **Rapport final**

Novembre 2014

Numéro de contrat Ministère/ADEME : nº 190

### REMERCIEMENTS

Nous souhaitons remercier le programme GESSOL, sous la tutelle de l'ADEME et du Ministère de l'Écologie du Développement Durable et de l'Énergie, qui nous a permis, grâce à son comité de suivi et son comité de pilotage, de préciser nos questionnements et ainsi de rendre plus riche nos réflexions. Les rencontres lors des séminaires de Tours (mai 2011) et de Paimpon (novembre 2012) ont toujours été riches et profitables, elles nous ont permis de mieux se situer dans la communauté des pédologues. Nous remercions particulièrement les organisateurs et tous les intervenants de ces journées. Nous remercions l'OTHU (Observatoire de Terrain en Hydrologie Urbaine) ainsi que le principal partenaire opérationnel : le Grand Lyon, qui nous a mis à disposition sites et données sans lesquels ce travail n'aurait pas pu être possible.

#### RESUME

L'aménagement des villes peut avoir des conséquences irréversibles sur la durabilité des sols car il tend à son élimination pure et simple. L'effet qui en découle est une imperméabilisation et un ruissellement qu'il faut compenser par des systèmes d'assainissement d'eaux pluviales. Parmi ces différentes techniques, les bassins d'infiltration constituent un compromis en rétablissant le cycle de l'eau. Mais ces techniques posent deux types de problèmes : i) l'accumulation en surface de polluants qui, à terme, avec la formation géologique support (essentiellement des alluvions) forme, un sol pollué ; ii) la migration de polluants non retenus et/ou relargués par la couche de surface peut avoir un impact sur la qualité des eaux souterraines. La « fonction épuratrice » basée sur la « fonction filtration » de ces sols est alors souvent mise en avant. Ce projet vise donc à améliorer les connaissances de la fonction de filtration d'un tel milieu avec comme conséquence la formation d'un anthroposol.

L'étude spécifique d'un bassin d'infiltration dans une zone industrielle, ainsi que les données obtenues sur 19 autres bassin d'infiltration situés sur la plaine fluvio-glaciaire de l'Est Lyonnais, ont permis le recueil d'une masse importante et originale de données. Les principaux résultats montrent i) un rôle important de l'hétérogénéité des formations autochtones sur la répartition des polluants, ii) une signature urbaine globale des sédiments de surface, et ce, quel que soit le type d'activité humaine sur le bassin versant associé, iii) que les méthodes géophysiques utilisés (GPR, ERT) peuvent être de bons outils d'évaluation des hétérogénéités d'écoulement, iv) que la modélisation, en condition non saturée, confirme les observations relatives aux écoulements préférentiels

Ces travaux ont donné lieu à quelques recommandations en direction des aménageurs. Par exemple, le potentiel d'infiltration d'un site ne doit pas être basé seulement sur sa perméabilité, mais aussi sur ses caractéristiques géochimiques et le degré d'hétérogénéité structurale et texturale des formations en place.

Mots clés : Fonction filtration des sols, anthroposol, bassin d'infiltration d'eaux pluviales, qualité des sédiments urbains, milieu non saturé, modélisation.

### ABSTRACT

Urban planning can have irreversible effects on soils because it triggers the reduction of areas occupied by natural soils and thus their role with regards the infiltration of water and groundwater recharge. Urban development means the extension of impervious surfaces and the increase in water runoff; which requires the development of best management techniques in addition to usual sewer systems. Among these techniques, infiltration basins constitute a good compromise and help restoring the water cycle. But these techniques have two shortcomings: i) the accumulation of pollutants at surface leads to the formation of a sedimentary layer that can combine with the underlying geological substrate to form a new polluted soil; ii) the release of pollutants from the sedimentary layer may constitute a risk regarding groundwater quality. The filtering function, that allows the removal of pollutant from water before it reaches the groundwater, is one of the key roles played by soils and must be investigated for these new types of soils. This project aims to improve the knowledge on the formation of this type of new soils, referred to as anthroposol, and to characterize their filtering function.

This report presents the a large and original database related to a specific infiltration basin located in an industrial area, for which deep investigations have been carried out, in combination with higher level data obtained for 19 other infiltration basins. All the infiltration basins were located on the outwash plain of the East Lyon basin. The main results show i) the role played by the heterogeneity of soil on the distribution of pollutants; ii) a common pattern characteristic of urban surface sediments regardless the type of human activity in the watershed; iii) the adequacy of geophysical methods (GPR , ERT) for the description of soil heterogeneity and the understanding of flow heterogeneity ; iv) the adequacy of modeling unsaturated flow and pollutant transfer to understand the in situ observations. Finally, this work suggests some recommendations for stakeholders. For example, the choice of a specific site for water infiltration may combine the assessment of the infiltration capability with geochemical characteristics and the heterogeneity with regards soil texture and structure.

Keywords: filtering function, anthroposol, infiltration basin, urban sediment characteristics, unsaturated zone, modelling.

### PREAMBULE

Nous tenons à informer le lecteur que ce rapport final ne suit pas le programme de travail présenté sous forme d'action lors du dépôt du projet. Voici les différentes parties du rapport qui se rapporte aux différentes actions proposées :

Actions proposées	Parties correspondantes dans le rapport	
Action 1 : Caractérisation de la distribution des hydrofaciès par approche hydrogéophysique (échelles 1 et 2)	A.II ; A.IV ; C.II	
Action N°2 : Caractérisation sédimentaire, géochimique et pédologique	A.III, A.IV ; B.II ; B.III ;	
Action N°3 : Modélisation de la fonction filtration à l'échelle de la tranchée (échelle 1)	C.III ; C.IV ; C.V	
Action N°4 : Aide à la conception et à la gestion d'ouvrages urbains	Partie D	
Travaux non proposés dans le projet *	B.IV ; B.V ;	

\*Au cours de notre projet deux études concernant la végétation et les lombrics nous ont semblé pertinentes et complémentaires.

# TABLE DES MATIERES

Reme	erciements	3
Résur	mé	5
Abstr	ract	6
Préan	nbule	7
ТАВ	BLE DES MATIERES	9
TAB	BLE DES FIGURES	
LIST	ΓΕ DES TABLEAUX	
INT	RODUCTION GENERALE	
PAR DJA	ATIE A - ÉTUDE SUR UN SITE DE REFERENCE : LE BASSIN D NGO REINHARDT	'INFILTRATION
A.I.	Introduction	27
A.II.	Le bassin d'infiltration Django Reinhardt (DjR)	
A.III.	Les Sédiments urbains du bassin Django Reinhardt	
1	Échantillonnages	
2	Matériels et méthodes	
3	Caractérisation des sédiments urbains du bassin DjR	
A.IV.	Le continuum sédiments urbains/sous-sol	
1	Matériels et méthodes	
2	Interprétation pédologique	
3	Interprétation sédimentologique	
4	Interprétation géophysique par radar géologique (GPR)	
5	Interprétation géochimique	57
A.V.	Conclusion	63
PAR	TIE B GENERALISATION SUR UN ENSEMBLE DE BASSINS	
B.I.	Introduction	
1	Origine et généralités sur la qualité des sédiments urbains	
2	Un gisement non négligeable	69
B.II.	Paramètres géoenvironnementaux et activités anthropiques	
1	Introduction	
2	Provenance et contenu des données	
3	Résultats	72
B.III.	Étude géochimique et pédologique	
1	Les caractéristiques majeures	

2 3 4 5 <b>C.IV.</b> <b>en ba</b> 1 2 cuiv 3 <b>C.V.</b> 1 2 3	Modélisation numérique Résultats Conclusions relatives à l'écoulement Qualité de l'eau traversant l'horizon de surface et le sous-sol : essais de désorption tch 145 Étude de la désorption des métaux lourds piégés dans la surface des bassins d'infiltration Adsorption des métaux dans le sous-sol : isothermes expérimentaux et modélisation de vre Conclusions Modélisation numérique du transfert réactif Modélisation du transfert réactif Impact des propriétés géochimiques Vers une modélisation géochimique précise	133 134 137 144 e et adsorption on
2 3 4 5 <b>C.IV.</b> <b>en ba</b> 1 2 cuit 3 <b>C.V.</b> 1 2	Modélisation numérique Résultats Conclusions relatives à l'écoulement Qualité de l'eau traversant l'horizon de surface et le sous-sol : essais de désorption htch 145 Étude de la désorption des métaux lourds piégés dans la surface des bassins d'infiltration Adsorption des métaux dans le sous-sol : isothermes expérimentaux et modélisation de vre Conclusions Modélisation numérique du transfert réactif Modélisation du transfert réactif	133 134 137 144 • et adsorption on
2 3 4 5 <b>C.IV.</b> en ba 1 2 cuiv 3 <b>C.V.</b> 1	Modélisation numérique Résultats Conclusions relatives à l'écoulement Qualité de l'eau traversant l'horizon de surface et le sous-sol : essais de désorption tch 145 Étude de la désorption des métaux lourds piégés dans la surface des bassins d'infiltration Adsorption des métaux dans le sous-sol : isothermes expérimentaux et modélisation de vre Conclusions	133 134 137 144 e et adsorption on
2 3 4 5 <b>C.IV.</b> <b>en ba</b> 1 2 cuir 3 <b>C.V.</b>	Modélisation numérique Résultats Conclusions relatives à l'écoulement Qualité de l'eau traversant l'horizon de surface et le sous-sol : essais de désorption tch 145 Étude de la désorption des métaux lourds piégés dans la surface des bassins d'infiltration Adsorption des métaux dans le sous-sol : isothermes expérimentaux et modélisation de vre Conclusions	133 134 137 144 e et adsorption on
2 3 4 5 <b>C.IV.</b> en ba 1 2 cuit 3	Modélisation numérique Résultats Conclusions relatives à l'écoulement Qualité de l'eau traversant l'horizon de surface et le sous-sol : essais de désorption tch 145 Étude de la désorption des métaux lourds piégés dans la surface des bassins d'infiltration Adsorption des métaux dans le sous-sol : isothermes expérimentaux et modélisation de vre Conclusions	133 134 137 144 e et adsorption on
2 3 4 5 <b>C.IV.</b> <b>en ba</b> 1 2 cuiv	Modélisation numérique Résultats Conclusions relatives à l'écoulement Qualité de l'eau traversant l'horizon de surface et le sous-sol : essais de désorption tch 145 Étude de la désorption des métaux lourds piégés dans la surface des bassins d'infiltration Adsorption des métaux dans le sous-sol : isothermes expérimentaux et modélisation des vre	133 134 137 144 • et adsorption on
2 3 4 5 <b>C.IV.</b> en ba 1 2	Modélisation numérique Résultats Conclusions relatives à l'écoulement Qualité de l'eau traversant l'horizon de surface et le sous-sol : essais de désorption Itch 145 Étude de la désorption des métaux lourds piégés dans la surface des bassins d'infiltration Adsorption des métaux dans le sous-sol : isothermes expérimentaux et modélisation de	133 134 137 144 • et adsorption on
2 3 4 5 <b>C.IV.</b> en ba	Modélisation numérique Résultats Conclusions relatives à l'écoulement Qualité de l'eau traversant l'horizon de surface et le sous-sol : essais de désorption Itch 145 Étude de la désorption des métaux lourds piégés dans la surface des bassins d'infiltration	133 134 137 144 et adsorption 00
2 3 4 5 <b>C.IV.</b>	Modélisation numérique Résultats Conclusions relatives à l'écoulement Qualité de l'eau traversant l'horizon de surface et le sous-sol : essais de désorption	133 134 137 144 et adsorption
2 3 4 5	Modélisation numérique Résultats Conclusions relatives à l'écoulement	133 134 137 
2 3 4	Modélisation numérique Résultats	
2	Modélisation numérique	
2		
Ŧ	Scénario de modélisation	133
1	Introduction	133
C.III.	Modélisation des écoulements d'eau dans la zone non saturée (tranchée)	133
4	Conclusion sur les methodes geophysiques	
3	Application du radar géologique au suivi temporel d'infiltration	
2	Suivi temporel d'infiltration par ERT	118
1	Matériels et méthodes utilisés pour le suivi temporel d'infiltration	117
C.II.	Suivi d'infiltration	117
C.I.	Introduction	115
PAR	THE C - LE ROLE DE L'EAU ET ETUDE DES MECANISMES DE TRAP	NSFEKI 113
		JCEEDT 119
B.VI.	Conclusion	
3	Conclusions	110
2	Caractérisation des communautés de lombrics	
1	Préambule	107
B.V.	Etude prospective : l'anthroposol support de la faune. Essais sur les vers de terre	107
5	Conclusion	105
4	Discussion	
3	Résultats	
2	Matériel et méthodes	
1	Introduction	
B.IV.	Caractérisation de la végétation des 19 bassins	
5	Conclusion	
4	Analyse de l'ensemble des données	
Λ	Bilan des analyses de description des sols des 19 bassins	
3 ⊿		
2 3	Les polluants rencontrés	c

1	Influence de l'épaisseur de la zone non-saturée sur la faisabilité de l'infiltration	178
2	Prise en compte de l'hétérogénéité de la zone non-saturée	180
D.III.	Le résidu	184
1	Tentative de classification pédologique des matériaux de surface de bassins d'infiltration	184
2	Étude des sédiments urbains (horizon AZtr ou JsZtr) des bassins d'infiltration de l'Est lyonnais	184
3	Quelques recommandations opérationnelles	186
D.IV.	Le filtrat	188
1	Désorption des composés organiques et métalliques piégés en surface de bassins d'infiltration	188
2	Adsorption des métaux dans le sous-sol	189
3	Suivi d'infiltration par méthodes géophysiques et modélisation numérique d'écoulements et de	
tran	sferts en zone non-saturée	190
4	Quelques recommandations opérationnelles	191
RÉFÉ	RENCES BIBLIOGRAPHIQUES	.192

## **TABLE DES FIGURES**

Figure 1 : Carte des formations superficielles et position géographique des bassins d'infiltration de l'Est Lyonnais
Figure 2 : a) Situation des bassins de rétention-décantation et d'infiltration dans la zone industrielle située au sud de la ville de Chassieu à l'Est de l'agglomération lyonnaise. b) Photo aérienne (image Google Earth de 2007) et c) Principe de fonctionnement
Figure 3 : Schéma de principe du fonctionnement du site et localisation de la zone étudiée
Figure 4 : Nombre de points de prélèvements en fonction de la surface du bassin
Figure 5 : Fiche de prélèvement relative au bassin d'infiltration Django Reinhardt
Figure 6 : Image MEB d'un agrégat de la surface du bassin Django Reinhardt
Figure 7 : Images MEB montrant la présence de particules anthropiques dans les matériaux de surface du bassin Django Reinhardt
Figure 8 : Cartographie EDX d'une lame mince préparée à partir de la surface du bassin d'infiltration de DjR 39
Figure 9 : Emprise de l'excavation réalisée dans le bassin DjR 42
Figure 10 : Réalisation de l'excavation ; la paroi d'excavation visible est celle qui a été décrite
Figure 11 : Parois verticales de l'excavation réalisée et division des parois en sections de 1,5 m de large 43
Figure 12 : Schéma de la tranchée et des lithofaciès ; les points rouges indiquent l'emplacement des 95 échantillons prélevés et analysés par la suite
Figure 13 : Vue générale de la tranchée et observation d'horizons
Figure 13 : Vue générale de la tranchée et observation d'horizons
Figure 13 : Vue générale de la tranchée et observation d'horizons
Figure 13 : Vue générale de la tranchée et observation d'horizons
Figure 13 : Vue générale de la tranchée et observation d'horizons.45Figure 14 : Schéma conceptuel du sol observé selon le référentiel WRB.47Figure 15 : Triangle textural représentant les fractions en graviers (D > 2 mm), en sables (2 mm > D > 63 µm), et en fines (argiles et silts, D < 63 µm) et les domaines de variation granulométrique des lithofaciès fluvioglaciaires sous-jacents au bassin DjR.50Figure 16 : Interprétation de la paroi d'excavation de la zone A aux échelles du lithofaciès et de l'élément architectural.50Figure 17 : a/ position de la tranchée et de la zone investiguée ; b/ grille d'acquisition fines (1*1m) ; c/ grille 
Figure 13 : Vue générale de la tranchée et observation d'horizons.45Figure 14 : Schéma conceptuel du sol observé selon le référentiel WRB.47Figure 15 : Triangle textural représentant les fractions en graviers (D > 2 mm), en sables (2 mm > D > 63 μm), et en fines (argiles et silts, D < 63 μm) et les domaines de variation granulométrique des lithofaciès fluvioglaciaires sous-jacents au bassin DjR.50Figure 16 : Interprétation de la paroi d'excavation de la zone A aux échelles du lithofaciès et de l'élément architectural.50Figure 17 : a/ position de la tranchée et de la zone investiguée ; b/ grille d'acquisition fines (1*1m) ; c/ grille d'acquisition large (2*2m).52Figure 18 : a/ et b/ Comparaison des lithofaciès observés sur le front de taille de la tranchée avec les unités décrites, c/ Identification des différentes unités et des réflecteurs internes sur un profil en long Sud-Nord (x=2 m) à l'antenne 400 MHz.53
Figure 13 : Vue générale de la tranchée et observation d'horizons.45Figure 14 : Schéma conceptuel du sol observé selon le référentiel WRB.47Figure 15 : Triangle textural représentant les fractions en graviers (D > 2 mm), en sables (2 mm > D > 63 µm), et47Figure 15 : Interprétation de la paroi d'excavation granulométrique des lithofaciès fluvioglaciaires50Figure 16 : Interprétation de la paroi d'excavation de la zone A aux échelles du lithofaciès et de l'élément50Figure 17 : a/ position de la tranchée et de la zone investiguée ; b/ grille d'acquisition fines (1*1m) ; c/ grille52Figure 18 : a/ et b/ Comparaison des lithofaciès observés sur le front de taille de la tranchée avec les unités52Figure 19 : Représentation en 3D de chaque lithofaciès (sédiments :vert ; S-x : jaune ; Gcg,o/Gcm,b : orange ;53
Figure 13 : Vue générale de la tranchée et observation d'horizons.45Figure 14 : Schéma conceptuel du sol observé selon le référentiel WRB.47Figure 15 : Triangle textural représentant les fractions en graviers (D > 2 mm), en sables (2 mm > D > 63 μm), et en fines (argiles et silts, D < 63 μm) et les domaines de variation granulométrique des lithofaciès fluvioglaciaires sous-jacents au bassin DjR.50Figure 16 : Interprétation de la paroi d'excavation de la zone A aux échelles du lithofaciès et de l'élément architectural.50Figure 17 : a/ position de la tranchée et de la zone investiguée ; b/ grille d'acquisition fines (1*1m) ; c/ grille d'acquisition large (2*2m).52Figure 18 : a/ et b/ Comparaison des lithofaciès observés sur le front de taille de la tranchée avec les unités décrites, c/ Identification des différentes unités et des réflecteurs internes sur un profil en long Sud-Nord (x=2 m) à l'antenne 400 MHz.53Figure 19 : Représentation en 3D de chaque lithofaciès (sédiments :vert ; S-x : jaune ; Gcg,o/Gcm,b : orange ; Gcm/Gcm,b : marron).55Figure 20 : Résultat concernant l'unité 4 (sédiments urbains et Gcm) de l'interpolation des profils GPR (400 Mhz) de la parcelle.56

Figure 22 : Moyennes et écart-types des concentrations en ETM (mg/kg de MS) par sections, en fonction de la profondeur (m)
Figure 23 : Quantité de MO en pourcentage dans les échantillons sédiments prélevés
Figure 24 : Moyennes et écart types des teneurs en MO des 9 sections de la tranchée
Figure 25 : Schéma conceptuel du profil de sol étudié
Figure 26 : Carte des formations superficielles simplifiée de l'Est Lyonnais et position des bassins d'infiltration retenus
Figure 27 : Analyses en Composantes Principales des données invariantes de 19 bassins d'infiltrations de l'Est Lyonnais. a) projection des variables sur les axes F1 et F2 ; b) tableaux des différents codes relatifs aux individus (bassins d'infiltration) et aux variables ; c) projection suivant les axes F1 et F2 des individus codés en bassins d'infiltration ; d) projection suivant les axes F1 et F2 des individus codés en fonction de l'activité humaine sur les bassins versants
Figure 28 : Nuance des couleurs naturelles des 19 échantillons prélevés dans l'horizon de sédiments urbains. 75
Figure 29 : Diagramme ternaire des sédiments urbains (horizon AZtr ou JsZtr) des bassins d'infiltration étudiés. 76
Figure 30 : Teneurs en matière organique des sédiments urbains (horizon AZtr ou JsZtr) des bassins d'infiltration étudiés
Figure 31 : Rapport C/N des sédiments urbains (horizon AZtr ou JsZtr) des bassins d'infiltration étudiés
Figure 32 : Relation entre le pourcentage de MO et la CEC sur les sédiments urbains (horizon AZtr ou JsZtr) des bassins d'infiltration étudiés
Figure 33 : Spéciation du Phosphore sur les sédiments urbains (horizon AZtr ou JsZtr) des bassins d'infiltration étudiés
Figure 34 : POlsen sur les sédiments urbains (horizon AZtr ou JsZtr) des bassins d'infiltration étudiés
Figure 35 : Analyse des structures sur lame mince
Figure 36 : Exemple de spectres DRIFT caractéristiques de sédiments urbains (horizon AZtr ou JsZtr) des bassins d'infiltrations étudiés
Figure 37 : Relation entre la surface du pic de C-H aliphatique (2980-2880 cm <sup>-1</sup> ) et la teneur en matières organiques
Figure 38 : Indice d'hydrophobicité et indice de décomposition DRIFT des matières organiques de sédiments urbains (horizon AZtr ou JsZtr) des bassins d'infiltrations étudiés
Figure 39 : Distribution des teneurs en métaux dans les 19 sites de prélèvement
Figure 40 : Somme des 7 PCB indicateurs pour l'ensemble des bassins étudiés
Figure 41 : Concentrations en Diuron (ng/g) dans les différents bassins d'infiltration
Figure 42 : Concentrations en para-ter-octylphénol (ng.g <sup>-1</sup> ) pour l'ensemble des bassins étudiés
Figure 44 : Concentrations en 4-nonylphénol (ng/g) pour l'ensemble des bassins étudiés
Figure 45 : Analyse en Composantes Principales sur les concentrations en éléments majeurs sur les 19 sites: a- cercle de corrélation des variables, b, c plan factoriels des sites décrits individuellement (b) ou regroupés par typologie(c)

Figure 46 : AFC sur les spectres DRIFT entre 1000 et 3000 cm <sup>-1</sup>	88
Figure 47 : Analyse STATIS de 7 tableaux descriptifs des 19 sites.	90
Figure 48 : Carte factorielle des sites dans l'analyse STATIS sur les deux premiers axes	91
Figure 49 : Relation entre les différents paramètres des sites étudiés	92
Figure 50 : Relation entre la concentration totale en dioxines sur les 17 sites et le taux d'imperméabilisation c bassins versants.	des 93
Figure 51 : Exemple d'une fiche de bassin	96
Figure 52 : Répartition de la couverture végétale sur la surface des différents bassins selon les catégories moyenne maximale de la couverture végétale totale. (Le nombre de bassins appartenant à chaque classe indiqué dans les différentes portions).	de est 98
Figure 53 : Histogramme de la présence de <i>Taraxacum sp.</i> et Artemisia sp. dans les bassins communs	99
Figure 54 : Histogramme des espèces, familles et ordres par bassin et par diversité	99
Figure 55 : Diagramme de Venn des familles en fonction de l'épaisseur des sédiments	.01
Figure 56 : Diagramme de Venn des 6 familles en fonction du tissu urbain	.01
Figure 57 : Histogramme du nombre d'espèces, de familles et d'ordres par type de tissu urbain 1	.02
Figure 58 : Photos à gauche de <i>Galium Mollugo</i> prélevé sur le bassin « Dauphiné » et à droite de <i>Urtica</i> prélevé sur le bassin « ZAC Paul Claudel »1	sp. 102
Figure 59 : Diagramme de Venn des espèces par bassin récuré1	.04
Figure 60 : Photo de <i>Populus sp.</i> (Bassin « Leopha »)1	.04
Figure 60 : Photo de <i>Populus sp.</i> (Bassin « Leopha »)1 Figure 61 : Photos du bassin « Dauphiné » avant et après tonte1	.04 .05
Figure 60 : Photo de <i>Populus sp.</i> (Bassin « Leopha »)1 Figure 61 : Photos du bassin « Dauphiné » avant et après tonte1 Figure 62 : Bassin d'infiltration de Django Reinhardt à gauche et du Bassin d'infiltration Le Carreau à droi avec la position des différents quadras1	104 105 ite, .07
Figure 60 : Photo de <i>Populus sp.</i> (Bassin « Leopha »)	104 105 ite, 107 .08
Figure 60 : Photo de <i>Populus sp.</i> (Bassin « Leopha »)	104 105 ite, 107 108 .09
Figure 60 : Photo de Populus sp. (Bassin « Leopha »).     1       Figure 61 : Photos du bassin « Dauphiné » avant et après tonte.     1       Figure 62 : Bassin d'infiltration de Django Reinhardt à gauche et du Bassin d'infiltration Le Carreau à droi avec la position des différents quadras.     1       Figure 63 : Abondance lombricienne relative en pourcentage des catégories écologiques.     1       Figure 64 : Abondance lombricienne en fonction de la hauteur de sédiment des deux bassins d'études.     1       Figure 65 : Distribution relative des catégories écologiques.     1	104 105 107 108 108
Figure 60 : Photo de Populus sp. (Bassin « Leopha »).     1       Figure 61 : Photos du bassin « Dauphiné » avant et après tonte.     1       Figure 62 : Bassin d'infiltration de Django Reinhardt à gauche et du Bassin d'infiltration Le Carreau à droi avec la position des différents quadras.     1       Figure 63 : Abondance lombricienne relative en pourcentage des catégories écologiques.     1       Figure 64 : Abondance lombricienne en fonction de la hauteur de sédiment des deux bassins d'études.     1       Figure 65 : Distribution relative des catégories écologiques.     1       Figure 66 : Profils radars et lithofaciès associés autour de la position de l'anneau d'infiltration.     1	104 105 107 108 109 .09 .17
Figure 60 : Photo de Populus sp. (Bassin « Leopha »).     1       Figure 61 : Photos du bassin « Dauphiné » avant et après tonte.     1       Figure 62 : Bassin d'infiltration de Django Reinhardt à gauche et du Bassin d'infiltration Le Carreau à droi avec la position des différents quadras.     1       Figure 63 : Abondance lombricienne relative en pourcentage des catégories écologiques.     1       Figure 64 : Abondance lombricienne en fonction de la hauteur de sédiment des deux bassins d'études.     1       Figure 65 : Distribution relative des catégories écologiques.     1       Figure 66 : Profils radars et lithofaciès associés autour de la position de l'anneau d'infiltration.     1       Figure 67 : a/ Anneau d'infiltration utilisé pour les essais d'infiltration en conditionscontrôlée b/ Anneau d'infiltration.     1	104 105 107 108 109 109 .17 230 .18
Figure 60 : Photo de Populus sp. (Bassin « Leopha »).     1       Figure 61 : Photos du bassin « Dauphiné » avant et après tonte.     1       Figure 62 : Bassin d'infiltration de Django Reinhardt à gauche et du Bassin d'infiltration Le Carreau à droi avec la position des différents quadras.     1       Figure 63 : Abondance lombricienne relative en pourcentage des catégories écologiques.     1       Figure 64 : Abondance lombricienne en fonction de la hauteur de sédiment des deux bassins d'études.     1       Figure 65 : Distribution relative des catégories écologiques.     1       Figure 66 : Profils radars et lithofaciès associés autour de la position de l'anneau d'infiltration.     1       Figure 67 : a/ Anneau d'infiltration utilisé pour les essais d'infiltration en conditionscontrôlée b/ Anneed d'infiltration avec le film plastique permettant d'avoir une lame d'eau de 10 cm dès t=0.     1       Figure 68 : Évolution de la hauteur d'eau résiduelle en fonction du temps après 2 h d'infiltration à charconstante.     1	104 105 107 108 109 109 117 290 117 290 117 291 118
Figure 60 : Photo de Populus sp. (Bassin « Leopha »).     1       Figure 61 : Photos du bassin « Dauphiné » avant et après tonte.     1       Figure 62 : Bassin d'infiltration de Django Reinhardt à gauche et du Bassin d'infiltration Le Carreau à droi avec la position des différents quadras.     1       Figure 63 : Abondance lombricienne relative en pourcentage des catégories écologiques.     1       Figure 64 : Abondance lombricienne en fonction de la hauteur de sédiment des deux bassins d'études.     1       Figure 65 : Distribution relative des catégories écologiques.     1       Figure 66 : Profils radars et lithofaciès associés autour de la position de l'anneau d'infiltration.     1       Figure 67 : a/ Anneau d'infiltration utilisé pour les essais d'infiltration en conditionscontrôlée b/ Anne d'infiltration avec le film plastique permettant d'avoir une lame d'eau de 10 cm dès t=0.     1       Figure 68 : Évolution de la hauteur d'eau résiduelle en fonction du temps après 2 h d'infiltration à charconstante.     1       Figure 69 : Position du dispositif ERT pour le suivi d'infiltration.     1	104 105 107 108 109 109 109 117 29 117 29 118 118 .18
Figure 60 : Photo de Populus sp. (Bassin « Leopha »).     1       Figure 61 : Photos du bassin « Dauphiné » avant et après tonte.     1       Figure 62 : Bassin d'infiltration de Django Reinhardt à gauche et du Bassin d'infiltration Le Carreau à droi avec la position des différents quadras.     1       Figure 63 : Abondance lombricienne relative en pourcentage des catégories écologiques.     1       Figure 63 : Abondance lombricienne relative en pourcentage des catégories écologiques.     1       Figure 64 : Abondance lombricienne en fonction de la hauteur de sédiment des deux bassins d'études.     1       Figure 65 : Distribution relative des catégories écologiques.     1       Figure 66 : Profils radars et lithofaciès associés autour de la position de l'anneau d'infiltration.     1       Figure 67 : a/ Anneau d'infiltration utilisé pour les essais d'infiltration en conditionscontrôlée b/ Anne d'infiltration avec le film plastique permettant d'avoir une lame d'eau de 10 cm dès t=0.     1       Figure 68 : Évolution de la hauteur d'eau résiduelle en fonction du temps après 2 h d'infiltration à char constante.     1       Figure 69 : Position du dispositif ERT pour le suivi d'infiltration.     1       Figure 70 : Comparaison du profil de résistivité électrique réalisé en arrière de la tranchée avec la répartiti des lithofaciès de la paroi d'excavation (le rectangle noir correspond à la projection de la paroi d'excavatior éalisée dans le bassin DjR (profil 4).     1	104 105 107 108 109 109 109 109 109 109 117 118 118 118 118 118 118 118 118 118
Figure 60 : Photo de Populus sp. (Bassin « Leopha »)	104 105 107 108 109 109 109 109 109 109 109 109 117 230 118 118 118 118 118 118 118 118 119 100 100 120 120 120 120 120 120 120 120

Figure 73 : Section horizontale comprise entre les profondeurs 0,00-0,25 m, obtenue après inversion 3D des profils du cycle de référence et des cycles 1, 3 et 4 122
Figure 74 : Section horizontale comprise entre les profondeurs 0,50-0,90 m, obtenue après inversion 3D des profils du cycle de référence et des cycles 1, 3 et 4
Figure 75 : Section horizontale comprise entre les profondeurs 0,90-1,23 m, obtenue après inversion 3D des profils du cycle de référence et des cycles 1, 3 et 4
Figure 76 : Antenne radar de 400 MHz en position fixe : suivi dans le temps
Figure 77 : Carroyage et sens des acquisitions : suivi dans l'espace
Figure 78 : Evolution dans le temps des quatre réflecteurs principaux au centre du dispositif 126
Figure 79 : Évolution de la profondeur des réflecteurs en fonction du temps 127
Figure 80 : Étude de la dynamique du drainage 128
Figure 81 : Zones d'études des amplitudes maximales sélectionnées pour tous les profils
Figure 82 : Zones impactées par les écoulements à t = 120mn autour de l'anneau d'infiltration 130
Figure 83 : Présentation des trois degrés d'hétérogénéités a/ modèle exhaustif b/ même modèle mais sans les Gco et c/ lithofaciès homogène
Figure 84 : Domaine numérique : test de trois scenarii en termes de géométrie, en correspondance avec les scénarios d'hétérogénéité décrits ci-dessus
Figure 85 : courbes de rétention d'eau et de conductivité hydraulique des lithofaciès dans dépôt fluvio- glaciaire
Figure 86 : Flux en condition limite inférieure, soit à 2.5m de profondeur pour les trois géométries 138
Figure 87 : Distribution de la teneur en eau, le long de la condition limite inférieure pour les trois géométries et en fonction du temps
Figure 88 : Modélisation numérique des champs de teneur en eau (volumetrice water content) et du potentiel de pression (water pressure head) en fonction du temps pour le cas de la géométrie complète (Goutaland et al., 2013)
Figure 89 : Mise en évidence du phénomène de barrière capillaire et de nappe perchée pour le cas de la géométrie complète
Figure 90 : Modélisation numérique des champs de pression (échelles omises pour plus de clarté) en fonction de la valeur du flux imposé en surface
Figure 91 : Modélisation numérique du vecteur vitesse en fonction de la valeur du flux imposé en surface en fonction du débit imposé en surface (en cm/min)
Figure 92 : Cartographie des champs vitesse obtenus pour les deux valeurs de débits extrêmes, (haut) débit de 0.001 cm/min et (bas) débit de 0.1 cm/min
Figure 93 : Concentration en Cu total dans les solutions d'extraction sur les différents échantillons 146
Figure 94 : Teneur en COT dans les solutions de lixiviation de chaque bassin
Figure 95 : Concentration en Cu en fonction du COT solubilisé sur les bassins étudiés
Figure 96 : Mobilité relative des métaux dans les différents bassins

Figure 97 : Relation entre la concentration de Cu sur le solide et la mobilité potentielle du cuivre par ajustement par une loi en X <sup>2</sup>
Figure 98 : Modèle de localisation du cuivre dans les particules solides152
Figure 99 : Données expérimentales (points) et modèles d'isotherme complète et linéaire (cf. équations ci- dessous) (lignes), en fonction du type de lithofaciès (colonne) et de la solution multicontaminée (ligne) 155
Figure 100 : Cinétique d'évolution du cuivre en solution en contact avec les deux lithofaciès Gcm et Sx avec deux concentrations en cuivre libre initiales (500 et 1000 $\mu$ g/L)
Figure 101 : Isothermes expérimentales d'adsorption du cuivre pour chaque lithofaciès 157
Figure 102 : Évolution des concentrations de cuivre et calcium solubles par modélisation en associant les différents mécanismes
Figure 103 : Isotherme d'adsorption du cuivre en fonction du type de mécanismes, (a) échange cationique seul, (b) complexation de surface seule, (c) précipitation seule et (d) association des quatre
Figure 104 : Résultats numériques pour la section uniforme –première colonne- et pour la section complexe – trois autres colonnes- pour les cas d'un traceur non réactif (colonnes 1-2) et d'un polluant modèle (Cu) avec isotherme linéaire (colonne 3) et non linéaire (colonne 4)
Figure 105 : Calage du modèle HYDRUS (lignes) sur l'isotherme PHREEQC (points) sur les basses concentrations (gauche) et hautes concentrations (droite)
Figure 106 : Comparaison des élutions entre l'approche géochimique et macroscopique (les concentrations sont à diviser par deux pour avoir les concentrations relatives)

# LISTE DES TABLEAUX

Tableau 1 : Caractéristiques physicochimiques de l'échantillon composite du bassin DjR.     36
Tableau 2 : Evolution de certaines propriétés physico-chimiques en fonction du temps dans les sédiments desurface du bassin de Django Reinhardt
Tableau 3: Calcul des paramètres descriptifs (grain moyen et classement) d'une distribution granulométriquepar la méthode de Folk et Ward. D'après Blott et Pye (2001).44
Tableau 4 : Typologie de lithofaciès du dépôt fluvioglaciaire sous-jacent au bassin DjR basée sur la classification de Heinz et al. (2003), le dépôt fluvioglaciaire est majoritairement constitué par les lithofaciès mélanges sablo- graveleux sans ou avec bimodalité (Gcm et Gcm,b)
Tableau 5 : Les principaux lithofaciès associés aux unités54
Tableau 6 : Teneur du fond géochimique en ETM  58
Tableau 7 : Concentration moyenne en ETM des sédiments (9 échantillons)
Tableau 8 : Concentrations en ETM au niveau de la couche sombre comparées aux valeurs du fond géochimique (en gras)
Tableau 9 : Concentrations en ETM au niveau de la lentille de sable comparées aux valeurs du fond géochimique (en gras)
Tableau 10 : Concentrations en ETM dans les graviers comparées aux valeurs du fond géochimique (en gras). 60
Tableau 11 : Quelques références des niveaux de contamination des poussières de rue et des eaux de ruissellement
Tableau 12 : Paramètres invariants et activités anthropiques
Tableau 13 : Activités et code couleur du BVU des bassins étudiés d'après le SAGE de l'Est Lyonnais (2009) 75
Tableau 14 : Surface de pics caractéristiques de MO pas ou peu influencés par des interactions minérales 80
Tableau 15 : Concentrations en HAP dans les différents sites en μg/kg83
Tableau 16 : Concentrations des 17 dioxines dans les différents sites étudiés.     84
Tableau 17 : Sigles utilisés pour chaque site
Tableau 18 : Valeur des coefficients RV entre les tableaux de l'analyse
Tableau 19 : Échelle de Braun-Blanquet
Tableau 20 : Nombre d'espèces, de famille et d'ordre par bassin
Tableau 21 : Bassins et nombre de familles par épaisseur de sédiments
Tableau 22 : Nombre de familles par épaisseur de sédiments.     100
Tableau 23 : Pentes et coefficient de corrélation des courbes     128
Tableau 24 : Classement des zones en fonction des écarts maximums d'amplitudes mesurés 130
Tableau 25 : Propriétés hydrodynamiques estimées par la méthode BEST pour les lithofaciès constitutifs du dépôt fluvioglaciaire.       137

Tableau 26 : Cartographie des teneurs en eau après 1h de pluie faible (h=0,20m),
Tableau 27 : Présence ou absence de Ni et Zn soluble dans les solutions de lixiviation par bassin
Tableau 28 : Résultats des études préalables de mobilité de Larmet (2007) et nos propres mesures sur le bassin d'infiltration DjR
Tableau 29 : Régression linéaire multiple entre la mobilité du cuivre et certains paramètres caractéristiques des sédiments des bassins
Tableau 30 : Relation entre la mobilité du Cu et certaines caractéristiques du bassin versant
Tableau 31 : Concentrations dans le surnageant pour le cas des batchs effectués avec des solutions multi- contaminées mère (solutions les plus concentrées) en fonction du type de lithofaciès
Tableau 32 : Concentration en COT dans le surnageant à T0 et après 24 heures de contact pour le cas des solutions mère (sans dilution).       154
Tableau 33 : Valeurs des paramètres de l'isotherme (1.4.3) de sorption du cuivre pour les trois lithofaciès, par solution.       156
Tableau 34 : Préconisations relatives à l'épaisseur minimale de Zone Non-Saturée à conserver au droit d'un ouvrage d'infiltration d'eaux pluviales

## **INTRODUCTION GENERALE**

«Le sol est essentiellement une ressource non renouvelable, ainsi qu'un système très dynamique qui remplit de nombreuses fonctions et qui joue un rôle crucial pour les activités humaines et la survie des écosystèmes » (proposition datant de 2006 modifiant la directive 2004/35/CE). Sur cette phrase débute le projet de directive du Parlement et du Conseil Européen définissant un cadre pour la protection des sols. Au-delà de la polysémie du terme sol, cette proposition définit un cadre pour leur protection en les considérant comme un système dynamique à plusieurs fonctions telles que « la production de biomasse, le stockage, le filtrage et la transformation des éléments nutritifs et de l'eau, et l'hébergement du vivier de la biodiversité ». En effet, de par ces fonctions les sols sont une ressource naturelle qui fournit de nombreux services à l'homme, notamment la très grande majorité de son alimentation. Cependant, les pratiques agricoles non adaptées, les activités industrielles et l'expansion urbaine les menacent et mettent en péril leur capacité à continuer de remplir leurs fonctions. De plus, à l'échelle humaine, c'est une ressource non renouvelable, par exemple dans les pays développés ils s'épuisent 36 fois plus vite qu'ils ne se régénèrent (Young, 2008).

La construction et l'aménagement peut donc avoir des conséguences irréversibles sur la durabilité des sols car elle tend à leur élimination pure et simple. Chaque jour, l'Union Européenne perd environ 252 hectares de sols à cause de l'expansion urbaine et des infrastructures de transport, soit 11 000 kilomètres carrés par an. L'effet qui en découle, le plus souvent, est une imperméabilisation et un ruissellement important qu'il faut compenser par des systèmes d'assainissement d'eaux pluviales. Parmi les différentes techniques, les bassins d'infiltration constituent un compromis en rétablissant le cycle de l'eau. Ces systèmes d'infiltration se remplissent puis s'assèchent au rythme des évènements pluviaux. A la surface, des dépôts de particules transportées par les eaux pluviales forment alors une couche sédimentaire. En effet, les eaux de ruissellement lessivent les surfaces urbaines et entrainent avec elles des particules organiques et minérales. Celles-ci, appelées parfois « poussières de route », sont générées par les usages de la ville, notamment le transport, mais aussi les systèmes de chauffage, les industries, etc. Elles contiennent des teneurs en polluants importantes (métaux lourds, hydrocarbures) (Legret and Pagotto, 1999; Legret, 2005.). En s'accumulant, ces particules peuvent constituer un lieu de transfert de l'eau et de rétention, un milieu colonisé par les végétaux, mais aussi un véritable «réacteur biologique» dans lequel les microorganismes participent au recyclage de la matière organique naturelle et/ou anthropique (Mermillod-Blondin et al., 2008). De par son origine, l'ensemble de cette couche de sédiments urbains et les matériaux alluvionnaires sous-jacents (matériaux les plus fréquemment rencontrés) peut être considérée comme un anthroposol : sol fortement modifié par l'homme, souvent en milieu urbain. Il représente généralement de faibles superficies et est peu connu des pédologues, car il ne répond pas aux critères de pédogénèse des sols naturels ou cultivés. Sa «fonction épuratrice» basée sur sa «fonction filtration» est souvent mise en avant : il constitue un filtre physique (rétention de particules) et chimique (adsorption des polluants par exemple) pour les eaux s'infiltrant en direction des nappes d'eaux souterraines. Cependant, en s'infiltrant, les polluants contenus dans les eaux pluviales peuvent se retrouver dans les premiers mètres du sous-sol (Winiarski et al., 2006). Cette fonction peut donc se définir comme une fonction de régulation, d'échange et de filtre qui dépend des flux d'eau et de matière. Actuellement, peu de travaux se sont focalisés sur la caractérisation de ce type de sol et encore moins sur sa fonction filtration. La conséquence est que cette fonction est difficilement qualifiable et quantifiable. Ce rapport vise donc à améliorer les connaissances de la fonction de filtration d'un tel milieu avec comme conséquence la formation d'un anthroposol, en considérant les trois composants suivants : hydrologique, chimique (métaux lourds et matière organique) et biologiques (végétaux).

Dans l'Est lyonnais, le choix de l'infiltration a été fait il y a quelques dizaines d'années, ce qui en fait un lieu propice à notre étude. Dans la <u>Partie A</u>, nous présenterons les résultats concernant la caractérisation de cette fonction filtration obtenus sur un site de référence : le bassin d'infiltration Django Reinhardt (noté DjR). Ce site étudié depuis une dizaine d'années au sein de l'Observatoire de Terrain en Hydrologie Urbaine (http://www.graie.org/othu/) à l'avantage d'être bien connu et bien équipé. Puis, dans la <u>Partie B</u>, nous étendrons notre étude sur un ensemble de 19 bassins répartis sur l'ensemble de l'Est lyonnais, afin de généraliser nos résultats. En s'appuyant sur les résultats des parties précédentes, la dynamique de cette fonction sera abordée à travers des essais *in situ* et par modélisation dans la <u>Partie C</u>. Actuellement le dimensionnement des ouvrages d'infiltration est fondé sur des paramètres essentiellement hydrologiques calculés à partir de la pluie décennale. L'étude de la fonction filtration dans de tels ouvrages donnera des éléments de compréhension qui aideront le dimensionnement en prenant en compte l'environnement de l'ouvrage et nous permettra de proposer au gestionnaire des éléments d'aide à la gestion de celui-ci ; cet aspect sera abordé dans la <u>Partie D</u>.

# PARTIE A - ÉTUDE SUR UN SITE DE REFERENCE : LE BASSIN D'INFILTRATION DJANGO REINHARDT

Les résultats présentés dans cette partie sont essentiellement issus de travaux provenant du LEHNA-IPE (ex L.S.E.), du CARRTEL et du CETE Lyon.

## A.I. INTRODUCTION

Depuis plusieurs années, se développent, en milieu urbain essentiellement, des techniques alternatives d'assainissement. Le caractère « alternatif » de ces techniques tient au fait qu'elles présentent des caractères à la fois innovants, paysagers et alternatifs au « tout tuyau » ; la technique traditionnelle d'assainissement est, en effet, largement répandue sur le territoire national. Elle permet de canaliser les eaux pluviales et les eaux usées issues d'un Bassin Versant Urbain (BVU)<sup>1</sup> avant de les rejeter dans le milieu naturel. Par opposition au « tout tuyau », les techniques alternatives par infiltration se focalisent sur une eau exclusivement pluviale et s'affranchissent de collecteurs. Leur intérêt est double : elles contribuent à réduire le volume d'eau entrant dans les canalisations mais elles favorisent également la recharge des nappes souterraines urbaines fortement sollicitées pour les besoins domestiques. Par ailleurs, leurs applications sont multiples : nous les retrouvons dans les ouvrages routiers et dans les aménagements urbains ; à chaque fois, l'objectif recherché est de favoriser l'infiltration au profit du ruissellement avec le souci d'assurer toujours la meilleure intégration paysagère possible.

Parmi ces techniques alternatives, nous pouvons citer les plus rencontrées : les enrobés poreux, les chaussées à structure réservoir, les noues et les tranchées drainantes. En zone périurbaine, ce sont préférentiellement des bassins d'infiltration, souvent précédés d'un bassin de rétention, qui sont employés. Ils permettent de stocker temporairement les eaux de ruissellement avant de les réintroduire dans le sol par infiltration (Chocat, 1997), après plusieurs phases de traitement simple (dessablage, dégrillage, débourbage – déshuilage, décantation). C'est le cas du bassin d'infiltration Django Reinhardt de cette étude.

Ce mode d'assainissement est particulièrement adapté à la nature perméable du terrain de l'Est Lyonnais formé d'un dépôt fluvioglaciaire. Ainsi, pas moins de 100 ouvrages d'infiltration sont recensés sur le territoire du SDAGE de la nappe de l'Est Lyonnais. Cependant, il faut garder à l'esprit que l'environnement de certains de ces ouvrages d'assainissement peut conduire à des risques de pollution de la nappe. Ces risques de contamination sont inhérents à la nature du bassin versant qui peut être soit résidentiel, soit agricole, soit industriel. C'est le cas pour 35% des ouvrages d'infiltration précités, considérés alors « à risque ».

Après ces quelques mots sur le contexte général des techniques alternatives par infiltration au niveau de l'Est Lyonnais, nous nous attacherons, dans la partie qui suit, à la présentation et la description du fonctionnement du bassin d'infiltration Django Reinhardt, exutoire d'un bassin versant fortement industriel (A II). Ensuite nous discuterons de la qualité des sédiments rencontrés sur ce site (A III), puis nous présenterons une étude sur le continuum sédiment urbain / dépôt fluvio-glaciaire (A IV) à travers quatre approches : pédologique, sédimentologique, géophysique et géochimique.

<sup>&</sup>lt;sup>1</sup> D'après, Chocat (1997), la définition théorique d'un bassin versant « naturel » est d'un emploi délicat en milieu urbain. L'artificialité du milieu peut sensiblement modifier la trajectoire des ruissellements de par la présence d'obstacles (murs, voies publiques, etc.) et l'impossibilité de s'affranchir des contraintes naturelles de terrain (canalisations, etc.). Il peut donc conduire à une organisation du ruissellement sensiblement différente des cheminements naturels préexistants. Dans la suite du rapport nous nommerons ce type de bassin versant : Bassin Versant Urbain (BVU).

## **A.II.** LE BASSIN D'INFILTRATION DJANGO REINHARDT (DJR)

Le bassin d'infiltration de référence Django Reinhardt (DjR) ainsi que les principaux bassins d'infiltration de l'Est Lyonnais étudiés dans la partie suivante, sont situés sur un dépôt fluvioglaciaire (Figure 1 et **Annexe 1**). Plus particulièrement, le site DjR, intéressant notre étude, est un site expérimental destiné à :

- l'étude des flux d'eau et de polluants produits par un bassin versant urbain caractérisé par la prédominance de l'activité industrielle,
- la compréhension du fonctionnement d'un bassin de retenue-décantation et d'un bassin d'infiltration dans une situation de nappe profonde et l'analyse de l'impact des flux infiltrés sur la qualité de la nappe.



Figure 1 : Carte des formations superficielles et position géographique des bassins d'infiltration de l'Est Lyonnais.

Ce bassin est situé au sud de la commune de Chassieu. Cette commune est en partie située sur la colline à dominante morainique de Genas. Le sud de la ville se situe dans le couloir fluvioglaciaire de Décines. Les dépôts fluvioglaciaires datent du Würm récent d'après Mandier (1984). L'épaisseur de la zone non-saturée est de 13 m sous la surface du bassin (soit 18 m sous la surface topographique).

Ce bassin d'infiltration recueille les eaux pluviales provenant d'un bassin versant constitué par une zone industrielle d'une superficie de 185 ha, située au sud de Chassieu (Figure 2). Le bassin versant est imperméabilisé à 75 % et est équipé d'un réseau séparatif. Le bassin d'infiltration, d'une surface

d'1 ha, est creusé dans des alluvions fluvioglaciaires dont la conductivité hydraulique saturée moyenne varie entre 7.10<sup>-3</sup> et 9.10<sup>-3</sup> m.s<sup>-1</sup> (BURGEAP, 1995). Ces alluvions surmontent un substratum molassique tertiaire situé à environ 35 m de profondeur. La nappe se situe à une profondeur de 13 m sous la surface du bassin. Le bassin d'infiltration est précédé par un bassin de rétention-décantation, qui assure la décantation des matières en suspension. Le bassin d'infiltration est communément appelé bassin Django Reinhardt. Par la suite, nous utiliserons l'abréviation bassin DjR lorsque nous y ferons référence.



#### Figure 2 : a) Situation des bassins de rétention-décantation et d'infiltration dans la zone industrielle située au sud de la ville de Chassieu à l'Est de l'agglomération lyonnaise. b) Photo aérienne (image Google Earth de 2007) et c) Principe de fonctionnement.

Notons que les bassins de rétention-décantation et d'infiltration actuels sont le résultat d'une réhabilitation datant du début de l'année 2002 d'un site constitué par un bassin de rétention, un bassin d'infiltration et un bassin d'infiltration-rétention. La réhabilitation fait suite notamment à un colmatage important du bassin d'infiltration (accumulation d'une couche de sédiments urbains de plusieurs centimètres d'épaisseur en surface, contamination du dépôt fluvioglaciaire sur une épaisseur de plusieurs dizaines de centimètres).

Afin d'étudier la fonction filtration d'un milieu alluvionnaire et sa conséquence sur la formation et l'évolution d'un anthroposol nous proposons de nous focaliser sur cet ouvrage urbain particulier : un bassin d'infiltration d'eaux pluviales que nous considérons comme **un réacteur favorable à la formation rapide d'anthroposols**. Deux compartiments seront particulièrement étudiés : les sédiments issus des eaux pluviales urbaines et le sous-sol en place (dépôt fluvioglaciaire) datant du dernier maximum glaciaire (Figure 3).



Figure 3 : Schéma de principe du fonctionnement du site et localisation de la zone étudiée.

### A.III. LES SEDIMENTS URBAINS DU BASSIN DJANGO REINHARDT

Dans cette partie nous allons faire un focus sur la qualité des sédiments urbains rencontrés dans le bassin Django Reinhardt (DjR).

#### 1 Échantillonnages

La même stratégie d'échantillonnage a été utilisée dans la partie B relative à l'étude de l'ensemble des bassins d'infiltration.

L'échantillonnage réalisé contient le type d'échantillonnage choisi, la localisation et la répartition des points de prélèvement. La stratégie d'échantillonnage a été établie à partir des recommandations émises par le Laboratoire Central des Ponts et Chaussées (Figure 4) dans le guide technique d'avril 2006 « Recommandations pratiques pour la gestion des produits de l'assainissement pluvial » et adaptée en fonction des caractéristiques des ouvrages (taille, présence ou non de sédiments).

Rappel des recommandations du LCPC sur le plan d'échantillonnage : S> 100 m<sup>2</sup> : 8 prélèvements 100<S<5000 m<sup>2</sup> : 14 prélèvements S > 5000 m<sup>2</sup> : 20 prélèvements S : surface du bassin

Figure 4 : Nombre de points de prélèvements en fonction de la surface du bassin.

Des fiches de prélèvements ont été établies pour chaque bassin d'infiltration avec le nombre de points de prélèvements, l'épaisseur de sédiments et les coordonnées GPS. A titre d'exemple, la Figure 5 présente la fiche de prélèvement du bassin DjR. Les positions des points ont été mesurées à l'aide d'un GPS de précision 5m et l'humidité exprimée en pourcentage volumique a été mesurée en surface à l'aide d'une sonde TDR portable lors du prélèvement.

La technique de prélèvement a été de prendre la totalité de la couche de sédiments et de regrouper les différents points d'analyse en un **échantillon composite**. Les échantillons de sédiments ont été prélevés de façon manuelle (pelle ou tarière) et ont été conditionnés dans des flaconnages propres et adaptés à chaque type d'analyse. Il est à noter que l'épaisseur de cette couche de sédiments urbains n'a pas été prise en compte dans les résultats présentés. En effet les épaisseurs varient énormément d'un point à un autre d'un bassin (elle peut être complètement nulle) en fonction de la dynamique des courants, de la forme des ouvrages et de l'occurrence de l'arrivée des eaux pluviales. De plus, cette couche est décapée régulièrement (tous les 5 ans en moyenne) par les services de la ville. **Ces services n'ont toutefois pas été en mesure de nous donner les dates de récurage des bassins.** 

Points de	Epaisseur de	Coordonnées GPS	Humidité
prélèvement	sédiments	lat. et long.	
1	19	N45.73605 E004.95740	62
2	19	N45.73605 E004.95741	73
3	20	N45.73612 E004.95736	80
4	20	N45.73611 E004.95723	47
5	20	N45.73604 E004.95720	75
6	14	N45.73584 E004.95735	79
7	5	N45.73622 E004.95704	36
8	10	N45.73604 E004.95705	81
9	5	N45.73608 E004.95697	34
10	8	N45.73623 E004.95685	34
11	4	N45.73632 E004.95688	53
12	4	N45.73629 E004.95695	74
13	2	N45.73557 E004.95785	14
14	5	N45.73571 E004.95783	17
15	7	N45.73578 E004.95772	25
16	10	N45.73592 E004.95762	30
17	10	N45.73594 E004.95770	66
18	8	N45.73590 E004.95774	33



Figure 5 : Fiche de prélèvement relative au bassin d'infiltration Django Reinhardt.

#### 2 Matériels et méthodes

D'une manière générale, les mêmes analyses ont été effectuées dans la suite du document, en particulier pour les échantillons concernant la partie B. <u>Cette section</u> <u>matériels et méthodes n'est pas exhaustive</u>, elle sera complétée dans les sections en fonction des paramètres mesurés pour des études spécifiques.

L'ensemble des échantillons a été stocké en chambre froide à 4°C.

#### 1 Analyse granulométrique par diffraction laser

Ces analyses ont été réalisées selon la norme NF ISO 13320-1 au LEHNA-IPE et au laboratoire EDYTEM de l'Université de Savoie, sur les tamisats à 1mm des échantillons. L'appareil utilisé est un Mastersizer 2000 (gamme de mesure de 20 nm à 2 mm), avec le module de dispersion d'échantillons Hydro G (Malvern). Le choix du tamisat à 1mm a été fait afin d'éviter la détérioration de l'appareil (le tamisat à 2 mm peut comporter des éléments dont la dimension la plus longue excède 2 mm). Le dispersant utilisé est de l'eau (indice de réfraction : 1,33 à 20°C). La sonde à ultrasons du module de dispersion a été utilisée afin de disperser les agrégats éventuels.

Cette mesure permet de calculer le pourcentage d'argile (% du volume équivalent des particules qui sont inférieures à 3,9 µm), la taille du grain moyen et le pourcentage d'agrégation du sol. La proportion d'agrégats présents dans les sédiments est évaluée comme la différence entre la proportion d'éléments >160 µm avant application d'ultrasons et la proportion volumique d'éléments >160 µm après application d'ultrasons. Il est important de garder en mémoire que les agrégats sont relatifs à l'énergie apportée durant la déstabilisation. Le seuil de 160 µm est justifié par des analyses granulométriques sur des sédiments de l'assainissement dans différents bassins en France qui montrent que ce seuil délimite la taille des agrégats déstabilisées par les ultrasons dans ce type de matériau.

#### 2 Matière Organique (MO) et teneur en carbonates

La MO est obtenue par perte de masse après calcination de l'échantillon à 550°C pendant 4 heures, la teneur en carbonates correspond à la perte de masse à 950°C pendant 2 heures. Les analyses ont été réalisées au LEHNA-IPE et au laboratoire EDYTEM de l'Université de Savoie en triplicata.

#### 3 Eléments Traces Métalliques (ETM)

Afin d'extraire les Éléments Traces Métalliques (ETM), une minéralisation par attaque acide sur la fraction inférieure à 1mm a été réalisée. L'extractant utilisé est de l'eau régale (75% HCl + 25% HNO<sub>3</sub>). Cette méthode consiste à solubiliser les ETM et la MO par oxydation.

Chaque série de minéralisation comporte systématiquement deux essais à blanc pour détecter une contamination éventuelle des réactifs et de la verrerie. De plus, chaque échantillon a été analysé en triplicata. Suite à la minéralisation des échantillons, les métaux totaux ont été dosés par Spectrométrie d'Absorption Atomique (SAA) suivant deux méthodes (NF T 90-112, 1998) :

- la spectrométrie d'absorption atomique avec flamme, qui concerne le Zn car les concentrations relevées sont importantes, de l'ordre de 20 à 60 mg/kg MS ;
- la spectrométrie d'absorption atomique avec four, pour Pb, Cu, Cd, Cr, Ni.

Ces deux méthodes fonctionnent sur le même principe de détection : absorption de la lumière émise par une lampe. Les seuils de détection sont de 1 ppb pour le Pb et le Cu, et de 0,1 ppm pour le Zn. Ces méthodes permettent d'accéder à la concentration en métal lourd, mais sans savoir sous quelle

forme il se trouve. Les gammes d'étalonnage ont été préparées dans une matrice d'eau ultra pure acidifiée à 0,5 % d'HNO $_3$ .

Les analyses d'ETM ont été réalisées en triplicata au LEHNA-IPE. Les coefficients de variation reflètent la variabilité de concentrations dans un même échantillon de sol.

#### 4 Carbone organique et azote total

Les mesures de carbone organique et d'azote total ont été réalisées sur analyseur élémentaire CHN au laboratoire de physico-chimie de l'INRA de Thonon-les-Bains.

#### 5 Phosphore

Le phosphore total, la spéciation entre phosphore minéral et phosphore organique et le phosphore disponible (méthode Olsen) ont été déterminés par colorimétrie après extraction dans le laboratoire de l'INRA de Thonon les Bains.

#### 6 pH et Capacité d'Échange Cationique (CEC)

Le pH a été mesuré classiquement dans l'eau et dans le KCl avec un rapport sol/solution de 1/5. La capacité d'échange cationique (CEC) a été mesurée par la méthode à la cobaltihexamine. Ces mesures ont été effectuées au laboratoire de l'INRA de Thonon-les-Bains.

#### 7 Autres mesures

Les analyses HAPs (Hydrocarbures Aromatiques Polycycliques), Pesticides et Alkylphénols mesurées par GC-TOF et HPLC-MS/MS ont été confiées au Service Central d'Analyses du CNRS de Lyon. L'ensemble des HAPs, des pesticides et des alkylphénols est présenté pour le Bassin DjR en **Annexe 2**. <u>Il est rappelé que l'ensemble de ces composants ont été mesuré pour les 19 bassins</u>.

Les analyses en PCBs (Polychlorobiphényls) et Dioxines ont été confiées au laboratoire Eurofins. Les mesures ont été effectuées par chromatographie en phase gazeuse (suivi d'un spectromètre de masse permettant de répartir les PCB observés en différentes familles fonctions de l'importance des substitutions du chlore). L'ensemble des congénères de PCBs et dioxines est présenté en **Annexe 3**. Il est rappelé que l'ensemble de ces composants ont été mesuré pour les 19 bassins.

#### 3 Caractérisation des sédiments urbains du bassin DjR

Afin de donner au lecteur une lecture plus synthétique des résultats nous avons choisi de sommer les PCBs indicateurs (PCBi) et les 17 dioxines, de présenter les pesticides, les alkyphénols et les HAPs les plus rencontrés (Tableau 1).

		Paramètres agr	onomiques		
MO(%)	Carbonates(%)	Agrégation(%)	%Argiles <3,9μm	Grain moyen µm	pH (H20)- <i>pH(KCL)</i>
21,77	6,53	78,11	1,53	61,05	7,97-7,40
P total (mgP/g)	P Inorganique (mgP/g)	P Organique (mgP/g)	P olsen (mgP/g)	N total (mg/g)	
1,81	1,24	0,18	0,09	3,75	
Concentration en éléments traces métalliques					
Zn (g/kg MS)	Cu (mg/kg MS)	Ni (mg/kg MS)	Cr (mg/kg MS)	Pb (mg/kg MS)	Cd (mg/kg MS)
1,69	155,62	116,03	118,60	205,22	3,07
PCBs et dioxines			Pesticides - Alkylphénols		
COT mg/kg MS	Σ 7 PCB indicateurs ng/kg	Σ 17 Dioxines ng/kg	diuron (ng/g)	para-ter-octylphénol (ng/g)	4-nonylphénol (ng/g)
121000,00	255000,00	36,30	3,40	41,00	1019,10
HAP (ng/g)					
Naphtalene	Phenanthrene	Anthracene	Fluoranthene	Pyrene	Benz[a]anthracene
39,50	65,40	26,40	133,60	121,60	111,20
Chrysene	Benzo[b]fluoranthene	Benzo[k]fluoranthene	Benzo[a]pyrene	Indeno[1,2,3-cd]pyrene	Benzo[ghi]perylene
70,60	140,70	71,20	43,50	85,60	142,10

#### Tableau 1 : Caractéristiques physicochimiques de l'échantillon composite du bassin DjR.
Les résultats montrent que la surface du bassin présente des caractéristiques pédologiques et géochimiques pouvant assimiler cette surface à des matériaux très organiques, agrégés, fortement contaminés par les métaux lourds, et les HAPs. Ces paramètres ont été mesurés à plusieurs reprises sur ce bassin. Le Tableau 2 montre l'évolution de ces propriétés au cours du temps. On perçoit une stabilité des concentrations en métaux lourds au cours du temps ("signature urbaine") et une augmentation forte de la teneur en matières organiques liée au développement très important de la végétation sur ce bassin pendant les années étudiées. En ce qui concerne les HAPs, l'examen des ratios entre les différentes molécules permettent de montrer que l'origine est plutôt pyrolytique (Durand, 2003). L'étude par Durand (2003) des HAPs dans d'autres bassins d'infiltration en France montre que les HAPs ne représentent que 2 à 10 % de l'extrait lipidique. Cet extrait lipidique qui peut représenter de 11 à 35% de la matière organique totale est constitué d'hydrocarbures linéaires et polycycliques, d'esters, de cétones et de composés polaires. Ceci souligne que les HAPs ne renseignent que sur une infime fraction de la matière organique anthropique dans le milieu urbain.

	Année de	MO	COT	Cd	Cu	Pb	Zn	ΣΗΑΡ
	prélèvement	%	%	mg/kg	mg/kg	mg/kg	mg/kg	µg.kg⁻¹
Le Coustumer (2008)	2005	14,6	3,5	4,0	231,6	109,6	1514,0	4141
Badin (2009)	2007	10,0	4,0	11,4	115,0	non mesuré	1156	non mesuré
Saulais (2011)	2009	20,0	12,0	4,2	213,0	non mesuré	1465	non mesuré
FAFF	2012	21,7	12,1	3,0	155,0	205,0	1690	1051
Seuil Pays	sol pollué			0.8	36	85	140	1000
Bas Sols pollués	Seuil d'intervention			12.0	190	530	720	

Tableau 2 : Evolution de certaines propriétés physico-chimiques en fonction du temps dans les
sédiments de surface du bassin de Django Reinhardt.

Les résultats montrent par ailleurs que les sédiments urbains (Tableau 1) sont riches en phosphore et azote. Le phosphore est essentiellement sous forme inorganique et peu disponible. Il faut rappeler que le contexte géochimique est calcaire et que donc le phosphore peut précipiter avec le calcium (rétrogration apatique) et éventuellement avec le fer (adsorption de phosphore sur les oxydes de fer) qui est aussi un élément majeur fortement concentré dans ces matériaux (Badin et al, 2009).

Il n'existe pas de données sur les concentrations en PCBs dans les bassins d'infiltration. Ces premiers résultats montrent que les concentrations en PCBs et Dioxines sont importantes. A titre de comparaison, les concentrations en PCBs dans des sédiments du Rhône en aval de Lyon sont au maximum de 60-80  $\mu$ g/kg. Il est intéressant aussi de constater que le diuron est présent dans les échantillons alors que son usage est interdit depuis 2009. Les alkylphénols sont des constituants de polymères et de détergents. Ces molécules sont détectées systématiquement dans les eaux usées et les sédiments en aval des rejets de station de traitement. Les concentrations rencontrées ici pour ces deux molécules sont 4 à 10 fois plus élevées que celle retrouvées dans des sédiments impactés par des rejets urbains (Tisser et al, 2005, Wu et al, 2012).

Des analyses à micro échelle ont été réalisées sur ces sédiments : analyse au MEB d'un échantillon tamisé, séché et déposé sur le support d'observation et analyse en EDX sur une lame mince polie.

L'analyse en microscopie montre que ce sédiment urbain est constitué d'agrégats de 200 microns à 1 mm. Ces agrégats, qui présentent en microscopie optique une morphologie classiquement apparentée à celle de boulettes fécales, sont au MEB très clairement constitués d'un amas de particules fines (Figure 6) avec quelques particules autour de 50 microns mais surtout des plaquettes de taille des argiles.



Figure 6 : Image MEB d'un agrégat de la surface du bassin Django Reinhardt.

La Figure 7 montre la spécificité de composition de ces matériaux de surface par la présence fréquente d'objets d'origine anthropique plastique (carbone ultra-dominant à l'analyse) sur lesquels se sont agrégés des particules argileuses ou des micro-organismes. Certaines images (3ème photo Figure 7) montrent la présence de billes métalliques (fer) de quelques microns.





Figure 7 : Images MEB montrant la présence de particules anthropiques dans les matériaux de surface du bassin Django Reinhardt.

En ce qui concerne les analyses EDX, nous avons analysé ponctuellement une quarantaine de particules grossières (> 10 microns). La plupart des particules de cette taille présente des compositions montrant l'abondance de quartz, de plagioclases et quelques feldspaths potassiques. Quelques particules riches en Ca (calcite) sont également observées. Nous n'avons observé que

quelques minéraux présentant des éléments lourds : oxydes ou hydroxydes de fer, oxydes de titane et d'assez nombreuses particules grossières contenant du soufre et du baryum (barytine vraisemblablement).



# Figure 8 : Cartographie EDX d'une lame mince préparée à partir de la surface du bassin d'infiltration de DjR.

Pour compléter cette approche ponctuelle, nous avons réalisé une cartographie EDX des principaux éléments sur lame mince (Figure 8). On observe sur cette image :

- le caractère dispersé du calcium (petites particules de calcite mais aussi Ca associé à la MO),
- la présence de nodules très riches en Fer,

- quelques oxydes de Titane de taille sphérique que l'on pourrait assimiler à des agrégats de nanoparticules de TiO<sub>2</sub>,
- de grosses particules contenant de silicium (quartz),
- des aluminosilicates de petite taille (phyllosilicates),
- une présence très diffuse du soufre : (associé à la MO?),
- une grosse particule riche en magnésium mais dépourvue de fer, de calcium... est soit un carbonate de magnésium (Magnésite) soit plus vraisemblablement un hydroxyde (Brucite),
- une particule à la morphologie de fine baguette caractérisée par une très forte teneur en fer mais pour laquelle nous pouvons difficilement déduire une composition.

Comme dans d'autres travaux sur des sédiments d'assainissement pluvial urbain, les approches microscopiques montrent la très grande hétérogénéité de composition des matériaux et donc la grande difficulté de représentation et de prédiction de l'évolution de cette surface dans le temps.

Ces analyses vont être poursuivies après le programme pour enrichir la description de cette hétérogénéité et acquérir beaucoup plus d'images MEB et de cartographies élémentaires. Ces éléments seront utilisés dans des publications relatives à l'étude de la mobilité potentielle du cuivre (voir paragraphe sur lixiviation) pour confirmer des hypothèses formulées à macro-échelle.

La présence de polluants organiques et métalliques connus pour leur toxicité chronique à faible dose dans ce bassin d'infiltration montre les enjeux liés à la gestion de ces ouvrages et de la surface des sols utilisés pour l'infiltration. Représentent-ils un bon piège à polluants qui permettant de limiter leur mobilité dans l'environnement ? Où sont-ils des lieux de concentration et de transfert privilégiés vers le milieu souterrain ?

### A.IV.LE CONTINUUM SEDIMENTS URBAINS/SOUS-SOL

Nous avons fait l'hypothèse que les bassins d'infiltration utilisent principalement la fonction filtration du sous-sol (ici un dépôt fluvioglaciaire) avec comme conséquence le dépôt de sédiments urbains, ce continuum sédiments urbains-dépôt fluvioglaciaire pouvant former un anthroposol.

Nous nous baserons sur les hypothèses suivantes concernant les compartiments de la fonction filtration :

- le filtrat (liquide ayant subi une filtration) : l'eau est le vecteur principal de transport de contaminants, de matière organique vivante ou morte, de matières minérales, de nutriment, etc. Ce point sera décrit dans la partie C qui concerne les études de lixiviation de la couche de surface,
- **le filtre** : formation alluvionnaire dont la distribution des hétérogénéités sur les premiers mètres va être déterminante sur l'écoulement de l'eau en termes de vitesse d'écoulement, de temps de résidence de l'eau et de réactions biochimicophysiques,
- le résidu : les sédiments urbains stockés en surface.

Afin d'étudier le continuum sédiments urbain (résidu) - formation alluvionnaire (filtre), une tranchée permettant d'accéder à un profil a été effectuée. Cette tranchée permet de décrire les différents matériaux rencontrés dans la zone non saturée pouvant constituer des hétérogénéités influençant les écoulements d'eau, la rétention et le transfert des solutions issues des sédiments de surface. Plusieurs types d'interprétation de cette tranchée sont proposés :

- une interprétation pédologique s'interrogera sur la nature du fond du bassin,
- **une interprétation sédimentologique** permettra de décrire la tranchée en fonction de la structure et de la texture des matériaux rencontrés. Cette description permettra d'obtenir une géométrie utilisable dans la partie modélisation (partie C),
- **une interprétation géophysique** permettra de décrire une parcelle en trois dimensions et de généraliser nos résultats à l'ensemble du bassin,
- **une interprétation géochimique** permettra de décrire en profondeur l'influence des lessivats chargés en ETM et MO provenant des sédiments urbains décrits dans le chapitre précédent.

#### 1 Matériels et méthodes

#### 1 Réalisation de la tranchée

Une excavation à la pelle mécanique a mis à jour une paroi verticale, à partir de laquelle ont été effectuées les différentes interprétations. L'emprise de cette excavation est reportée sur la Figure 9. La Figure 10 montre la réalisation de l'excavation. L'orientation de la paroi d'excavation est de 18° N. Les dimensions des parois verticales sont de 13,5 m de long et 2,5 m de profondeur. Ces dimensions ont été déterminées de façon à ce qu'à la fois les hétérogénéités texturales (échelle décimétrique) et structurales (échelle métrique) puissent être observables.

Notons qu'une investigation au radar géologique (ainsi qu'au panneau électrique non présentée dans cette étude) de la tranche verticale de sous-sol correspondant à cette paroi a été réalisée 24 heures avant l'excavation.



Figure 9 : Emprise de l'excavation réalisée dans le bassin DjR.



Figure 10 : Réalisation de l'excavation ; la paroi d'excavation visible est celle qui a été décrite.

#### 2 Échantillonnage

Les parois d'excavation ont été divisées par sections de 1,5 m de large soit 9 sections, afin de réaliser un échantillonnage des lithofaciès et de la couche de sédiments urbains par section. Ces sections ont été numérotées par ordre croissant du sud vers le nord. Le choix de la largeur des sections a permis d'éviter une surreprésentation d'un même lithofaciès (extension latérale métrique des lithofaciès). La paroi d'excavation et sa division en sections, sont présentées sur la Figure 11. Autrement dit, l'échantillonnage a été réalisé à la fois d'une manière systématique (dans chaque section) et stratifiée (dans chaque lithofaciès).



Figure 11 : Parois verticales de l'excavation réalisée et division des parois en sections de 1,5 m de large

Une première description a été effectuée et un échantillonnage a été réalisé du haut vers le bas, à l'aide d'une pelle couloir et d'une truelle. Au total, 95 échantillons ont été prélevés sur la paroi de l'excavation réalisée, soit 86 échantillons dans le dépôt fluvioglaciaire et 9 échantillons de sédiments urbain (Figure 12).



Figure 12 : Schéma de la tranchée et des lithofaciès ; les points rouges indiquent l'emplacement des 95 échantillons prélevés et analysés par la suite.

#### 3 Mesures complémentaires et codage

#### 1 Distribution granulométrique par tamisage

Les classes granulométriques sont définies de la façon suivante (D correspondant au diamètre des grains) : argiles : D < 4  $\mu$ m ; silts : 4  $\mu$ m < D < 63  $\mu$ m ; sables : 63  $\mu$ m < D < 2 mm ; graviers : 2 mm < D < 64 mm ; cailloux : 64 mm < D < 256 mm ; blocs : 256 mm < D.

Les analyses granulométriques ont été réalisées par tamisage à sec selon la norme NF P94-056.

Les paramètres descriptifs des distributions granulométriques généralement étudiés sont le grain moyen, le classement (qui traduit l'étalement de la distribution autour du grain moyen), l'asymétrie (asymétrie de la distribution par rapport à une distribution idéale centrée sur la moyenne), et l'acuité (correspondant au degré de concentration des grains autour de la moyenne ou à proximité des

queues de la distribution granulométrique). Par la suite, nous présentons seulement les résultats concernant le grain moyen et le classement.

Ces paramètres ont été estimés avec le logiciel Gradistat (Blott and Pye, 2001). Gradistat réalise cette estimation par méthode graphique (méthode de Folk et Ward) ou par la méthode mathématique des moments. Les calculs par la méthode des moments sont effectués sur la base d'une distribution granulométrique log-normale. On suppose donc que la courbe de fréquence représentée en échelle logarithmique suit une loi normale. Le choix de cette méthode n'est donc pas approprié à une distribution plurimodale. Les résultats présentés ont donc été calculés à partir de la méthode de Folk et Ward. Cette méthode est applicable à toute distribution granulométrique, qu'elle soit unimodale ou plurimodale. Elle n'exige qu'un nombre limité de points expérimentaux (percentiles à 5%, 16%, 25%, 50%, 75%, 84%, et 95%). Lorsque les points expérimentaux manquent, une valeur interpolée est calculée. L'interpolation faite par Gradistat est linéaire. Les paramètres descriptifs sont calculés à partir des relations présentées dans le Tableau 3. Un des avantages de cette méthode réside dans le fait qu'il n'est pas nécessaire de connaître les queues de distributions (particules les plus grossières et les plus fines), qui peuvent être difficiles à obtenir expérimentalement, notamment pour les granulométries les plus fines.

### Tableau 3: Calcul des paramètres descriptifs (grain moyen et classement) d'une distribution granulométrique par la méthode de Folk et Ward. D'après Blott et Pye (2001).

Grain moyen	Classement
$\overline{D} = exp^{\left(\frac{\ln P_{16} + \ln P_{50} + \ln P_{84}}{3}\right)}$	$\sigma = exp^{\left(\frac{\ln P_{16} - \ln P_{84}}{4} + \frac{\ln P_5 - \ln P_{95}}{6,6}\right)}$

#### 2 Analyse de la phase cristalline

Cette analyse est effectuée par diffraction X, méthode qui consiste à envoyer des rayons X sur la matière cristalline. Cette phase cristalline donne alors naissance à des pics de diffraction. Afin de ne récupérer que la phase argileuse, la MO a été détruite par attaque à l' $H_2O_2$  et la calcite par attaque à l'HCI. La fraction argileuse a ensuite été récupérée par sédimentométrie et analysée.

#### 3 Codage

En ce qui concerne les alluvions fluvioglaciaires, les lithofaciès ont été décrits suivant le code de Heinz et al. (2003). Ils sont représentés par une suite de lettres : la première précisant la granulométrie des éléments majoritaires (G pour Gravier et S pour Sable), la deuxième indiquant le support des éléments (c pour grains jointifs, m pour grains non jointifs au sein d'une matrice et – pour des lithofaciès sans matrice), la troisième donnant des indications sur la structure sédimentaire (m pour massif, x pour stratifié) et éventuellement une quatrième donnant des informations complémentaires (o pour structure ouverte, b pour granulométrie bimodale).

#### 4 Analyse conjointe des données

L'analyse en composante principale est une méthode statistique essentiellement descriptive : son objectif est de présenter, sous une forme graphique, le maximum de l'information contenue dans un tableau de données. Ainsi, ces ACP vont nous permettre de structurer nos données : granulométrie, concentration en ETM et teneur en MO. Elles seront suivies de régressions linéaires qui permettront de mettre en évidence le degré de corrélations qui existe entre les différentes données.

Les résultats obtenus concernent les échantillons tamisés à 1mm. Afin de ramener ces résultats à l'échantillon total, nous avons pondéré les valeurs par le pourcentage de particules supérieures à 1mm contenues dans l'échantillon.

#### 2 Interprétation pédologique

#### 1 Description de la tranchée

Les sédiments urbains ou « poussières de routes » provenant de Bassins Versants Urbains (BVU) ou péri-urbains reposent sur un substrat fluvioglaciaire décapé par les travaux de construction des bassins d'infiltration. Régulièrement (plus ou moins tous les 5-6 ans, cette information n'est pas disponible auprès des gestionnaires) ces matériaux de surface, exogènes, sont curés et exportés hors des bassins.



Figure 13 : Vue générale de la tranchée et observation d'horizons.

La Figure 13 permet de mettre en évidence la superposition de deux matériaux d'origines distinctes. Les matériaux de surface déposés sont des matériaux récents dont l'épaisseur est une fonction de l'âge depuis le dernier curage et de la dynamique de transfert et de sédimentation (nature du bassin versant, rapport bassin versant/surface du bassin d'infiltration, nature et organisation des bassins de décantation, etc.). On observe sur le bassin DjR des épaisseurs allant de 5 à 20 cm. Ces matériaux de surface sont très noirs (10 YR 2/1), limoneux et à structure grumeleuse fine. Puis on observe un horizon sous-jacent fluvioglaciaire ayant subi des processus de transformation de par la proximité de la surface et des dépôts qui s'y déroulent. Dans le cas du bassin DjR étudié, cet horizon est constitué de graviers à matrice sableuse avec une assez forte proportion de limons. La structure est peu nette et peu stable mais des plyhèdres sub-anguleux apparaissent ponctuellement. Il semble que ce niveau de 25 cm environ est systématiquement enrichi en matières organiques provenant vraisemblablement de l'horizon de surface, ce qu'il lui donne **une couleur sombre**. Enfin, on trouve les matériaux fluvioglaciaires sous-jacents issus des dynamiques de dépôts (tressage, chenalisation, phase érosive...) suite à la fonte des glaciers quaternaires. Cette dynamique a conduit à une grande hétérogénéité des lithofaciès et notamment de la distribution granulométrique dans ces matériaux.

#### 2 Au fond des bassins d'infiltration, un sol ?

Le choix des termes utilisés pour désigner cet objet constitue une difficulté (Badin, 2009). Les matériaux de surface déposés lors des remplissages dans les bassins d'infiltrations sont appelés généralement sédiments ou parfois sédiments anthropogéniques (Durand et al., 2004; Delolme et al., 2005; Durand et al., 2005; Mermillod-Blondin et al., 2005; Winiarski et al., 2006; Nogaro et al., 2007b). Badin (2009) s'est interrogé sur l'utilisation du terme « sol » pour désigner ce niveau de surface des bassins d'infiltration. Le niveau considéré est en effet i) une interface entre la lithosphère (le substrat fluvioglaciaire) et l'atmosphère, ii) triphasique (solide, air, eau), iii) se structure physiquement (s'agrège), iv) est le siège de stockage et de recyclage de matières organiques, v) est le support de vie de plantes. Si l'on considère par exemple la définition normative (norme ISO 11074, 1996) ou le sol est la « couche supérieure de la croûte terrestre composée de particules minérales, de matières organiques, d'eau, d'air et d'organismes », il ne fait pas de doute que les matériaux qui forment la surface des bassins d'infiltration sont des sols. En effet le sol est ici caractérisé par le mélange de ces constituants et est donc considéré de manière statique. De nombreuses définitions plus strictement pédologiques existent (Lozet et Mathieu, 1997 ; Legros, 2007 ; AFES, 2014). Ces définitions ont en commun de prendre en compte de manière explicite le caractère dynamique et évolutif de la couverture pédologique sous l'effet des processus d'altération des roches, d'incorporation de matières organiques et de transfert de matériaux internes. Cette approche pédologique pourrait laisser penser que le sol du pédologue résulte toujours de processus de longue durée et de transformation d'un substrat en place. Or on considère très classiquement en science du sol, des sols extrêmement jeunes subissant une pédogenèse initiale après par exemple retrait glaciaire ou dépôts pyroclastiques. De la même manière, toutes les classifications pédologiques (CPCS, 1967 ; Soil Taxonomy, 1975 ; Référentiel pédologique, 2006 ; WRB, 2008) disposent d'un ensemble (selon le système groupe, sous-groupe, référence...) pour accueillir les sols alluviaux (plus ou moins développés) qui se développent sur des apports de sédiments mobilisés par des flux hydriques. Le caractère plus ou moins anthropique des matériaux constituant le dépôt de surface pourrait être évoqué pour exclure le niveau considéré des « sols ». Or si historiquement le sol se développe sur des matériaux « naturels », il y a déjà très longtemps que les sciences du sol considèrent les matériaux anthropiques comme éléments pouvant, dans certains cas, former des constituants du sol, voir même des matériaux parentaux.

#### 3 Dénomination des horizons et classification

L'objet étudié étant défini comme un sol, le recours à la classification pour le dénommer et pour désigner les différents horizons est alors nécessaire. Plus qu'une simple question taxonomique, il s'agit ici de repérer des « traits pédologiques » spécifiques et déterminants.

Pour le RP 2008, il ne fait pas de doute que les bassins d'infiltration sont occupés par des « Anthroposols». En effet ces sols obéissent à la définition suivante : «solums très fortement transformés par les activités humaines (apports répétés de matériaux allochtones ou accumulation de matériaux terreux déplacés ». L'horizon de surface correspondant aux matériaux sédimentaires récents correspond à un horizon pédologique de surface jeune développé sur des matériaux anthropiques terreux : Horizon JsZtr sensu RP, 2008. Dans un certain nombre de cas des horizons organo-minéraux plus développés sont rencontrés : AZtr. Ces horizons se développent sur des matériaux fluvioglaciaires d'une autre nature et le profil pédologique de base est donc la succession JsZtr ou AZtr/IIC/IID (D désignant des couches de matériaux fragmentés) (Figure 14).

Profil sim <b>pli</b> fié	Matériaux	Lithofaciès	Horizons pédologiques de référence (sensu RP, 2008)	Dénomination (FAFF, 2014)	_
	Dépôt de sédiments récents du bassin		Js Ztr AZtr	Sédiments an thropogéniques	ANTHROPOSOLS
	Matériaux	Gcm	lic	Sous-sol	DE BASSIN URBAIN
	fluvio-glac aires	Gcx ; Sx	IID	fluvo glaciaire =	

#### Figure 14 : Schéma conceptuel du sol observé selon le référentiel WRB.

Bien que la mise en place des matériaux terreux de surface se fasse par un mécanisme naturel (dépôt), on doit considérer que ces apports exogènes de matériaux terreux en contexte urbain conduisent à la formation d'un anthroposol artificiel. Il est évident cependant que le terme artificiel renvoie à une mise en place humaine des matériaux. Les autres groupes de référence (anthroposol transformé ou anthroposol restitué) ne correspondent cependant pas aux sols de bassins d'infiltration. Au groupe de référence il nous semble possible d'adjoindre l'adjectif urbain et éventuellement alluvial. Néanmoins aucun adjectif n'étant vraiment satisfaisant pour décrire la situation rencontrée, nous proposons d'ajouter ces sols de bassins à la liste des anthroposols. L'essentiel des sols étudiés correspond ainsi à des ANTHROPOSOLS ARTIFIFIELS de bassins urbains.

A partir d'études réalisées depuis 2005 (Tableau 2) sur le bassin d'infiltration DjR, il est possible de mettre en évidence l'accumulation de matières organiques dans l'horizon de surface. On passe en effet de teneurs de l'ordre de 4% de carbone organique pour les échantillons prélevés en 2005-2007 à des valeurs de l'ordre de 12% sur les échantillons prélevés entre 2009 et 2012. L'augmentation des stocks organiques est un trait commun des phases de pédogenèses précoces (Poulenard, 2000 ; Egli et al., 2010). Cet enrichissement est mis en relation avec le décalage entre des productions importantes de matières organiques par les plantes pionnières et des vitesses de décomposition relativement faibles de ces apports organiques lors des phases précoces. De manière évidente, cette dynamique est très fortement contrôlée par la disponibilité des nutriments (N et surtout P) dans ces sols en tout début de formation. Dans le cas de sols naturels, l'ordre de grandeur de vitesse d'augmentation des teneurs en matières organiques est autour de 0,1%/an (évidemment très dépendant des autres facteurs de formation des sols : climat, végétation, nature des roches....). On constate ici des vitesses beaucoup plus importantes (de l'ordre de 1%/an). Le processus semble également de nature différente puisque les matériaux originels sont ici déjà riches en matières organiques (ce qui n'est évidemment pas le cas lors du retrait glaciaire ou lors de dépôts de cendres). Il convient ici de noter que les zones qui subissent réellement ces accumulations sont des zones du bassin caractérisées également par des végétations hygrophiles et des horizons de surface de type AZtr. Les accumulations de matières organiques se font dans un contexte de saturation en eau des niveaux superficiels une partie importante de l'année. Au caractère précédemment décrit (jeunesse des matériaux, dépôts sédimentaires, nature anthropique) se surimpose une hydromorphie de surface. Les traits pédologiques de l'horizon AZtr (noir, riche en matières organiques, de consistance plastique et assez massif en période d'engorgement et biomacrostructuré en période sèche) rappelle des caractéristiques des horizons An des anmoor (c'est à dire des forme d'horizons caractéristiques de zones à hydromorphie temporaire) avec une activité biologique de vers de terre (cf partie B) forte et saisonnière. L'accumulation de matières organiques du bassin est donc clairement d'abord à mettre en relation avec cette dynamique hydrique. Spatialement, ces zones peuvent être à très faibles distances d'espaces avec des dépôts sédimentaires peu épais (horizon JZtr) rapidement drainés et qui ne semblent que peu accumuler de matières organiques. En dépit de cette variabilité spatiale importante où des végétations hygrophiles se développent à quelques mètres de végétations xérophiles (Saulais, 2011), il convient de noter que des processus d'hydromorphie marquent les sols des bassins. Il faut toutefois noter que le caractère hydromorphe de ces sols ne semble se marguer qu'au sein de l'horizon de surface et que la nature drainante des matériaux sous-jacents (l'infiltration étant évidemment ici l'objectif même de l'aménagement) empêche l'apparition de traits d'oxydoréduction dans le niveau fluvioglaciaire.

Les saturations temporaires par l'eau des niveaux de surface, les accumulations de matières organiques et le développement de végétations de zones humides sont dus naturellement à

l'existence de colmatage des niveaux fluvioglaciaires par des matériaux sédimentaires fins. C'est d'ailleurs l'existence même de ce processus qui justifie l'opération de curage. Cette migration de particules fines au sein des horizons inférieurs s'apparente à un processus de lessivage. On a noté la présence de ces matériaux originaires de la surface dans le niveau IIC (Figure 14). Le phénomène est cependant beaucoup trop discret pour que l'on parle réellement de lessivage généralisé pouvant conduire à la formation d'un horizon d'accumulation par suite d'apports illuviaux. Compte-tenu de l'âge de l'ouvrage (une vingtaine d'années), il est logique que les traits de lessivage soient de très faibles ampleurs. Sans que nous l'ayons réellement mesuré, la vitesse de ce processus semble en revanche élevée. Le suivi et l'analyse de ce phénomène de lessivage devraient être utilement envisagés dans le futur. De la même manière, la part relative des migrations particulaires et en solution sur les accumulations de matières organiques et de polluants (organiques et minéraux) dans les matériaux fluvioglaciaires devrait être étudiée.

#### 3 Interprétation sédimentologique

Au droit de la tranchée l'épaisseur moyenne de la couche de sédiments urbains est de 10 cm avec un minimum de 5 cm et un maximum de 15 cm se retrouve systématiquement au-dessus de chaque section. Elle recouvre le dépôt fluvioglaciaire sous-jacent.

La caractérisation de ce dépôt fluvioglaciaire à l'échelle de la tranchée met en évidence une typologie de 4 lithofaciès, présentée dans le Tableau 4. Les lithofaciès majoritaires sont les graviers sableux, qui se distinguent par la forme de leur distribution granulométrique, étalée en ce qui concerne le lithofaciès Gcm et bimodale dans le cas des lithofaciès Gcm,b. Deux types de lithofaciès minoritaires ont également été décrits. Il s'agit du lithofaciès S-x, constitué majoritairement de sables moyens et se présentant sous la forme de lentilles d'épaisseur très variable à stratifications internes, et des lithofaciès Gcg,o et Gcx,o, constitués de graviers sans matrice sableuse ou fine. Ces derniers sont associés aux graviers sableux bimodaux, au sein d'une structure d'alternance Gcg,a. Les mélanges de sables et graviers GS-x, intermédiaires entre les sables et les graviers sableux, ainsi que les graviers sableux riches en cailloux et blocs (*Brown gravels*), n'ont pas été décrits au niveau de la paroi d'excavation. Cette différence de typologie s'explique par la faible représentativité de la paroi d'excavation et donc une gamme moins large d'environnements de dépôt à l'origine de la sédimentation des lithofaciès. La typologie établie est donc une typologie valable localement, au niveau du bassin d'infiltration.

Sur le diagramme triangulaire graviers/sables/fines de la Figure 15 a été représenté l'ensemble des lithofaciès échantillonnés sur la paroi de l'excavations creusée dans le bassin DjR (86 échantillons au total, dont 11 lithofaciès S-x, 13 lithofaciès Gcx,o ou Gcg,o, 30 lithofaciès Gcm et 32 lithofaciès Gcm,b). L'analyse granulométrique par tamisage mécanique permet de distinguer facilement les lithofaciès sableux (fraction sableuse supérieure à 70% et fraction en particules fines inférieure à 5%), et dans une moindre mesure les graviers sans matrice (fraction en graviers supérieure à 90%). La distinction entre les deux types de graviers sableux est cependant moins nette. Les graviers sableux ont une fraction en graviers comprise entre 70 et 90%. La limite entre les lithofaciès Gcm et Gcm,b se situe à environ 15% de fraction sableuse.

#### Tableau 4 : Typologie de lithofaciès du dépôt fluvioglaciaire sous-jacent au bassin DjR basée sur la classification de Heinz et al. (2003), le dépôt fluvioglaciaire est majoritairement constitué par les lithofaciès mélanges sablo-graveleux sans ou avec bimodalité (Gcm et Gcm,b).





Figure 15 : Triangle textural représentant les fractions en graviers (D > 2 mm), en sables (2 mm > D > 63 μm), et en fines (argiles et silts, D < 63 μm) et les domaines de variation granulométrique des lithofaciès fluvioglaciaires sous-jacents au bassin DjR.</p>

Au regard de cette analyse, il semble que le grain moyen et le classement soient deux paramètres descriptifs des distributions granulométriques suffisants pour effectuer la distinction entre les quatre lithofaciès-type, et notamment entre les deux lithofaciès de graviers sableux. Des analyses de variance ont été effectuées afin d'évaluer statistiquement la significativité des différences entre les lithofaciès majoritairement constitués de graviers vis-à-vis du grain moyen et du classement. En ce qui concerne le grain moyen, la différence entre le grain moyen des deux lithofaciès de graviers sableux est significative. La différence de distribution granulométrique entre ces deux lithofaciès entraîne une différence du classement également statistiquement significative. Le classement des graviers sans matrice est quant à lui significativement différent des deux types de graviers sableux.

Notons bien que la seule analyse granulométrique ne rend pas compte des stratifications internes aux lithofaciès. Ces stratifications peuvent avoir un effet significatif sur l'anisotropie des propriétés hydrodynamiques. L'analyse granulométrique est simplement un moyen de comparaison des lithofaciès lorsque la structure sédimentaire n'est pas visible.

Quatre unités principales ont été décrites au niveau de la paroi d'excavation. Ces unités sont appelées unités 1, 2, 3 et 4, de la base vers le haut de la paroi d'excavation, correspondant à la surface du bassin (Figure 16).



Figure 16 : Interprétation de la paroi d'excavation de la zone A aux échelles du lithofaciès et de l'élément architectural.

**L'unité 1** est présente dans la partie nord de la paroi d'excavation. Elle se compose principalement de lithofaciès Gcm et Gcm,b, dans lesquels de fines couches de graviers sans matrice sont insérées. Ces couches pendent légèrement vers le nord.

**L'unité 2** se compose d'une alternance de lithofaciès Gcm,b et de lithofaciès Gcg,o. Les couches de Gcg,o ont une épaisseur moyenne de 5 cm. Ces couches sont inclinées vers le sud. Cette unité correspond donc à un changement de pendage des lithofaciès de graviers sans matrice.

L'unité 3 se compose d'un épais lithofaciès S-x (1 m à sa base) dans la partie inférieure et de lithofaciès Gcm ou Gcm,b avec des lithofaciès Gcg,o intercalés dans la partie supérieure. Le pendage des lithofaciès Gcg,o vers le Nord dans la partie supérieure de cette unité confirme l'hypothèse d'une phase de dépôt identique à celle du sable.

**L'unité 4**, située juste sous la surface du bassin, a une épaisseur d'environ 25 à 30 centimètres. Cette unité semble avoir été déposée dans un système à régime d'écoulement élevé, compte tenu de la distribution granulométrique étalée du lithofaciès Gcm. Cette unité est perturbée par les racines de la végétation présente en surface du bassin d'infiltration. Notons la présence d'un horizon noirâtre à la base de cette unité, correspondant au lithofaciès Gcm dénommé "couche sombre".

L'ensemble composé de la couche de sédiments urbains avec cette unité 4 de 25 à 30 cm d'épaisseur pourrait constituer l'anthroposol.

#### 4 Interprétation géophysique par radar géologique (GPR)

Le radar géologique (GPR) est particulièrement bien adapté à la caractérisation de matériaux peu conducteurs composés très majoritairement de sables et/ou graviers (Bristow et Jol, 2003). Ainsi, de nombreuses études caractérisant des dépôts sédimentaires quaternaires par radar géologique ont montré la capacité de la méthode à définir des modèles tridimensionnels (Huggenberger et al., 1994; Asprion and Aigner, 1999; Heinz and Aigner, 2003b; Lunt et al., 2004; Kostic et al., 2005; Huggenberger and Regli, 2006).

Dans notre cas, l'approche géophysique, en particulier la méthode GPR, nous permettra de généraliser les résultats obtenus sur le front d'une tranchée dans les trois directions de l'espace.

#### 1 Matériel et méthodes

L'étude se porte en arrière de la tranchée réalisée (Figure 17 a/). Le fait que ce site d'étude ait déjà fait l'objet d'une excavation (voir partie précédente) présente un double avantage pour nos travaux. En effet on connaît déjà (i) la structure en deux dimensions du sous-sol au niveau du front de la tranchée ainsi que (ii) les caractéristiques lithologiques associées aux structures. L'étude de cette tranchée va pouvoir être confrontée aux données obtenues par radar géologique, afin d'identifier plus facilement et de façon plus certaine les structures. Deux types de grilles ont été mises en place, une grille à mailles « larges » (2\*2 m, soit 6 profils d'orientation NS et de 16 profils EO) et une grille à « mailles fines » (1\*1 m, soit 11 profils d'orientation NS et de 32 profils EO) (Figure 17 b/ et c/).



# Figure 17 : a/ position de la tranchée et de la zone investiguée ; b/ grille d'acquisition fines (1\*1m) ; c/ grille d'acquisition large (2\*2m).

La technique du radar géologique permet d'obtenir une image de la sub-surface à haute résolution. Une impulsion électro-magnétique est envoyée dans le sous-sol, via une antenne émettrice, à une fréquence déterminée. Cette impulsion se propage en s'atténuant dans les matériaux (ou les sols) et, à chaque interface entre des milieux différents, une partie de son énergie est réfléchie vers la surface ; les échos successifs sont enregistrés en fonction du temps par l'antenne de réflexion. La juxtaposition des signaux temporels enregistrés lors du déplacement de l'antenne radar permet d'obtenir une coupe-temps, ou radargramme qui donne des informations géométriques sur la structure auscultée.

Les mesures ont été effectuées avec un système d'acquisition GSSI SIR 3000 associé avec une antenne blindée de fréquence centrale 400 MHz pour les investigations sur la grille à mailles fines. Les investigations sur la grille à mailles larges ont été réalisées avec une antenne blindée de fréquence centrale 200 MHz, et également une antenne non blindée de fréquence centrale 100 MHz.

Pour plus de détails concernant le choix des antennes, la profondeur d'investigation, la résolution, le traitement des profils radar, le calibrage des signaux, les éléments d'interprétation, ainsi que la construction des blocs 3D le lecteur se rapportera à **l'Annexe 4**.

#### 2 Résultats et discussion

#### 1 Etude des formes de dépôts et lithofaciès associés aux unités de la tranchée

L'étude des profils radars effectués avec l'antenne 100 MHz nous a permis d'identifier les grandes unités composant les premiers mètres du sous-sol de notre parcelle, puis de modéliser ces structures pour obtenir un bloc en 3 dimensions. La résolution des antennes de 200 MHz et 400 MHz étant plus fines, les profils en résultant offrent la possibilité de visualiser des petits réflecteurs au sein des structures plus en détail. Nous avons choisi d'étudier les réflecteurs internes sur des profils offrant la meilleure résolution, c'est-à-dire ceux réalisés avec l'antenne 400 MHz. En se basant sur les lithofaciès observés sur le front de taille de la tranchée il est alors possible d'associer les réflecteurs internes aux lithofaciès (Figure 18).



# Figure 18 : a/ et b/ Comparaison des lithofaciès observés sur le front de taille de la tranchée avec les unités décrites, c/ Identification des différentes unités et des réflecteurs internes sur un profil en long Sud-Nord (x=2 m) à l'antenne 400 MHz.

L'unité 1 se caractérise sur le profil en long par des réflecteurs radars relativement continus, parallèles entre eux, avec un pendage qui augmente du sud vers le nord. Le pendage maximal est atteint au nord du profil et reste relativement faible. Sur le profil en travers, on observe des réflecteurs subhorizontaux, plutôt courts et parallèles entre eux. Les données de sédimentologie recueillis font état d'une alternance entre graviers sans matrice Gcg,o et graviers sableux bimodaux Gcm,b. L'association de ces deux lithofaciès est souvent rencontrée dans les dépôts fluvioglaciaires, on parle alors de lithofaciès Gcg,a. Les réflecteurs internes ainsi que les données lithologiques nous permettent donc de penser que cette unité correspond à une migration de barre unitaire.

L'unité 2, que ce soit sur les profils en long ou en travers, est caractérisée par la présence de deux gros réflecteurs de part et d'autre de la structure. Au sein même de l'unité 2, sur le profil en long on peut distinguer des réflecteurs de faible amplitude, parallèles entre eux et légèrement inclinés vers le

sud dans la partie haute de l'unité. Sur le profil en travers, deux réflecteurs parallèles de plus forte amplitude apparaissent, correspondant certainement à un contraste granulométrique plus important au sein même de l'unité 2. Sur le terrain, le front de la tranchée a permis de mettre en évidence qu'il s'agit d'une lentille de sable. Le lithofaciès associé est de type S-x. Les réflecteurs internes visibles sur le profil en long correspondent à la stratification interne du sable (oblique inclinée vers le sud sur la partie haute de la lentille).

L'unité 3 présente des réflecteurs très caractéristiques sur le profil en long. En effet, on y observe de nombreux réflecteurs courts et incurvés que l'on peut qualifier de forme en auge. Ils se recoupent parfois entre eux. Ce type de réflecteurs est associé à des remplissages de structures d'érosion ou de paléochenaux. Le profil transversal présente des réflecteurs continus, parallèles entre eux et inclinés vers l'ouest. Cela est cohérent avec le fait que l'on observe des structures en auge dans le sens nord-sud, qui serait l'axe central du paléochenal, avec un sens d'écoulement de l'eau de l'est vers l'ouest. D'après les données lithologiques de Goutaland (2008), cette zone présenterait une fraction élevée de graviers, avec également du sable (Gcg,o à Gcm,b).

L'unité 4, représentant les 50 premiers centimètres du sol, présentent des réflecteurs continus et subhorizontaux, que ce soit sur le profil en long ou en travers. Elle est composée d'une couche de sédiments en surface, avec un lithofaciès Gcm,b en dessous. Du fait de la proximité avec la surface, la teneur en particules fines du Gcm est plus élevée, ce qui explique le fait d'avoir quelques longs réflecteurs d'amplitude assez forte. Ce lithofaciès a été nommé « couche noire ». Cette unité est perturbée par les racines des plantes situées à la surface du bassin d'infiltration.

L'unité 5 est caractérisée sur le profil en long par de nombreux réflecteurs d'assez forte amplitude, parallèles entre eux avec une inclinaison d'environ 30° nord. Sur le profil en travers, on observe seulement de longs réflecteurs continus et parallèles entre eux. Ces forts contrastes sont une nouvelle fois certainement dûs à des alternances de lithologie. Il s'agirait une nouvelle fois d'une alternance Gcg,o/Gcm,b. Les réflecteurs observés seraient liés à la présence de Gcg,o. Ce type de réflecteurs subparallèles et inclinés, ainsi que la lithologie de la structure, sont le signe d'une structure progradante telle qu'une migration de dune.

**L'unité 6** présente également quelques réflecteurs internes de forte amplitude, dont l'orientation générale est plutôt plane. Les données de sédimentologie nous indiquent qu'il s'agit une nouvelle fois d'une alternance Gcg,o/Gcm,b. Il est difficile de décrire la forme de dépôt à l'origine de cette unité.

Les unités 7 et 8 sont de plus petites envergures et insérées entre les unités décrites précédemment. Elles ne présentent pas de réflecteurs types permettant d'y associer une forme de dépôt ou une lithologie particulière. Il s'agit du faciès Gcm, Gcm,b, c'est-à-dire une association de graviers sables et galets très peu granoclassés. C'est le lithofaciès le plus commun dans les dépôts fluvioglaciaires.

#### 2 Bloc 3D des lithofaciès rencontrés sur les cinq premiers mètres

Dans le but de simplifier la structure en unités, un bloc 3D est créé avec les lithofaciès rencontrés. Le Tableau 5 synthétise les lithofaciès associés aux unités.

Unités	Lithofaciès		
1, 3, 4, 5, 6	Association de graviers sableux bimodaux et de graviers sans matrice <b>Gcg,o/Gcm,b</b>		
2	Sables <b>S-x</b>		
7, 8	Graviers sableux et graviers sableux bimodaux Gcm/Gcm,b		

#### Tableau 5 : Les principaux lithofaciès associés aux unités.

La Figure 19 montre le résultat de la modélisation avec le logiciel Rockworks 15 (Rockware, 2010) pour chaque lithofaciès modélisé.



Figure 19 : Représentation en 3D de chaque lithofaciès (sédiments :vert ; S-x : jaune ; Gcg,o/Gcm,b : orange ; Gcm/Gcm,b : marron).

La couche de sédiments urbains représente une couche comprise entre 5 et 20 cm à la surface du sol. Le volume de cette couche de sédiments est évalué à environ 80 m<sup>3</sup>. Elle suit la topographie plane du fond du bassin. Le lithofaciès S-x se retrouve à plusieurs endroits dans notre modèle, dispersé sous forme de lentilles. On retrouve l'unité 2 décrite précédemment ainsi que des lentilles dispersées plus en profondeur. Le volume du lithofaciès S-x est d'environ 225 m<sup>3</sup>. Le lithofaciès Gcg,o/Gcm,b se situe dans les cinq premiers mètres du modèle, du fait de l'hypothèse que nous avons posée concernant le lithofaciès majoritaire, à savoir le Gcm/Gcm,b. Le volume de ce lithofaciès est d'environ 760 m<sup>3</sup>. Par la suite, on pourra émettre l'hypothèse que ce lithofaciès est identique au lithofaciès Gcm/Gcm,b, sachant que les zones de graviers sans matrice Gcg,o sont peu nombreuses, de petites tailles et non interconnectées entre elles. Ces hétérogénéités auront donc peu d'influence sur les écoulements. Le lithofaciès Gcm/Gcm,b est le lithofaciès majoritaire, avec un volume estimé à 2340 m<sup>3</sup>.

L'étude des profils obtenus par GPR (400 Mhz) permet de décrire les formes de dépôts et la mise en place de ces structures. La confrontation avec les données sédimentologiques acquises sur le front de la tranchée permettent de reconstituer la géométrie des cinq premiers mètres du sol en termes de lithofaciès. La structure de la zone non saturée au sein de notre parcelle d'étude étant maintenant connue, il est possible d'utiliser ces informations pour mieux comprendre les mécanismes d'écoulement lors d'une expérience d'infiltration forcée (partie C). De plus il est important de noter que l'unité 4 correspondant à la couche de sédiments de surface et du lithofaciès sous-jacent (Gcm) est assez uniforme sur 50 cm de profondeur sur toute la surface de la parcelle (Figure 20). **Il semble que cette couche que nous avons qualifiée d'anthroposol dans l'interprétation sédimentaire se prolonge dans les trois directions de l'espace.** 



Figure 20 : Résultat concernant l'unité 4 (sédiments urbains et Gcm) de l'interpolation des profils GPR (400 Mhz) de la parcelle.

#### 3 Etude du bassin par GPR

La création d'un modèle de répartition en 3D des lithofaciès dans un dépôt fluvioglaciaire est donc possible. En faisant les simplifications nécessaires un modèle en 3D de répartition des lithofaciès a été créé sur l'ensemble du bassin Django Reinhardt. Une démarche identique a été utilisée pour étudier le bassin d'infiltration DjR dans sa totalité. Deux types d'antennes radar ont été utilisés : 100 MHz (41 profils) et 200 MHz (56 profils), dans le but d'investiguer la zone non saturée jusqu'à la nappe (soit environ 12 m de profondeur). La création du bloc 3D (Figure 21) montre que la représentation dans l'espace des différents lithofaciès rend compte de la relative continuité des hétérogénéités dans l'espace.



Figure 21 : Représentation pseudo-3D spatiale des lithofaciès à partir des profils GPR (200 Mhz) traités et interprétés. En vert : lithofaciès Gcm (anthroposol) ; en orange :Gcm,b ; en rouge : Gcm,b/Gcg,o ; en jaune S-x ; en bleu : Gcm,b/Gcg,o ou Gcm,b/S-x avec un fort pendage d'environ 20°.

Le faciès Gcm, représenté par la couleur verte, est relativement plan, et est présent sur la surface (premiers 50 cm du bassin), il s'agit de l'unité 4 (sédiments urbains et Gcm) ce qui laisse supposer que **l'anthroposol peut être détecté sur la totalité du bassin**. Le faciès de couleur jaune est associé à des lentilles de sable (S-x). Des paléochenaux associés au sable peuvent être observés. D'une manière générale, le matériau majoritaire est le Gcm,b. Cependant, des propagations d'alternance de graviers sans matrice et de graviers sableux bimodaux ne peuvent pas être négligées (en rouge et bleu). L'interprétation tridimensionnelle a permis de mettre en évidence des éléments architecturaux comme des structures de remplissage (remplissage de chenal ou de creux d'érosion) correspondant aux macroformes de dépôt décrites sur des systèmes de rivière en tresse à charge de fond grossière mais également des migrations de dunes de graviers.

Les profils obtenus avec l'antenne de 100 MHz sont en cours de traitement, dès à présent nous avons une information des structures sédimentaires jusqu'à la nappe. Ce travail fait l'objet d'une thèse qui a pour objectif la modélisation des écoulements sur l'ensemble de la zone non saturée soit une dizaine de m (Thèse de Artur Paiva Coutinho, soutenance prévue en 2015).

#### 5 Interprétation géochimique

- 1 Analyse des concentrations en ETM
- 1 Le fond géochimique

Le fond géochimique des sédiments fluvioglaciaires a été mesuré sur des échantillons non pollués situés à proximité du bassin d'infiltration (Février, 2001). Le prélèvement a été réalisé à la pelle mécanique sur une profondeur maximale de 50 cm. La technique d'échantillonnage diffère de celle

utilisée pour la tranchée du bassin d'infiltration Django Reinhardt : elle n'a pas été réalisée sur chaque lithofaciès mais sur un échantillon composite (Tableau 6). Les concentrations en ETM ont été déterminées sur la fraction inférieure à 1 mm. Afin de ramener ces concentrations au volume de sol total nous avons pondéré ces valeurs par le pourcentage de particules supérieures à 1 mm. De plus, cette pondération nous permettra par la suite de comparer ces valeurs avec celles trouvées dans les échantillons provenant du bassin d'infiltration étudié.

Elément	Teneur (mg/kg sol sec)	Teneur pondérée (mg/kg sol sec)
Cadmium	< 0,5	< 0,1
Cuivre	8	2
Plomb	6	1
Zinc	46	11

Tableau 6	2	Teneur	du	fond	géochimique	en	ETM.
-----------	---	--------	----	------	-------------	----	------

#### 2 Analyses des sédiments de surface

Chacune des 9 sections a été échantillonnée et analysée, le Tableau 7 indique les concentrations de 3 ETM. La comparaison de ces résultats avec le Tableau 2 montre que nous obtenons les mêmes ordres de grandeur en concentration d'ETM. Les sédiments de surface présentent donc des concentrations très élevées en ETM, en particulier en Zn.

Tableau 7 : Concentration moyenne en ETM des sédiments (9 échantillons).

Pb (mg/kg de MS)	Cu (mg/kg de MS)	Zn (mg/kg de MS)
113,9 ± 29,3	168,6 ± 47,9	2440,6 ± 851,5

#### 3 Analyses des échantillons dans le dépôt fluvioglaciaire

L'analyse des concentrations en ETM met en évidence un fonctionnement particulier pour les trois lithofaciès suivants : la couche sombre d'une épaisseur moyenne de 25 cm (Gcm), le sable (S-x) et les graviers avec et sans matrice sableuse (Gcm,b et Cgc,o). En outre, les trois ETM étudiés (Pb, Cu et Zn) semblent avoir un comportement similaire (Figure 22).



Figure 22 : Moyennes et écart-types des concentrations en ETM (mg/kg de MS) par sections, en fonction de la profondeur (m).

#### La couche sombre (Gcm)

On remarque un premier pic de concentrations en ETM entre 20 et 40 cm (Figure 22) au niveau de la couche sombre. Ces concentrations dépassent les valeurs du fond géochimique (Tableau 8).

# Tableau 8 : Concentrations en ETM au niveau de la couche sombre comparées aux valeurs du fond géochimique (en gras).

Pb (mg/kg de MS)	Cu (mg/kg de MS)	Zn (mg/kg de MS)
7,9 ± 5,3 / <b>1</b>	5,6 ± 3,2 / <b>2</b>	60,0 ± 48,6 / <b>11</b>

#### La lentille de sable (Sx)

On peut également observer une augmentation des concentrations en ETM entre 1,4 m et 2 m au niveau de la couche de sable (Figure 22), concentrations qui sont supérieures à celles du fond géochimique (Tableau 9).

# Tableau 9 : Concentrations en ETM au niveau de la lentille de sable comparées aux valeurs du fond géochimique (en gras).

Pb (mg/kg de MS)	Cu (mg/kg de MS)	Zn (mg/kg de MS)
3,2 ± 1,0 / <b>1</b>	3,8 ± 1,4 / <b>2</b>	24,1 ± 5,2 / <b>11</b>

#### Les graviers (GCm,b et Cgc,o)

En revanche, les graviers ne semblent pas avoir été fortement contaminés par les ETM. Les concentrations mises en évidence oscillent autour des valeurs du fond géochimique (Tableau 10), excepté pour les graviers proches de la surface, situés entre 0 et 20 cm de profondeur.

Tableau 10 : Concentrations en ETM dans les graviers comparées aux valeurs du fond<br/>géochimique (en gras).

Pb (mg/kg de MS)	Cu (mg/kg de MS)	Zn (mg/kg de MS)
1,1 ± 1,0 / <b>1</b>	1,3 ± 1,5 / <b>2</b>	11,4 ± 13,6 / <b>11</b>

Il est à noter que l'on trouve au niveau de la couche sombre et du sable non seulement de fortes concentrations en polluants métalliques mais également des teneurs importantes en éléments fins de type limons. Aussi peut-on penser que les polluants sont en partie liés aux particules fines. Toutefois, une régression linéaire entre ETM et particules inférieures à 105 µm indiquent une corrélation moyenne (Pb : R<sup>2</sup>= 0,65, Zn : R<sup>2</sup>=0,56 et Cu : R<sup>2</sup>=0,48). Le Pb est l'ETM le plus corrélé aux fines. Ce résultat est en accord avec les connaissances sur ce métal ; il est majoritairement transporté sous forme particulaire (Le Coustumer *et al.*, 2008). Les corrélations entre particules fines et ETM avaient déjà été observées (Baize et Tercé, 1997 ; Winiarski *et al*, 2004). Ces résultats conduisent à penser qu'une partie des métaux est transportée en profondeur sous forme particulaire. Cependant, ces corrélations étant relativement faibles, il existe probablement d'autres mécanismes de transport des ETM : transport à l'état dissous, transport sous forme agrégée à la matière minérale et organique.

#### 2 Analyse des teneurs en Matière Organique (MO)

#### Sédiments de surface

Les sédiments de surface, en raison de leurs importantes teneurs en MO, ont été traités à part car ils présentent des teneurs en Matière Organique qui peuvent être 50 fois supérieures à celles des échantillons du Gcm qui se situe en dessous. Dans tous les échantillons cette quantité varie entre 7 et 15% (Figure 23).



#### Figure 23 : Quantité de MO en pourcentage dans les échantillons sédiments prélevés.

#### Analyses des échantillons dans le dépôt fluvioglaciaire

La teneur en MO fluctue en fonction de la profondeur (Figure 24). Cette analyse révèle l'existence de trois lithofaciès ayant un comportement particulier. La couche sombre (Gcm) où toutes les sections considérées présentent des teneurs en MO relativement élevées à 25 cm en dessous de la surface. Cette MO représente en moyenne  $0.5 \pm 0.4\%$  du volume total de l'échantillon. Pour ce qui concerne la lentille de sable (Sx) : les sections S1, S2, S3 et S4 montrent des variations similaires : la teneur en MO augmente entre 1,50 m et 2 m de profondeur au niveau de la lentille de sable. La teneur en MO est quasiment nulle dans les graviers.



Figure 24 : Moyennes et écart types des teneurs en MO des 9 sections de la tranchée.

D'une manière générale on observe des pics de teneur en MO, qui provient de la surface notamment dans l'horizon sous-jacent à la couche de sédiments urbains (unité 4, couche sombre), ce qui semble confirmer que ce niveau est une composante du sol. De plus en profondeur, et dans la couche de sable en particulier, on retrouve des concentrations en MO significativement plus importantes que dans les autres lithofaciès. Ce phénomène semble indiquer l'existence de chemins préférentiels.

En outre, les courbes de teneur en MO présentent des caractéristiques similaires à celles représentant les concentrations en ETM et les concentrations en limons : elles fluctuent en fonction de la profondeur, avec des pics d'amplitude élevée au niveau de la couche sombre et au niveau de la lentille de sable. Bien que les corrélations entre MO et ETM soient faibles on peut penser qu'une partie des ETM est transportée sous forme particulaire, liée à de la MO. Des analyses en ACP confirment les résultats obtenues (voir **Annexe 5**).

### A.V. CONCLUSION

D'un point de vue pédologique, la nature, les dynamiques de mise en place et d'exportations des matériaux conduisent à une difficulté sur la définition même de l'objet étudié. Il y a clairement des «traits pédologiques » qui amènent à considérer l'objet comme un sol. Concernant la mise en place d'un sol anthropique nous pouvons dire que l'ensemble des sédiments urbains (horizon de surface d'épaisseur moyenne de 13 cm, noté JsZtr/AZtr selon le Référentiel Pédologique) est en lien avec la couche Gcm (horizon couche sombre d'épaisseur moyenne 25 cm noté IIC selon le RP) par la présence de concentrations en matière organique conséquentes et la présence de racines (Figure 25). Nous pouvons donc considérer que **cet ensemble de deux horizons** organiques, riche en azote et phosphore, agrégés, **constitue le sol du bassin d'infiltration**. L'interprétation géochimique confirme cet aspect. De plus, l'apport de la géophysique montre que cet ensemble est observé sur l'ensemble du bassin



Figure 25 : Schéma conceptuel du profil de sol étudié.

Les résultats montrent plusieurs phénomènes : i) une pollution importante des sédiments de surface par les métaux lourds, les HAP et les PCB, ii) des concentrations en ETM et MO relativement importantes au niveau de la lentille de sable (entre 1 m et 2 m de profondeur), iii) des concentrations en ETM et MO faibles dans les graviers. Ainsi, l'accumulation des sédiments d'origine anthropique en surface du bassin a un effet sur le sous-sol, il y a donc anthropisation du filtre. Cette anthropisation n'est pas uniforme sur la profondeur, elle est notamment influencée par la structure et la texture du sous-sol. Il convient donc d'étudier plus précisément l'architecture et les lithofaciès qui composent le dépôt fluvio-glaciaire.

A l'échelle d'un bassin versant (plusieurs dizaines de km<sup>2</sup>), les alluvions fluvioglaciaires présentent des propriétés hydrauliques qui conviennent aux pratiques d'infiltration. À l'échelle des ouvrages d'infiltration (quelques dizaines de m<sup>2</sup> à 1 ha) les hétérogénéités de lithofaciès, que nous avons caractérisée par GPR en 3D, jouent un rôle sur la fonction de filtration des percolats. En effet, l'étude de la tranchée montre des différences notables de rétention en fonction des lithofaciès, la lentille de sable S-x montre une concentration en MO et ETM statistiquement plus importante que dans les autres lithofaciès. En fait, bien que l'anthroposol défini plus haut soit un bon piège, nous constatons qu'une quantité non négligeable de polluants peut être mesurée à des profondeurs de l'ordre de 2 m en fonction du lithofaciès étudié ! La structure et la texture du matériau sous-jacent peut donc avoir un

effet non négligeable sur le transfert des polluants dans la zone non saturée. À échelle d'un bassin d'infiltration, il est donc indispensable de bien connaitre les caractéristiques des hétérogénéités ainsi que leur position dans l'espace et nous avons montré que le GPR est un excellent outil pour en obtenir une bonne représentation 3D.

Dans cette partie nous nous sommes intéressés exclusivement au bassin d'infiltration DjR. Si nous considérons que la grande majorité du dépôt fluvioglaciaire de l'Est Lyonnais est sensiblement identique, le principal facteur qui peut influencer la qualité de l'anthroposol est donc sa couche de sédiments de surface. Elle peut avoir des qualités différentes en fonction des activités humaines sur le bassin versant associé. Il est donc nécessaire d'élargir notre échantillonnage à une population significative de sédiments de bassins d'infiltration.

# PARTIE B GENERALISATION SUR UN ENSEMBLE DE BASSINS

Les résultats présentés dans cette partie sont essentiellement issus de travaux provenant du LEHNA-IPE (ex L.S.E.) et du CARRTEL.

### **B.I.** INTRODUCTION

Les résultats de la partie précédente montrent que l'horizon de surface composé de sédiments urbains<sup>2</sup> est le facteur essentiel de la mise en place d'un anthroposol dans un bassin d'infiltration. C'est une source de MO qui migre en direction du sous-sol. Mais c'est aussi une source de pollution (en ETM, HAP, PCB, pesticides, ...) pouvant migrer principalement sur quelques dizaines de centimètres et parfois pouvant atteindre plusieurs mètres de profondeur en lien avec les hétérogénéités de la formation en place. Devant la difficulté d'obtenir d'autres tranchées ou fosses pédologiques qui nécessitent des engins et des autorisations impossibles à obtenir, nous avons fait l'hypothèse que le dépôt fluvioglaciaire est identique sur tout l'Est Lyonnais ; nous nous sommes focalisé essentiellement sur l'horizon de surface plus facile d'accès. Cet horizon influence fortement la qualité des matériaux sous-jacents. La qualité des sédiments urbains est-elle en lien avec les activités anthropiques mises en place sur les bassins versants urbains ? Quelle est la variabilité de la qualité de ces horizons de surface ? La nature des activités humaines du BVU a-t-elle une influence sur la fonction support de vie ? Quels types de végétations peut-on rencontrer ? Ce type de sol peut-il être un lieu de vie pour les vers de terre et qu'elle peut être leurs rôles ?

De plus, il y a nécessité de confirmer les résultats de la partie précédente et afin de généraliser l'approche modélisation de la partie C, il est nécessaire de faire une étude sur plusieurs sites. Nous avons fait l'hypothèse que le dépôt fluvioglaciaire présent sur l'Est Lyonnais est un compartiment invariant en termes de qualité, de texture et de structure.

Nous avons ainsi étudié 18 bassins d'infiltration en fonction :

- de leurs paramètres invariants,
- des caractéristiques géochimiques et pédologiques de leurs sédiments,
- de leur fonction support des végétaux,
- de la présence des lombrics.

#### **1** Origine et généralités sur la qualité des sédiments urbains

Les particules déposées sur les surfaces urbaines, appelées « poussières de route », ont une multitude de sources : elles peuvent notamment provenir des ouvrages, des routes, des véhicules, des dispositifs de chauffage, d'émissions industrielles mais aussi de la fragmentation de déchets végétaux ou d'ordures. Thorpe et Harrison (2008) distinguent deux types de pollution particulaire due au trafic, un premier issu de l'échappement et un deuxième non issu de l'échappement ; les deux contribueraient de façon égale aux masses émises de particules (Thorpe et Harrison, 2008).

Selon Legret (2005) et Thorpe et Harrison (2008) les différentes sources de polluants liés au trafic et à la maintenance des routes peuvent être liées aux gaz d'échappement, à l'usure des garnitures de freins, des pneus et du revêtement routier, aux sels de déneigement, à la corrosion des véhicules et des barrières de sécurité.

Pour quelques polluants, essentiellement des métaux lourds, les niveaux de contamination des poussières de route ainsi que ceux des eaux de ruissellement sont présentés dans le Tableau 11. (Eriksson et al., 2007) a établi une liste de paramètres prioritaires à suivre dans les eaux de pluie, parmi lesquels des paramètres globaux (matières en suspension : MES, pH, carbone organique dissous : COD, demande biologique en oxygène : DBO, N, P), des teneurs en métaux lourds (Zn, Cu, Cr(VI), Ni, Pb, Cd, Pt) et divers composés organiques (des hydrocarbures aromatiques polycycliques : HAPs, des herbicides, etc.).

<sup>&</sup>lt;sup>2</sup> Cette première couche composant l'anthroposol sera appelée indifféremment horizon de surface ou sédiments urbains.

	Source	Localisation étude	Paramètre / Unité	Gamme de valeurs
	(Brown and Peake, 2006)	Dunedin, Nouvelle	Pb /ppm	119-577
		Zélande	Cu ∕µg.g <sup>-1</sup>	50-464
Se			Zn ∕µg.g <sup>-1</sup>	241-1325
2			Σ16HAP /µg.g <sup>-1</sup>	1.20-11.6
des	(Jartun et al., 2008)	Bergen, Norvège	Pb /µg.g <sup>-1</sup>	9.675
ts			Cu /µg.g <sup>-1</sup>	16-6000
len			$Zn/\mu g.g^{-1}$	51-4670
din			Cd /µg.g <sup>-1</sup>	0.02-11
sé			Ni /µg.g <sup>-1</sup>	7-309
no			$Cr/\mu g.g^{-1}$	11-135
oris			Σ16HAP /µg.g <sup>-1</sup>	<0.2-80
déb	(Kim <i>et</i> al., 1998)	Taejon, Corée	Cu /µg.g <sup>-1</sup>	11-226
n			Pb /µg.g <sup>-1</sup>	55-161
Se			Zn /ug.g <sup>-1</sup>	67-495
ière	(Manno et al., 2006)	Gela, Italie	Cu /ug.g <sup>-1</sup>	20-450
nss	(Manie et al.) 2000)	ocia, italie	Ph /ug $g^{-1}$	10-180
Po			7n /ug g <sup>-1</sup>	75-500
			Ni /ug g <sup>-1</sup>	12-52
			$Cr / \mu g g^{-1}$	10-110
	(Göbel et al. 2007)	Rovue de differen-	Métaux Jourds	10-110
	(00001 21 01., 2007)	tos ótudos (airos		97-104
		do traffic doncos)	$\frac{Cu}{\mu g.r}$	11 525
		de traffic defises	$7 \text{ p}/\text{µg}^{-1}$	120 2000
			$211 / \mu g.1$	120-2000
			NI /µg.1	4-70
			$Cr/\mu g.I$	6-50
			Cd /µg.i	0.3-13.0
			Nutriments	
			$P_{tot} / mg.I$	0.23-0.34
			$NH_4$ / mg.I	0.5-2.3
			NO <sub>3</sub> / mg.I	0.0-16.0
			Parametres organiques	
Ħ			HAP / µg.1	0.24-17.10
ner		·	MOH / mg.l	0.51-6.50
len	(Tuccillo, 2006)	New Jersey, US	Métaux lourds	
sel			Cu /µg.l 1	3.0-65.0
uis			Pb / µg.l <sup>±</sup>	5.0-38.1
de			Zn / µg.l <sup>-</sup>	7.8-201.0
Ň			Cr /µg.l *	5.0-30.2
Ea			Nutriments	
			NO <sub>3</sub> <sup>-</sup> / mg.l <sup>-+</sup>	1.6-81.9
			Paramètres organiques	
			COT / mg.l <sup>-1</sup>	2.8-393.0
	(Kafi et al., 2008)	Région Parisienne,	Métaux lourds	
		France	Cu /µg.l <sup>-1</sup>	62-267
			Pb / µg.l <sup>-1</sup>	34-396
			Zn / μg.Γ <sup>1</sup>	602-2040
			Cd /µg.l <sup>-1</sup>	0.30-3.01
			Paramètres organiques	
			$COD / mg.l^{-1}$	281-737
			COT / mg.l <sup>-1</sup>	73-200
			COT / mg.l <sup>-1</sup> HAP / µg.l <sup>-1</sup>	73-200 1.0-5.2

# Tableau 11 : Quelques références des niveaux de contamination des poussières de rue et deseaux de ruissellement.

Lors d'évènements pluvieux, les « poussières de route » sont lessivées des surfaces imperméabilisées et entrainées dans le flux d'eau. Dans le cas où la technique alternative d'infiltration des eaux pluviales est pratiquée, les particules lessivées atteignent les bassins de rétention et d'infiltration et s'y déposent. Une fois déposées, elles interagissent avec le sol récepteur des bassins d'infiltration et en constituent la couche de surface.

L'étude texturale des sédiments issus de l'assainissement des eaux pluviales permet de dire que ce sont des matériaux fins (Lee et al.,1997b; Roger et al., 1998; Pétavy, 2007; Durand, 2003; Dechesne et al., 2004; Zanders, 2005; Larmet, 2007; Mermillod-Blondin et al., 2008). Pour la plupart, plus de 75 % de leur masse ou volume est inferieur à 100 mm. La texture des matériaux est un paramètre caractérisant les matériaux et leur origine. Dans le cas des bassins d'infiltration, la texture rend compte de la décantation des particules en fonction de leur taille, phénomène qui est associé au fonctionnement même des bassins. De plus, la texture peut expliquer le phénomène de colmatage parfois constaté : le dépôt de particules fines réduit les vitesses d'infiltration. Larmet (2007) et Pétavy (2007) ont montré qu'une fraction de ces matériaux est composée d'agrégats. Peu d'informations sur l'agrégation sont rapportées dans les études traitant des sédiments issus de

l'infiltration des eaux pluviales, elles sont pourtant descriptives de l'état physique des sédiments sur le terrain.

#### 2 Un gisement non négligeable

Pétavy et Ruban (2005) proposent une évaluation des gisements de sédiments provenant du ruissellement sur les surfaces imperméabilisées (bassins de retenue, fosses, produits de balayage ou de curage des avaloirs). Les estimations et les enquêtes laissent penser que les tonnages en jeu sont importants. Ruban (2005) propose une **estimation des gisements à hauteur de 5 415 000 tonnes provenant des bassins et 304 302 tonnes provenant des fosses**.

### **B.II.** PARAMETRES GEOENVIRONNEMENTAUX ET ACTIVITES ANTHROPIQUES

### 1 Introduction



### Figure 26 : Carte des formations superficielles simplifiée de l'Est Lyonnais et position des bassins d'infiltration retenus.

Parmi les bassins d'infiltration situés sur le même matériau alluvionnaire fluvioglaciaire (Figure 1), 19 ouvrages ont été sélectionnés en fonction de leurs existences (certains bassins n'existaient plus), de leur quantité de sédiments (certains bassins avaient été curés récemment), du niveau d'eau (certains bassins étaient en eau car colmatés) (Figure 26). L'objectif est d'obtenir une typologie en fonction du type d'activité du Bassin Versant Urbain (BVU) et de ces facteurs géo-environnementaux) pour ensuite étudier la qualité des sédiments de surface. Il s'agira alors de coupler les deux types de résultats afin d'obtenir une typologie des sédiments des bassins d'infiltration.

#### 2 **Provenance et contenu des données**

Après avoir répertorié les études sur les sédiments de bassins d'infiltration effectuées au laboratoire LEHNA-IPE et au sein de l'OTHU (Observatoire de Terrain en Hydrologie Urbaine), il s'agit de faire une synthèse avec le maximum d'informations sur les caractérisations géo-environnementales (facteurs qui peuvent être considérés comme invariants): type de et surface du bassin drainant, sa pente moyenne, la longueur des canalisations des eaux pluviales... Cette étude est basée sur :

- des données fournies par le Grand Lyon (2011): position et nom, type de bassin (rétention ou infiltration), nature du bassin (enterré ou ouvert), capacité volumique maximale du bassin, accessibilité, date de construction, exutoire du bassin, équipements présents, réseau des collecteurs (position, altitude du fil de l'eau, pente et longueur),
- des données fournies par le SAGE de l'Est Lyonnais (2009) : propriétaire, maître d'œuvre, équipements, type d'urbanisation et taille du bassin versant, risque lié à la nappe,
- des données fournies par L'European Environmental Agency (EEA) : Corine Land Cover (2006) (occupation biophysique des sols qui découpe le territoire à travers 44 classes et possède un seuil minimum de 25 hectares) et Soil Sealing (2006) (imperméabilité moyenne estimée avec une résolution de 100m par 100m,
- des données fournies par l'IGN : BD ALTI et BD Ortho.

#### 3 Résultats

D'une manière générale, la lecture des données montre que l'âge moyen des BI est de 18 ans, que l'écart type est de 8 ans et que la majorité des bassins ont plus de 10 ans. D'après le Tableau 12 les zones drainantes des BVU varient de 434 ha à 2 ha et les volumes d'infiltration potentiels d'environ 60 000 m<sup>3</sup> à 500 m<sup>3</sup>. On constate assez logiquement que la taille de la zone drainée, c'est-à-dire le BVU, est en corrélation avec le volume d'infiltration et la surface d'infiltration. Notons que 5 bassins de surface d'infiltration supérieure à 20 000 m<sup>3</sup> ont été étudiés. En couplant les surfaces des bassins versants avec Corine Land Cover (CLC), la typologie suivante a été obtenue : Zones industrielles et commerciales (ZIC), Tissu urbain discontinu (TUD), Terres arables hors périmètres d'irrigation (TAHPI), Systèmes culturaux et parcellaires complexes (SCPC), Réseaux routier et ferroviaire et espaces associés (RRF), Forêts de feuillus (FORET), Espaces verts urbains (EVU), Extraction de matériaux. Afin de simplifier ce classement certaines classes ont été regroupées sur des critères liés aux effets générés par l'activité humaine sur le bassin versant. : Zones industrielles et commerciales (ZIC), Tissu urbain discontinu (TUD) : TUD et RRF et Zones agricoles (ZA) : TAHPI, SCPC et EVU. A partir des données IGN la pente moyenne des différents BVU a été déterminée (Tableau 12). La pente moyenne du BVU du bassin Villardier est assez forte car il recueille des eaux issues de zones agricoles environnantes. De la même manière en recoupant les données concernant les collecteurs et le Modèle Numérique de Terrain de l'IGN, la longueur, la densité et la pente moyenne du réseau ont été estimées pour chaque BVU (Tableau 12). Il faut noter que 3 bassins d'infiltration n'ont pas de collecteur : Centre routier, IUT DOUA et Villardier.
		Ba	ssin Versan	t Urbain (BVL	(		Coll	ecteur	Bassin d'ir	filtration
	Surface	Impermébilisation	Surface ZIC	Surface TUD	Surface ZA	Pente moyenne	Longueur	pente	Volume	Surface
Code Bassin Intilitration	ha	%	ha	ha	ец	cm.m <sup>-1</sup>	ш	cm.m <sup>-1</sup>	m³	m²
Boulevard Urbain Est	2	65,8	0,1	néant	2,2	2,02	683	1,749	500	150
Centre routier	7	79,2	6,8	néant	néant	0,362	néant	néant	2616	436
Charbonnier	300	89,9	273	21,8	1,1	0,852	8178	0,945	62400	6240
Chemin de Feyzin	330	41,6	0,5	192,3	131,7	2,73	10500	2,247	50000	3470
D. Reinhardt	235	76,7	182,8	3,8	48,8	1,08	9155	0,494	68181	10000
Grange Blanche	434	37,8	néant	270,9	162,9	1,74	18202	1,901	15000	3310
IUT DOUA	15	53,2	14,8	0,5	néant	néant	néant	néant	4000	700
Le Carreau	65	59,4	néant	61,3	3,9	2,06	3105	1,162	2353	370
Leopha	165	68,2	120	28,9	12,9	0,794	6638	0,665	21230	2616
Minerve	193	42,1	111,4	4,1	77,3	2,14	7361	0,898	31000	4500
PAE Mi-plaine	163	79,7	149,9	1,5	11,5	1,07	6644	0,827	59649	7700
Parilly	150	28,4	122,5	1,4	25,9	6'0	7508	0,82	10000	2500
Pierre Blanche	77	13,5	néant	9,4	67,6	4,85	310	1,346	2590	1000
Triangle de Bron	34	79,9	16,4	17,4	néant	1,48	2454	1,251	1320	1100
Villardier	5	45,8	néant	4,4	0,4	2,79	néant	néant	2000	370
ZAC des Pivolles	37	81,3	27,3	7,9	1,3	0,461	2182	0,632	7962	1245
ZAC du Chêne	74	72,4	62,3	11,8	néant	1, 28	4072	1,599	10700	1860
ZAC Paul Claudel	16	68,1	néant	16,2	néant	1,83	1450	0,933	1181	375
ZAC Pesseliere	27	74,4	26,5	néant	0,2	62'0	1639	1,08	4000	600

Tableau 12 : Paramètres invariants et activités anthropiques.

Une ACP sur les données obtenues montre une corrélation significative entre les variables selon les axes F1 (45.6 %) et l'axe F2 (31.6 %) soit une représentativité du nuage de points de 77% selon ces deux axes (Figure 27). La projection des variables dans le cercle de corrélation (Figure 27a) montre que l'imperméabilisation est peu dépendante des surfaces et volumes des bassins d'infiltration, de la taille du BV et de la longueur des collecteurs, ce qui souligne un dimensionnement non adéquat des bassins d'infiltration. En revanche, les bassins versants résidentiels et agricoles sont faiblement imperméabilisés, les bassins versants industriels et commerciaux sont plus fortement imperméabilisés, ce qui est un résultat attendu. La projection des individus sur les axes F1F2, permet de distinguer trois groupes de bassins d'infiltration en fonction du type principal d'activité observé. Un groupe de bassins d'infiltration représentant des activités industrielles qui regroupe 5 des 8 bassins de ce type et un groupe représentant les activités agricoles qui regroupe 4 des 5 bassins de ce type. Enfin on distingue un groupe appelé mixte (bassins versants à activités résidentielles, industrielles et agricoles), où aucune activité n'est prédominante. Il n'est donc pas possible de distinguer par les paramètres invariants l'activité résidentielle. Les résultats de l'ACP ainsi que les variables utilisées toutes basées sur des paramètres invariants montrent que notre échantillonnage de bassins d'infiltration représente assez bien la variabilité des tailles des bassins versants, des ouvrages et des activités humaines qui s'y développent. Il est maintenant possible de connaitre le rôle de ces facteurs sur les paramètres de qualité physico-chimiques et biologiques.



Figure 27 : Analyses en Composantes Principales des données invariantes de 19 bassins d'infiltrations de l'Est Lyonnais. a) projection des variables sur les axes F1 et F2 ; b) tableaux des différents codes relatifs aux individus (bassins d'infiltration) et aux variables ; c) projection suivant les axes F1 et F2 des individus codés en bassins d'infiltration ; d) projection suivant les axes F1 et F2 des individus codés en fonction de l'activité humaine sur les bassins versants.

# **B.III.** ÉTUDE GEOCHIMIQUE ET PEDOLOGIQUE

#### 1 Les caractéristiques majeures

D'une manière générale, dans cette partie, les 19 bassins sont classés selon la typologie du SAGE (Tableau 13) :

- **5 bassins sont classés, comme agricoles**, Chemin de Feyzin est un bassin très riche en activité (vers de terre). Parilly est un bassin pauvre en sédiment,
- **5 bassins sont classés en catégorie résidentiel, parking et voirie**. Centre Routier n'est plus un parking de poids lourd depuis 2 ans,
- 9 bassins sont classés comme industriels, DjR est le bassin le plus vieux de l'étude et Charbonnier est le bassin le plus jeune. ZAC des Pivolles est pauvre en sédiments. IUT est situé sur le campus de Lyon 1.

#### Tableau 13 : Activités et code couleur du BVU des bassins étudiés d'après le SAGE de l'Est Lyonnais (2009).

Chemin de Feyzin	Agricole	Charbonnier	Industriel
Grange Blanche	Agricole	DjR	Industriel
¥		•	
Parilly	Aaricole	IUT DOUA	Industriel
	<b>J</b>		
Pierre Blanche	Agricole	Leopha	Industriel
	7.g	20001100	
Villardier	Agricole	Minerve	Industriel
v maraior	rightoolo		maaoanor
Centre routier	Parking	PAE Mi-plaine	Industriel
Contro Toddor	i unting		industrier
Triangle de Bron	Parking	ZAC des Pivolles	Industrial
i nangie de bion	i arking		industrier
	Résidentiel	ZAC du Châne	Industrial
Le Carreau	Residentier	ZAC du Chene	industrier
ZAC Paul Claudel	Pécidontial	ZAC Possolioro	Industrial
	Residentier		industrier
Poulovard Urbain Eat	Voirio		
Boulevaru Urbain Est	voirie		

#### 1 Colorimétrie

La Figure 28 illustre la diversité des échantillons de l'horizon de surface composé de sédiments urbains rencontrée.



Figure 28 : Nuance des couleurs naturelles des 19 échantillons prélevés dans l'horizon de sédiments urbains.

L'analyse colorimétrique sur les échantillons humides (**Annexe 6**) met en évidence le caractère très sombre de la plupart des horizons de surface étudiés (l\*< 25 ; Value Munsell < 2,5) dans un fond colorimétrique dépourvue de rouge (planche Munsell autour de 5 Y. On observe cependant l'existence de sédiments plus clairs et caractérisés par une teinte plus rouge, en particulier pour les sédiments issus du bassin de Parilly (planche Munsell 9,3 YR).

#### 2 Granulométrie

Les sédiments urbains sont pour la plupart caractérisés par une texture limono-sableuse avec une dispersion entre un groupe plus limoneux (autour de 6% de limons) assez caractéristique des sols de zone agricole et un pôle plus sableux (avec des teneurs en sable de l'ordre de 60%) (Figure 29). La teneur en argile est toujours relativement faible entre 5 et 15% mais croît avec la teneur en limon. Les fractions sableuses sont importantes et proviennent du lessivage des surface urbaines qui sont pour beaucoup très minérales et produisent des sables par érosion.



Figure 29 : Diagramme ternaire des sédiments urbains (horizon AZtr ou JsZtr) des bassins d'infiltration étudiés.



Figure 30 : Teneurs en matière organique des sédiments urbains (horizon AZtr ou JsZtr) des bassins d'infiltration étudiés.

La teneur en matière organique est élevée et s'avère extrêmement variable entre les bassins avec des valeurs variant de moins de 5% à plus de 25% (Figure 31), le C/N varie entre 11 et 30 (Figure 31). Ces deux variables ne semblent pas en lien avec la nature des bassins versants (agricole, industrielle, mixte).



Figure 31 : Rapport C/N des sédiments urbains (horizon AZtr ou JsZtr) des bassins d'infiltration étudiés.

#### 4 pH

Le pH est influencé par le caractère carbonaté des échantillons étudiés. Dans ces situations et comme l'équilibre calco-carbonique le prévoit, le pH eau se situe autour de 8.





La CEC des échantillons est toujours élevée avec des valeurs pour la plupart supérieures à 20 Cmol(+).kg-1. Cette CEC n'est clairement pas corrélée à la teneur en argile et on n'observe pas non plus de relations évidentes en première approximation entre CEC et concentration en matières organiques (Figure 32). Cependant, on peut noter que la dispersion est essentiellement liée à

l'existence de sédiments provenant de bassins versants industriels qui présentent des CEC plus faibles que leurs teneurs en MO pourraient laisser supposer.

#### 6 Phosphore

Les spéciations de P (Figure 33) et la détermination du POlsen (phosphore considéré comme échangeable ou extractible par les plantes) (Figure 34) mettent en évidence :

- des teneurs en P assez élevées et assez variables : de 1 à 6 g/kg,
- des teneurs en P dominées par des formes de P minéral (Pmin) ou de P de constitution impossible à extraire chimiquement (différence entre Ptot et Pmin). L'environnement carbonaté et les processus de rétrogradation apatitique peuvent largement expliquer ces résultats,
- des teneurs en POlsen très importantes situées entre 30 et 300 mg/kg, ce qui est agronomiquement considéré comme des valeurs élevées à très élevées.



Figure 33 : Spéciation du Phosphore sur les sédiments urbains (horizon AZtr ou JsZtr) des bassins d'infiltration étudiés.



Figure 34 : POlsen sur les sédiments urbains (horizon AZtr ou JsZtr) des bassins d'infiltration étudiés.

#### 7 Organisation structurale des sédiments urbains

L'analyse des structures sur lames minces (Figure 35) permet d'observer deux types de dynamique. D'une part des sols de surface présentant une très forte activité biologique (exemple Chemin de Feyzin). On observe alors une structure agrégée bien développée avec abondance de boulettes fécales. La bioturbation est ici intense et l'on observe une incorporation généralisée des matières organiques et le développement d'un véritable horizon A biomacrostructuré. Dans d'autres cas (exemple PAE mi-plaine), la structure est feuilletée. On constate la présence de dépôts successifs de matériaux sans mélange et de bioturbation. Dans un certain nombre de cas, une structure sédimentaire avec un tri granulométrique décroissant (particules de plus en plus fines vers le haut) est même observée.



Figure 35 : Analyse des structures sur lame mince.

On observe ainsi micro-morphologiquement une opposition entre des sédiments urbains bioturbés avec un horizon organo-minéral de surface actif (AZtr) et des sédiments urbains qui bien que riches en matières organiques présentent une structure sédimentaire conservée (JsZtr).

#### 8 Spectroscopie infra-rouge et typologie de la Matière Organique

La spectroscopie infra-rouge (méthode Diffuse Reflectance Infrared Fourier Transfom) est ici utilisée comme une méthode globale de caractérisation rapide des matières organiques. Il s'agit notamment d'observer les différences caractéristiques d'intensité des pics associés aux différents groupements fonctionnels afin de mettre en évidence soit des différences en termes d'évolution naturelle des matières organiques (degré de condensation par exemple), soit éventuellement des différences pouvant être liées à des matières organiques issues d'activités anthropiques.

Les spectres DRIFT sont acquis pour chaque échantillon. Nous calculons ensuite la surface de pics caractéristiques de matière organique non ou peu influencés par des interactions minérales (Tableau 14) (Senesi et al., 2003).

Tableau 14 : Surface de pics caractéristiques de MO pas ou peu influencés par des interactions
minérales.

IR bands (cm-1)	1080-1030	1470-1440	1600-1620	1725-1710	2980-2880
	C-O stretching of polysaccaride	N-H Stretchnig Of proteic amides	Aromatic C=C	C=O of COOH Aldehydes and Ketones	Aliphatic C- H stretching

Les spectres DRIFT caractéristiques de 3 échantillons sont donnés dans la Figure 36. A partir de la surface de ces pics, nous proposons d'utiliser les rapports suivants :

- Indice d'hydrophobicité (Ellerbock et al., 2005). Cet indice basé sur le rapport entre des groupes hydrophobes et des groupes hydrophiles (2980-2880/1725-1710) décroît dans les sols naturels avec le degré d'évolution des matières organiques (Egli et al., 2010),
- Indice de décomposition (Artz et al., 2006) basé sur le rapport entre la surface du pic de la bande associée carboxylates (1620-1600) sur celle des polysaccharides (1080-1030) qui croît avec le degré de décomposition des matières organiques.



Figure 36 : Exemple de spectres DRIFT caractéristiques de sédiments urbains (horizon AZtr ou JsZtr) des bassins d'infiltrations étudiés.

Les spectres sont marqués par la présence de matériaux carbonatés (pics à 2800-3000 cm<sup>-1</sup>; autour de 2500 cm<sup>-1</sup>; pic à 1800 cm<sup>-1</sup>...) et de matériaux silicatés (Al-OH vers 3800 cm<sup>-1</sup>; Si-O vers 1000 cm<sup>-1</sup>...). On constate également une abondance de matières organiques (aliphatiques vers 2800-3000, épaulement liés aux c=c aromatique des COO- vers 1700 cm-1). L'interprétation fine en termes de nature des matières organiques est cependant rendue délicate par l'abondance des pics liés à la fraction minérale et aux interactions entre bandes.

En dépit de cette limite on observe une relation statistiquement significative entre la surface du pic de C-H aliphatique (2980-2880 cm-1) et la teneur en matières organiques (Figure 37).



Figure 37 : Relation entre la surface du pic de C-H aliphatique (2980-2880 cm<sup>-1</sup>) et la teneur en matières organiques.



Figure 38 : Indice d'hydrophobicité et indice de décomposition DRIFT des matières organiques de sédiments urbains (horizon AZtr ou JsZtr) des bassins d'infiltrations étudiés.

Les indices d'hydrophobicité et de décomposition sont naturellement anti-corrélés (Figure 38). On constate un gradient entre un pôle de matières organiques présentant un assez fort degré d'évolution (rapport entre carboxylate/polysaccharide élevé, rapport hydrophobe/hydrophile faible) pour les bassins Charbonnier, Grange Blanche, Parilly essentiellement à bassin versant agricole et un pôle de matières organiques moins évolués et plus hydrophobes (Django Reinhardt ; PAE mi plaine ; Centre routier..) plus industriels et marquée par la présence de composés de type hydrocarbures polyaromatiques.

#### 2 Les polluants rencontrés

#### 1 Teneurs en métaux lourds

La concentration en métaux lourds dans les bassins est très élevée par rapport à des critères de qualité des sols (Saulais, 2011). Nous confirmons que le métal le plus concentré est le Zn quel que soit le site (Figure 39). En milieu urbain, le zinc est utilisé pour la couverture des bâtiments, les gouttières et les descentes d'eaux pluviales. Le Zn est considéré comme facilement soluble par rapport aux autres métaux lourds dans les sols. Le cuivre est très fortement concentré sur les sites : pour 10 sites, la concentration dépasse la limite de 150 mg/kg (seuil européen pour la qualité des sols). Le cuivre est en général fortement associé à la matière organique (voir paragraphe sur la mobilité et lixiviation des métaux). Dans notre cas, la corrélation n'est statistiquement pas significative entre le pourcentage de MO et le Cuivre (test de Pearson, p=0,3). ). Les concentrations sont relativement homogènes entre les sites quel que soit le type de bassin versant.



Figure 39 : Distribution des teneurs en métaux dans les 19 sites de prélèvement.

#### 2 Teneurs en HAP

Les concentrations en HAP sont données dans le Tableau 15. Le Naphtalene, Phenanthrene, Fluoranthene, Pyrene, Benz[a]anthracene, Benzo[b]fluoranthene sont présents dans tous les bassins. Les concentrations de Fluoranthene et Pyrene sont les plus élevées. On peut noter des concentrations très élevées de HAP dans le centre routier qui est un bassin qui draine une zone de parking de camions. On peut également noter la très faible présence de HAP dans le bassin de Minerve qui draine un bassin versant hébergeant des activités tertiaires. La prédominance des HAP phénanthrène, fluoranthène, lourds (4 à 6 cycles: benzo(a)anthracène, crysène, benzo(b)fluoranthène, benzo(a)pyrène, indénol(1, 2, 3)pyrène, dibenzo(ah)anthracène, benzo(ghi) pérylène) par rapport aux HAP légérs à 2 à 3 cycles (fluorène, phénanthrène, anthracène) indique une origine plutôt pyrolitique des HAP. De même, le ratio Anthracène/(Anthracène+Phénanthrène) supérieur à 0,1 confirme l'origine pyrolitique des HAP (Yunker et al, 2002).

		HAP léger	HAP lourds	Somme des HAP	Anth/(Anth+Phe)
Chemin de Feyzin	Agricole	34,5	365,6	401,5	0,0
Grange Blanche	Agricole	54,2	487,0	542,5	0,0
Parilly	Agricole	27,0	144,8	173,1	0,0
Pierre Blanche	Agricole	37,9	327,4	373,3	0,0
Villardier	Agricole	16,0	57,8	75,0	0,0
Charbonnier	Industriel	270,0	5494,7	5835,4	0,3
D. Reinhardt	Industriel	91,8	920,1	1013,0	0,3
IUT DOUA	Industriel	655,5	2947,8	3710,8	0,2
Leopha	Industriel	163,0	1205,8	1410,0	0,2
Minerve	Industriel	0,0	39,1	39,5	0,0
PAE Mi-plaine	Industriel	62,7	514,9	578,7	0,2
ZAC des Pivolles	Industriel	12,5	185,9	199,5	0,0
ZAC du Chêne	Industriel	148,8	2077,0	2226,9	0,1
ZAC Pesseliere	Industriel	127,5	927,9	1090,1	0,2
Centre routier	Parking	3094,8	43311,7	46611,7	0,1
Triangle de Bron	Parking	116,2	1257,0	1374,3	0,1
Le Carreau	Résidentiel	96,8	1395,4	1516,0	0,4
ZAC Paul Claudel	Résidentiel	95,7	661,9	790,2	0,2
Boulevard Urbain Est	Voirie	146,5	1078,8	1272,5	0,2

Tableau 15 : Concentrations en HAP dans les différents sites en µg/kg.

Les signatures des HAP sont proches de celles déja mesurées sur d'autres bassins d'infiltration d'eaux pluviales (Badin 2009, Durand et al, 2004 et 2005), et peuvent être qualifiées de spécifiques des milieux urbanisés.





Tous les sites étudiés contiennent les 7 PCB indicateurs (Figure 40). Ces contaminants organiques n'avaient jamais été recherchés dans ce type de sol contrairement aux sédiments fluviaux. Les concentrations mesurées sont très élevées puisque le seuil fixé par la DREAL Rhône-Alpes pour les sédiments du Rhône est égal à 80  $\mu$ g/kg. Les concentrations des 7 PCB indicateurs mesurées dans 3 sites de prélèvement des sédiments du Rhône varient de 22  $\mu$ g/kg à 122  $\mu$ g/kg. Nous constatons donc ici que les surfaces des bassins d'infiltration ont des capacités d'accumulation de ces polluants persistants avec globalement des concentrations plus élevées dans des bassins versants de type parking ou industriel que dans des bassins de type résidentiel ou agricole. La discrimination n'est pas forte entre ces deux groupes de bassins versants.

Les concentrations en dioxines mesurées sont les suivantes (Tableau 16) :

Nom Bl	$\Sigma$ 17 dioxines ng/kg dw
Boulevard Urbain Est	31,2
Centre routier	21,1
Charbonnier	10,4
Chemin de Feyzin	8,48
D. Reinhardt	36,3
Grange Blanche	14,6
IUT DOUA	27,4
Le Carreau	10
Leopha	24,1
Minerve	7,88
PAE Mi-plaine	39
Parilly	2,02
Pierre Blanche	2,61
Triangle de Bron	15,9
Villardier	3,57
ZAC des Pivolles	2,52
ZAC du Chêne	18,3
ZAC Paul Claudel	18,7
ZAC Pesseliere	18,6

#### Tableau 16 : Concentrations des 17 dioxines dans les différents sites étudiés.

D'une manière générale, les dioxines sont présentes en concentrations mesurables dans tous les échantillons.

#### 3 **Pesticides**

Parmi les pesticides recherchés, le Diuron est détecté dans 10 bassins (Figure 41). Les concentrations mesurées varient de 3 à 20 µg/kg. Il n'y pas là encore de spécificité de présence ou d'absence de pesticides en fonction de la typologie d'activité sur le bassin versant.





#### 4 Alkylphénols

Les deux molécules recherchées sont systématiquement dosées dans les 19 bassins d'infiltration. L'Octylphénol (para-tert-) est utilisé dans la fabrication de polymères et de détergents. Il peut provenir également de l'utilisation de nonylphénol. Il est reconnu que les émissions de stations d'épuration des eaux usées urbaines sont une source importante de rejets d'octylphénol. Molécule non volatile, lipophile et faiblement dégradable, l'octylphénol peut s'accumuler dans les sédiments (marins ou de rivière).

La principale source de 4-nonylphénol dans les milieux récepteurs résulte de la biodégradation des nonylphénolséthoxylates, produits détergents non ioniques. De nombreux travaux concernant la biodégradation ont démontré que le nonylphénol n'était pas facilement biodégradable et sa demi-vie a été estimée à 150 jours.

Les études existantes ont surtout été dédiées à la compréhension du devenir de ces molécules dans les sédiments en aval des rejets urbains. Les quelques références trouvées montrent une présence du 4-nonylphénol assez fréquente dans les sédiments avec des concentrations moyennes égales à 30 mg/kg dans des sédiments Californiens (Kannan et al, 2003). Kannan et al (2003) ont mesuré des concentrations faibles en nonylphenol dans les sédiments d'une rivière dans le Michigan en aval d'un rejet de STEP : présence de la molécule dans 3 des 12 échantillons seulement avec des concentrations de 5 à 15 ng.g<sup>-1</sup>. Les variations saisonnières et les distributions spatiales des 4-tert-octylphénol (OP), 4-nonylphénol (NP), bisphénol A (BPA) dans les eaux de surface, les matières en suspension et les sédiments de surface dans la rivière Huangpu et de ses affluents (Chine) ont été étudiées. Les concentrations moyennes de OP, NP et BPA dans les trois rivières sont égales à 199,87 ; 2,300.87 et 84,11 ng.g<sup>-1</sup> dans les solides en suspension et 9.49, 119.44 et 7.13 ng.g<sup>-1</sup> dans les sédiments de surface (Wu et al, 2012).



Figure 42 : Concentrations en para-ter-octylphénol (ng.g<sup>-1</sup>) pour l'ensemble des bassins étudiés.

Les concentrations mesurées ici sont très supérieurs à celles rencontrées dans des milieux aquatiques (Figure 42 et Figure 43). Nous ne pouvons pas concrètement expliquer la présence de ces molécules, si ce n'est l'utilisation de produits de nettoyage des rues ou des zones imperméables par exemple ou alors la dégradation de produits du mobilier urbain fabriqué à partir de polymères générant ces molécules.



Figure 43 : Concentrations en 4-nonylphénol (ng/g) pour l'ensemble des bassins étudiés.

#### 3 Bilan des analyses de description des sols des 19 bassins

Au bilan, les analyses des horizons de surface des anthroposols des 19 bassins mettent en évidence une très forte variabilité des propriétés des sédiments des bassins. Le type dominant correspond à un horizon noir, riche en matières organiques, limoneux, carbonaté, à C/N relativement élevé mais à forte CEC et très forte disponibilité en P, à forte activité de la pédofaune et bien macrostructuré. Cependant, on observe autour de ce type central une très forte dispersion des propriétés.

A ce stade, on constate l'impossibilité de mettre en relation les variations des principaux paramètres pédologiques avec les descriptifs des bassins versants. Le recours à des analyses multivariées s'avère ici tout à fait nécessaire.

#### 4 Analyse de l'ensemble des données

Les résultats décrits dans le paragraphe précédent permettent d'exposer les spécificités de ces matériaux. Nous allons dans ce paragraphe étudier les relations entre ces paramètres pour répondre aux questions suivantes :

- quels sont les liens entre groupes de paramètres mesurés sur les 19 sites?
- est-ce que les propriétés pédologiques et géochimiques sont fortement liées aux caractéristiques des bassins versants et de la géométrie du système d'infiltration?

Dans un premier temps nous avons réalisé une Analyse en Composantes Principales sur les éléments majeurs de caractérisation des sites (Figure 44). Les éléments minéraux ont été mesurés au core-scanner en fluorescence X (Université de Chambéry). Les deux premiers axes de l'ACP représentent 60% de l'inertie totale du nuage de point. On perçoit très clairement que les sites drainant les eaux pluviales de sites « industriels » sont dans la moyenne des valeurs des différents paramètres. Les sites sur des bassins versant agricoles sont moins concentrés en MO, P et S notamment et les sites de zones de parking sont fortement marqués par des teneurs en MO élevées et P élevées. Ces caractéristiques sont à rapprocher des teneurs en HAP très importantes sur certains bassins de zones de parking ou de zones à forte circulation et stationnement automobile.



Figure 44 : Analyse en Composantes Principales sur les concentrations en éléments majeurs sur les 19 sites: a-cercle de corrélation des variables, b, c plan factoriels des sites décrits individuellement (b) ou regroupés par typologie(c).

#### 1 Analyse de la signature de la MO

Une Analyse Factorielle des Correspondances a été réalisée sur l'ensemble des spectres infrarouge obtenus sur les 19 sites entre les nombres d'onde 1000 et 3000 cm<sup>-1</sup> (Figure 45). Cette analyse permet de travailler sur les distances entre individus en utilisant le signal infrarouge comme signature spécifique. Le plan factoriel des individus montre que la discrimination entre les sites est du même type que celle obtenue à partir des contenus des éléments majeurs.



Figure 45 : AFC sur les spectres DRIFT entre 1000 et 3000 cm<sup>-1</sup>.

Il est très intéressant de voir que les signatures DRIFT sont différentes pour les sites drainant des parkings (exemple Boulevard Urbain) avec une présence plus marquée de molécules organiques avec des liaisons aliphatiques et au contraire une MO plus mature dans les zones plus marquées par le milieu agricole (Parilly) (Figure 36).

Un croisement de ces données avec la présence de végétaux et leur abondance sur chacun des bassins devra être faite sur les bassins où les approches ont été menées mais n'ont pu être réalisées pour ce rapport.

#### 2 Analyse multi-tableaux

Nous avons choisi de travailler en comparant les tableaux de groupe de paramètres et non pas de travailler sur un seul tableau unique rassemblant toutes les mesures réalisées. Ceci permet de donner des poids équivalents à des tableaux ayant des tailles et des niveaux de valeurs de paramètres hétérogènes. Pour cette analyse multi-tableau, plusieurs approches existent : les méthodes STATIS, les analyses Factorielles Multiples ou la co-intertie multiple. Par rapport au contexte et à la question posée nous avons choisi la méthode STATIS qui va optimiser les différences entre individus (ici les sites) alors que l'AFM favorise une approche simultanée des variables. (Pagès, 1996; Lavit et al, 1994).

L'analyse STATIS permet de travailler sur la structuration de tableaux à trois indices de la statistique :

- recherche d'un ensemble unique de représentation des différents tableaux,
- un résumé global,
- un compromis des tableaux.

Cette méthode répond à la question précise suivante: les distances entre individus (sites) sont-elles stables d'un tableau à l'autre ? Il faut donc voir s'il existe une inter-structure entre ces diverses informations.

Cette méthode procède de la façon suivante :

- analyse des corrélations entre chaque tableau appelé RV, diagonalisation de la matrice de RV et analyse de sa première valeur propre qui doit être très supérieure aux suivantes pour conclure à l'existence d'un compromis pour l'analyse globale,
- analyse du compromis à partir des tableaux rapportés à leur inertie ; chaque tableau participe à égalité à la constitution du compromis dont la diagonalisation fait une typologie moyenne.

Plusieurs analyses STATIS ont été menées en croisant différents tableaux : description bassin versant, concentrations en métaux lourds, caractéristiques pédologiques, polluants organiques, matières organiques etc. pour arriver à proposer un choix de tableaux et de paramètres permettant d'optimiser l'interstructure entre ces informations.

La première analyse présentée est la suivante :

- Tableau 1 : Watershed avec 6 variables : Taux d'imperméabilisation, Surface Industrielle, Surface Urbaine, Surface agricole, Surface drainée, Surface infiltration/surface Bassin Versant,
- Tableau 2 : Métals avec 6 variables : Zn, Cu, Pb, Ni, Cr, Cd,
- Tableau 3 : PAH avec 8 variables : HAP légers, HAP lourds, ratio HAP léger/HAP Lourds, somme des HAP, Phénathrène/Anthracène, Anthracène/(Anthracène+Phénathrène), Fluoranthène/(Fluoranthène+Pyrène), Crysène/Benzo(a)Anthracène,
- Tableau 4 : orgapol avec 5 variables : diuron, octylphénol, nonylphénol, somme des PCB indicateurs, sommes des 17 dioxines,
- Tableau 5 : Majeurs : avec 9 variables Al2O3, SiO2, P2O5, CaO, K2O, Fe2O3, TiO2, MnO, S
- Tableau 6 : pédologie : avec 8 variables : OM, pH(H20), pH(KCL), Ptot, PI, Polsen, TOC, OM/TOC,
- Tableau 7 : Type OM avec 7 variables : surfaces des différents pics principaux des spectres IR, carbonates, COpolysac, phenolgroups, aliphaticCH, aromaticCC, aldehydketones, aliphaticmethyl.

Le Tableau 17 rappelle les sigles utilisés pour chaque site.

Code	Nom BI	Typologie SAGE	Code	Nom BI	Typologie SAGE
BoU	Boulevard Urbain Est	Parking	MiP	PAE Mi-plaine	Industriel
CeR	Centre routier	Parking	Par	Parilly	Agricole
Cha	Charbonnier	Industriel	PiB	Pierre Blanche	Agricole
ChF	Chemin de Feyzin	Agricole	TrB	Triangle de Bron	Parking
DjR	D. Reinhardt	Industriel	Vil	Villardier	Agricole
GrB	Grange Blanche	Agricole	Piv	ZAC des Pivolles	Industriel
IUT	IUT DOUA	Industriel	Che	ZAC du Chêne	Industriel
Car	Le Carreau	Résidentiel	PaC	ZAC Paul Claudel	Résidentiel
Leo	Leopha	Industriel	Pes	ZAC Pesseliere	Industriel
Min	Minerve	Industriel			

Tableau 17 : Sigles utilisés pour chaque site.



Figure 46 : Analyse STATIS de 7 tableaux descriptifs des 19 sites.

La première valeur propre de l'analyse de l'interstructure de l'ensemble des données est égale à 1,977 et la deuxième vaut 0,22. On peut donc conclure à l'existence d'une co-structure. On peut donc trouver un compromis, c'est-à-dire un espace unique permettant de représenter l'ensemble de la variabilité des paramètres pour les différents sites de façon satisfaisante.

Le positionnement des tableaux sur le cercle des corrélations de l'interstructure permet de donner deux conclusions (Figure 46):

- les teneurs en HAP et les indices calculés à partir des teneurs en certains HAP sont indépendants des autres tableaux. Il n'y a donc pas de relation entre cet ensemble de polluants organiques et les autres éléments descriptifs des bassins que ce soit les autres paramètres physico-chimiques ou les spécificités du bassin versant. Une analyse plus fine des variables, montre que les valeurs très élevées des concentrations en HAP dans le bassin Centre Routier expliquent une bonne partie de l'inertie du nuage de point et « masque » les interactions entre les autres paramètres.
- le deuxième résultat concerne la relative proximité entre les autres tableaux dans la direction du premier axe montrant qu'ils structurent les sites de la même façon, sans pouvoir discriminer plus finement les sites suivant ces tableaux.

L'analyse du compromis (1ere VP 1,971, 2ème VP, 0,22) montre en effet que la répartition des différents sites se fait essentiellement suivant l'axe 2 du compromis qui est orthogonal à celui des tableaux et représente une forte proportion de l'inertie totale de l'analyse. On différencie donc peu les sites suivant ces différents tableaux.

Pour essayer de discriminer un peu plus les différents sites, nous avons décidé de ne pas prendre en compte les caractéristiques des HAP et de regrouper différemment les données.

Nous avons travaillé avec 5 tableaux :

- Tableau 1 : Watershed avec 6 variables : Taux d'imperméabilisation, Surface Industrielle, Surface Urbaine, Surface agricole, Surface drainée, Surface infiltration/surface Bassin Versant,
- Tableau 2 : Métals avec 6 variables : Zn, Cu, Pb, Ni, Cr, Cd,
- Tableau 3 : major avec 12 variables : TOC, OM/TOC, Ptot, Polsen, Al2O3, SiO2, CaO, K2O, Fe2O3, TiO2, MnO, S,
- Tableau 4 : OM avec 7 variables : COpolysac, aliphaticCH, aromaticCC, aldehydketones, aliphaticmethyl, LPAH/HPAH, Anth/(Anth+Phe),
- Tableau 5 : poluorga avec 5 variables : diuron, octylphenol, nonylphenol, PCB, Dioxines.

L'analyse STATIS obtenue est donnée dans la Figure 47.



#### Figure 47 : Carte factorielle des sites dans l'analyse STATIS sur les deux premiers axes.

La première valeur propre vaut 3,225 et la deuxième 0,778, on peut donc conclure à l'existence d'une co-structure. L'analyse du compromis conduit à une première valeur propre de 1.774 et la deuxième 0,22. Il y a essentiellement une dimension permettant d'expliquer la variabilité des paramètres mesurés sur les sites.

Tableau 18 : Valeur des coefficients RV entre les tableaux de l'analyse.

	Tableau Bassin Versant	Tableau Métaux	Tableau Concentration majeurs	Tableau typologie Matière organique	Tableau Polluants organiques
Tableau Bassin Versant	1				
Tableau Métaux	0,2332431	1			
Tableau Concentration majeurs	0,4984105	0,6158810	1		
Tableau typologie Matière organique	0,5808715	0,5335968	0,9484239	1	
Tableau Polluants organiques	0,3774403	0,3731364	0,5870349	0,643003	1

Les données relatives au bassin versant sont relativement indépendantes des concentrations en métaux (Tableau 18). Les tableaux décrivant les teneurs en polluants organiques, en éléments majeurs comme la MO, le P, le S total et les typologies de Matière Organique sont très fortement liés.

Le plan factoriel des individus sur l'analyse du compromis montre que globalement les échantillons sont discriminés suivant l'axe 2 essentiellement alors qu'il est peu représentatif de l'inertie totale du nuage de point (Figure 47). La même représentation des sites en les regroupant par typologie montre que la discrimination entre les différents groupes est faible. La confrontation des individus à la cartographie des variables montre que suivant l'axe 1, les sites sont essentiellement discriminés vers les valeurs négatives par l'augmentation de la concentration en plomb, en cuivre et en carbone organique, en nonylphénol et PCB concomitant à l'augmentation du facteur de concentration (ratio entre la surface du bassin d'infiltration et la surface du bassin versant), et des concentrations plus fortes de molécules organiques comprenant des groupements aliphatiques méthylés (**Annexe 7**).

Nous pouvons retenir de cette analyse que les typologies de bassins versants ne permettent pas de discriminer les caractéristiques physicochimiques globales des sites. De plus, malgré une certaine variabilité des paramètres mesurés, on peut mettre en avant une certaine homogénéité de composition essentiellement liée à la présence concomitante de certaines caractéristiques ou éléments constitutifs des sédiments de surface que l'on pourrait qualifier de spécifique des milieux urbanisés et imperméabilisés.



#### 3 Étude plus spécifique de certaines corrélations

Figure 48 : Relation entre les différents paramètres des sites étudiés.

La Figure 48 illustre rapidement les relations entre les paramètres qui semblent discriminer les sites dans l'analyse globale. L'analyse plus fine des corrélations montrent qu'il n'y a aucune relation significative entre ces paramètres deux à deux.

La seule corrélation significative est celle calculée entre les concentrations des 17 dioxines et le taux d'imperméabilisation des bassins versants : R=0,50, (p=0,02). L'ajustement par une régression linéaire donne une TotDioxine=27,378 (ImpRatio)-0,22 avec un  $R^2$  de 0,64 (Figure 49).



Figure 49 : Relation entre la concentration totale en dioxines sur les 17 sites et le taux d'imperméabilisation des bassins versants.

#### 5 Conclusion

Le jeu de données très riche obtenu dans cette partie est unique. L'analyse simultanée de nombreux paramètres géochimiques et structuraux sur la surface de 19 bassins d'infiltration n'a à notre connaissance jamais été réalisée en France. Nous avions jusqu'à présent des éléments historiques et riches de caractérisation sur un seul bassin (Django Reinhardt) qui est un des plus grands bassins d'infiltration de l'Est Lyonnais avec une activité industrielle marquée sur le bassin versant. Ces nouveaux résultats nous permettent de "valider" ou "confirmer" des spécificités que nous avions constaté sur cet unique bassin et d'être en mesure de commencer à avancer quelques généralités. L'apport des pédologues dans la démarche a permis d'utiliser des outils complémentaires de caractérisation de la matière organique, des minéraux majeurs ou d'observer plus finement la structure des dépôts de surface.

L'horizon de surface formé essentiellement de sédiments urbains des bassins d'infiltration sont globalement riches voire très riches en matière organique. Cette matière organique est caractérisée d'une part par une contribution "naturelle" provenant des débris végétaux et terres lessivées sur le BVU et/ou apportée directement par les plantes ayant colonisé les bassins, et d'autre part par une contribution anthropique provenant de l'ensemble des rejets atmosphériques (Hydrocarbures aliphatiques, aromatiques, PCB, Dioxines, pesticides) ou apports en surface (pesticides, alkylphénols).

L'agrégation de la surface des bassins peut être expliquée par les alternances d'infiltration/drainage des eaux pluviales qui sont une caractéristique importante du fonctionnement des bassins d'infiltration. Elle est à relier directement à la forte teneur en MO et à l'activité biologique qui se développe dans ces matériaux malgré les teneurs élevées en polluants et les variations fortes d'humidité que l'on peut constater lors du suivi dans le temps du fonctionnement de certains bassins dans le cadre de l'OTHU. Les teneurs en P (total et disponible) sont élevées par rapport à des références de teneurs dans des sols. Ces différentes caractéristiques montrent que les bassins peuvent être de bons supports à la colonisation des plantes notamment, quelques soient les typologies de bassin versant drainé.

Malgré une relative hétérogénéité des niveaux de concentrations des éléments majeurs et micropolluants organiques ou minéraux, nous pouvons dire que les paramètres descriptifs des bassins versants drainant les eaux pluviales infiltrées ne permettent pas de discriminer fortement les propriétés géochimiques des matériaux de surface. La présence systématique de certains éléments (Corg, Ptot, Polsen, TiO2, métaux lourds, HAP, Dioxines, PCB, Alkylphénols) est spécifique aux 19 bassins et n'est pas différenciée par la typologie de l'activité ou les caractéristiques physiques du bassin versant. La surface des bassins présente donc une "signature chimique urbaine" et concentre sur des petites surfaces de sols les éléments chimiques qui circulent en milieu urbain. Le domaine de "l'urban geochemistry" est en train de se développer dans la communauté scientifique internationale et ces résultats en sont une illustration (Kaye et al, 2006, Urban Geochemistry, 2012).

La concentration forte de métaux lourds et HAP dans les eaux de lessivage des milieux urbains est connue depuis longtemps et la capacité à piéger ces contaminants en surface des bassins d'infiltration reconnue. Ceci est vérifié ici dans les 19 bassins. Ce travail permet de montrer la capacité de ces surfaces à piéger d'autres contaminants (PCB, Dioxines, pesticides Alphylphénols). Pour le titane, qui a été détecté en fluorescence X dans tous les échantillons, il serait intéressant de préciser sa forme, sa spéciation et sa localisation pour mettre en relation sa présence dans ces "concentrateurs" de polluants urbains avec l'utilisation du titane comme constituant de base de nombreuses nanoparticules utilisées dans divers produits. Il existe très peu d'informations sur les mobilités potentielles des alkylphénols, ou même des PCB dans des matériaux de surface et dans le sous-sol récepteur. Des travaux doivent être développés dans ce sens.

Nous allons poursuivre le travail d'étude simultanée de la typologie de matière organique avec la présence, densité et typologie de la végétation dans les bassins.

## **B.IV.**CARACTERISATION DE LA VEGETATION DES 19 BASSINS

#### 1 Introduction

Les bassins d'infiltration étudiés présentent une végétation diversifiée qui est le résultat d'une dynamique de la colonisation végétale, naturelle ou anthropique, en relation avec les facteurs écologiques locaux auxquels se rajoutent les caractéristiques du fonctionnement de l'ouvrage (Saulais, 2011). Dans ce cadre nous nous sommes intéressés à la végétation qui se développe sur cette surface filtrante où se déposent les sédiments transportés par les eaux de pluie. La structure (ouvrage profond et ouvert) des bassins permet aux plantes de s'implanter car elles ont alors à leur disposition de la lumière, de l'eau et des nutriments. L'apparition d'espèces peut être due à la dissémination des graines apportées par différents agents comme l'eau, le vent, ou les animaux (Saulais, 2011 ; Ramade 2003). Les variations des conditions hydriques, la structure et la texture des bassins ainsi que la présence/absence de polluants vont influer directement sur le mode de colonisation végétale et le type d'espèces qui va pouvoir investir la surface. Des études antérieures avaient montré l'intérêt de la connaissance des espèces végétales présentes sur 3 ou 4 bassins de typologie très différentes (en eau, végétalisés volontairement ou non ...) (Saulais, 2011). Cependant, le faible nombre de bassins étudiés ne permettaient pas de donner des éléments généraux sur les spécificités de colonisation végétale dans les sols des bassins d'infiltration.

#### 2 Matériel et méthodes

#### 1 Classification et caractérisation des bassins

19 bassins d'infiltration ont été sélectionnés sur des critères de taille, d'âge, de volume et sur le type d'environnement urbain d'où proviennent les eaux de pluies qui seront par la suite infiltrées dans ces bassins. Trois types de tissus sont identifiés : les Zones Industrielles et Commerciales (ZIC), les Tissus Urbains Discontinus (TUD), les Zones Résidentielles et Centre-Ville et les Zones Agricoles (ZA). Dans chacun de ces bassins le(s) même(s) observateur(s) se déplace(nt) pour procéder à un relevé floristique sommaire. Cela consiste tout d'abord à noter les caractéristiques du bassin et à réaliser photographie et schéma de l'ensemble de l'ouvrage avant de le compléter par une identification dans le bassin des espèces végétales présentes.

Les bassins d'infiltration ont été caractérisés et échantillonnés au printemps 2012. Sur chaque bassin, les espèces présentes, les espèces dominantes et leurs aires de répartition dans le bassin ont été déterminées (Figure 50).

Date: 18.04 et 240.412       Lieu: Saint Priest, Chemin de Revalson         Coordonnées géographiques :N045742.257* E004755.318'       Hauteur:         Météo du jour: Pluie       687         Météo du jour: Pluie       7         Auteur: Jonathan Provort; Jean-Philippe Bedell       jours         Numéro       BI - Biten         BI - Biten       Code photo: Revalson (X)         Superficie:       Entrées d'eau: 1	Heure:11h30 (209 métres) vant: nuageux 9 et ] Po	intsbas:1	
Humus Dépôt sédiment	taire Litière	Texture	A LOUGH LINE MARKED
Présence / X		Туре	and the second
Couleur		Argile	and the second se
Hauteur 5		Sable	Vue générale du bassin le 18/04/2012
Litière Feuilles : A Epines : A Herbacées : Roseaux : A	Autres : A m	Limon	
Espèces mortes			
dressees			
Observation surface avoisinante : Résidentiel : X Agricole : X Indust Végétation avoisinante : Petit arbres divers	trie : 🕅 Autres :		
Réparition végétale (dispersée ou en patch) : patch Divers Recouvrementgénéral : 80%	sité : entre 10 et 20 espèces		
Observations : En eau			





Pour cela, lors de l'arrivée sur chaque site une première estimation sur les hauteurs des pentes du bassin permet d'effectuer une première cartographie de la végétation et de déterminer si la distribution de la végétation est homogène ou dispersée, ou si certaines zones sont identifiables/remarquables en lien avec les caractéristiques du bassin (eau, point bas...). Ensuite le relevé se poursuit dans le bassin en allant photographier et prélever sur chaque zone les espèces les plus abondantes en leur indexant une valeur de recouvrement/abondance selon l'échelle de Braun-Blanquet et en identifiant ces espèces (Tableau 19).

Indice d'abondance- dominance	Caractérisation
5	Nombre quelconque d'individus – recouvrement entre 75 et 100% de la surface de référence
4	Nombre quelconque d'individus – recouvrement entre 50 et 75% de la surface de référence
3	Nombre quelconque d'individus – recouvrement entre 25 et 50% de la surface de référence
2	Individus très abondants – recouvrement entre 5 et 25% de la surface de référence
1	Individus assez abondants mais recouvrement faible de la surface de référence
+	Individus rares (ou très rares) et recouvrement très faible de la surface de référence

#### Tableau 19 : Échelle de Braun-Blanquet.

L'identification des espèces dominantes est réalisée grâce à plusieurs flores (Bonnier, 1986 ; Bonnier et De Layens, 1986 ; Philips, 1986 ; site Tela Botanica). Les identifications sont faites sur des critères foliaires, de taille, et sur les caractères des inflorescences. Par exemple, le genre *Rumex* est identifié par les feuilles et la tige. La *Sanguisorba* est identifiée par l'inflorescence qui portera les fleurs. Pour les *Poaceae*, on utilise une clé de détermination basée sur la forme de la ligule et la jonction entre la gaine foliaire et le limbe des feuilles (Leconte, 2006 ; Kyle, 2009). Certaines plantes n'ont pu être déterminées qu'au niveau du genre en raison des difficultés liées à l'état phénologique de la végétation à cette période (comme par exemple l'absence de fleurs).

Les informations recueillies sur les bassins sont ainsi compilées dans des fiches synthétiques (figure 83). Chaque fiche possède deux parties, la première contient les informations relatives à la structure même du bassin : l'épaisseur de litière, de sédiments et la fraction séquentielle du sol enrichie en matière organique, mais aussi les pourcentages de sable, d'argile et de limon.

#### 2 Analyse des résultats

Les espèces recensées et les principales caractéristiques des bassins sont recensées. Ainsi on cherche à définir les conditions d'apparition et de développement des espèces et par extension les caractères des bassins. Les résultats sont analysés par notion de présence/absence, par la réalisation de moyenne et d'écart type (symbolisé dans les histogrammes par une barre d'erreur) sur le nombre de bassin où une espèce était présente. Des tests de Student sont utilisés pour valider les corrélations observées.

#### 3 Résultats

#### 1 Hétérogénéité des bassins

Sur les 21 bassins retenus, seuls 19 ont été effectivement étudiés car deux ont été détruits pour des projets immobiliers. Les résultats sont traités par deux approches. En premier la diversité avec le nombre d'ordres, de familles et d'espèces différents par bassin. La seconde par la présence ou non des familles et des espèces.



# Figure 51 : Répartition de la couverture végétale sur la surface des différents bassins selon les catégories de moyenne maximale de la couverture végétale totale. (Le nombre de bassins appartenant à chaque classe est indiqué dans les différentes portions).

12 des bassins étudiés sont couverts par des plantes avec une occupation de plus de 70% de la surface des bassins (Figure 51). Certains bassins ont peu de végétation (5%) ou sont totalement couverts par les plantes (95% pour Le Carreau). Sur les 19 bassins, on a pu déterminer lors de la période de visite (mars/avril 2012) 14 ordres, 22 familles, 44 genres et 48 espèces dominantes.

#### 2 Diversité végétale



#### Tableau 20 : Nombre d'espèces, de famille et d'ordre par bassin.

diversité élevée	9 à 14
diversité moyenne	5à8
diversité faible	1à4

Les résultats montrent une grande hétérogénéité entre les bassins. Les végétaux sont classés par principaux ordres, principales familles et espèces (Bremer et al., 2009) pour chaque bassin (Tableau

20). Toutes les espèces observées appartiennent à la division des *Magnoliophyta* (angiospermes). *Rumex, Taraxacum* et *Artemisia* sont les trois genres les plus représentés (déterminés sur respectivement 88%, 61% et 55% des bassins occupés) (Figure 51). Leurs familles et leurs ordres respectifs sont aussi les plus représentés (*Caryophyllales, Astérales* et *Polygonaceae, Asteraceae*). *Poaceae* est la famille regroupant le plus d'espèces différentes (11 espèces). Bien que chaque espèce n'occupe que 1 ou 2 bassins, la famille des *Poaceae* occupe 61% des 19 bassins étudiés à cette période. De plus, les caractéristiques édaphiques d'une espèce se retrouvent au niveau de la famille. Ainsi, *Taraxacum* sp. et *Artemisia* sp. occupent 61% et 55% des 19 bassins mais, ils sont présents en commun dans 80% des bassins où on les a mis en évidence (Figure 52).



# Figure 52 : Histogramme de la présence de *Taraxacum sp.* et *Artemisia sp.* dans les bassins communs.

Au niveau de la famille ou de l'espèce les deux niveaux sont présents avec la même diversité (Figure 53). Par contre si on regarde nos résultats au niveau de l'ordre on perd en représentativité de la diversité car on regroupe trop de familles. De plus les caractéristiques édaphiques propres à chaque espèce se retrouvent mieux au niveau de la famille.



Figure 53 : Histogramme des espèces, familles et ordres par bassin et par diversité.

Epaisseur de s	édiments (nombre de familles)
Entre 0 et 10 cm	Plus de 11 cm
<ul> <li>L'Epine (4)</li> <li>ZAC des Pivolles (1)</li> <li>Savoie (3)</li> <li>Charbonnier (4)</li> <li>Boulevard Urbain Est (3)</li> <li>Dauphiné (6)</li> <li>Leopha (2)</li> </ul>	<ul> <li>Le Carreau (8)</li> <li>Django (9)</li> <li>ZAC du Chêne (8)</li> <li>Centre Routier (8)</li> <li>Triangle de Bron (6)</li> <li>Minerve (4)</li> <li>ZAC Paul Claudel (4)</li> <li>PAE Mi-Plaine (2)</li> <li>Pierre Blanche (9)</li> <li>Chemin de Feyzin (7)</li> </ul>
	Grange Blanche (10)

#### Tableau 21 : Bassins et nombre de familles par épaisseur de sédiments.

On peut classer les bassins en deux catégories : ceux avec moins de 11 cm profondeur et ceux avec plus de 11 cm (Tableau 21). Une relation avec un test-t (p<0.05) est soulignée entre la diversité et les deux catégories de bassins selon l'épaisseur de sédiments (Tableau 22). De plus, une diversité de famille supérieure à 9 ne s'observe qu'avec une profondeur d'au moins 11 cm de sédiments.

#### Tableau 22 : Nombre de familles par épaisseur de sédiments.

Epaisseur de sédiments	Nombre de familles	Test Student
entre 0 et 10	3,28	
plus de 11 cm	6,82	0,002

Si on procède à un classement par épaisseur mais avec cette fois une répartition par famille, un diagramme de Venn<sup>3</sup> permet de regrouper par typologie d'épaisseur les familles présentes (Figure 54). Une épaisseur minimale est nécessaire au développement de certaines espèces. Ainsi les *Crassulaceae* se retrouvent sur des sédiments peu épais (1 cm) alors que les *Iridaceae* se retrouvent avec des épaisseurs supérieures à 21 cm de sédiments. Certaines espèces se développent à toutes les épaisseurs telles les *Polygonaceae* qui regroupent les *Rumex* (le genre le plus répandu). Enfin 6 familles ne se développent pas à des épaisseurs supérieures à celles où elles ont été observées. Par exemple, les *Rosaceae* poussent entre 1 et 10 cm mais jamais pour des épaisseurs supérieures.

<sup>3</sup> Un diagramme de Venn est un schéma géométrique utilisé pour représenter des relations logicomathématiques donc des relations entre ensembles.



Figure 54 : Diagramme de Venn des familles en fonction de l'épaisseur des sédiments.

#### 4 Influence du tissu urbain

La Figure 55 illustre la relation entre la nature de l'activité du BVU d'où proviennent les eaux pluviales, la diversité et les espèces présentes. Mais des test-t entre chaque type d'activité de BVU montre que bien que l'on soit proche des 5% entre les ZIC et les TUD, l'hypothèse nulle est acceptée dans tous les cas de figure (p>0.05). Ce test montre qu'il n'existe pas de relation entre le type d'activité de BVU et la diversité du nombre d'espèces présentes dans les bassins.



Figure 55 : Diagramme de Venn des 6 familles en fonction du tissu urbain.

Mais si l'on s'intéresse aux familles (Figure 55), on remarque que certaines ne se développent qu'avec un type de BVU précis. Par exemple, les *Urticaceae* ne se développent que proches des TUD. Ainsi, si on prend les 6 familles qui ne se sont pas développées à des profondeurs de sédiments supérieures à celles où elles se développent (Figure 56), on remarque que chacune ne pousse que

dans des tissus urbains précis. Les *Rubiaceae* et les *Apiaceae* ne poussent que si l'environnement est agricole.



Figure 56 : Histogramme du nombre d'espèces, de familles et d'ordres par type de tissu urbain.

#### 5 Caractérisation des bassins par les espèces



Figure 57 : Photos à gauche de *Galium Mollugo* prélevé sur le bassin « Dauphiné » et à droite de *Urtica sp.* prélevé sur le bassin « ZAC Paul Claudel ».

Les résultats nous laissent penser que l'épaisseur de sédiments voire le type de tissu urbain peut provoquer une ségrégation des espèces dans les bassins. Certaines espèces, présentes au moment de la date de l'observation peuvent elles aussi nous renseigner sur certaines caractéristiques des bassins. Ainsi de nombreuses espèces ne poussent que dans un seul bassin (25 espèces sur un total de 48). On identifie ainsi 8 bassins qui possèdent chacun au moins 1 espèce unique. Par exemple sur le bassin « Dauphiné » on a vu qu'il y avait deux espèces uniques qui sont nitrophiles, *Visnaga daucoïdes et Galium mollugo*. De plus, *Galium mollugo* (Figure 57) est connue comme indicatrice d'un milieu eutrophe. En éliminant ces 8 bassins et les 3 bassins en commun et donc potentiellement indicatrices de l'état et des caractéristiques du bassin au moment de l'observation. Après élimination des espèces non informatives (notamment les graminées qui se développent sur de nombreux substrats différents) on peut isoler une ou deux espèces par bassin (Figure 56). Par exemple dans le

bassin ZAC Paul Claudel, la présence d'*Urtica* sp. (Figure 57) peut indiquer un sol azoté. Bien qu'étant tributaire du moment de l'observation, la présence de certaines espèces peut ainsi, elle aussi, conforter certaines hypothèse sur les caractéristiques des dépôts et donc des bassins, mais ne saurait se suffire à elle-même pour indiquer une typologie du dépôt et donc du bassin.

#### 4 Discussion

Un nombre conséquent de bassins présente une végétation typique de milieu eutrophe comme par exemple Phalaris arundinaceae, Rumex crispus, ou Eleocharis palustris (Touzard et al., 2002). Nos résultats soulignent qu'il existerait aussi l'influence d'autres facteurs potentiels comme la nature du substratum géologique ou le pH des sédiments. Par exemple, Veronica Chamaedrys pousse sur des sols calcaires, Aphanes arvensis sur des sols siliceux, et Betula sp. préfère des sols acides (Saulais, 2011 ; site Tela Botanica). Le premier facteur observé est l'épaisseur de sédiments qui jouerait un rôle clé dans la diversité des espèces. Certaines plantes qu'on ne retrouve que dans un seul bassin, comme l'Iris pseudacorus, ont besoin de 21 centimètres de sédiments. D'autres plantes qui n'ont pas besoin d'épaisseur minimale sont aussi les plantes les plus répandues. Ainsi les Rumex de la famille des Polygonaceae sont présents dans 88% des bassins. On sait que le Rumex sp., grâce à un collet situé entre la racine et la tige, faciliterait l'oxygénation des sédiments (Gonzalez-Merchan, 2012) et favoriserait l'apparition de nouvelles espèces. De ce fait Rumex sp. serait une espèce ingénieure car elle participerait à l'augmentation de la diversité des espèces végétales. Mais il existe des exceptions. Ainsi le bassin de PAE Mi-Plaine qui présente plus de 21 centimètres de profondeur de sédiments ne possède que deux espèces : Rumex sp. et Typha latifolia. La raison de ce manque de diversité vient vraisemblablement du fait que PAE Mi-Plaine est régulièrement en eau. Les espèces Rumex sp. et Typha sp. peuvent être inondées (Huber et al., 2012; Lemoine 2012) ce qui n'est pas le cas de nombreuses autres espèces. De plus le potentiel allélopathique<sup>4</sup> de certaines espèces (Luttis, 1987) pourrait également intervenir dans le processus de colonisation du bassin et la présence ou l'absence de certaines espèces.

Le second facteur serait que même si le tissu urbain ne joue pas un rôle sur la diversité propre, il influence la présence ou non des espèces par un effet du bassin versant. De plus en croisant les données entre les familles présentes dans certains tissus urbains et la pousse d'espèces en fonction de la couche de sédiments on remarque des familles dont la présence est favorisée (comme les *Rubiaceae* à Dauphiné) ou limitée par le tissu urbain. Ainsi les *Rosaceae* ne poussent pas en ZIC, peut-être à cause d'un effet de la pollution. De ce fait le type de tissu urbain, au même titre que la profondeur des sédiments, provoque un crible sur les espèces qui peuvent pousser dans le bassin par l'intermédiaire d'apport d'éléments chimiques qui favoriseraient ou empêcheraient le développement des plantes.

<sup>&</sup>lt;sup>4</sup> L'allélopathie est l'ensemble de plusieurs interactions biochimiques directes ou indirectes, positives ou négatives, d'une plante sur une autre



#### Figure 58 : Diagramme de Venn des espèces par bassin récuré.

Nos résultats indiquent aussi l'influence d'autres facteurs potentiels comme la nature du substratum géologique ou le pH des sédiments. On retrouve *Veronica Chamaedrys* sur des sols calcaires, *Aphanes arvensis* sur des sols siliceux ou *Betula* sp. sur des sols acides (Saulais, 2011). Certaines espèces, dont *Iris pseudacorus* et *Medicago* sp., ont besoin d'une forte teneur en eau et sont insensibles aux polluants, d'où leur probable présence en ZIC. Beaucoup de bassins sont régulièrement entretenus (comme Leopha, Figure 59) et sont curés et nettoyés de leurs sédiments. Sans sédiments seules certaines espèces (Figure 58) comme *Rumex* sp. et *Populus* sp. arrivent à pousser sous la couche de cailloux qui compose le fond des bassins. Les genres *Rumex* et *Populus* sont des espèces rudérales (Gonzales-Merchand, 2012), elles supportent les fortes perturbations : le fauchage, les inondations ou encore l'enlèvement des sédiments. D'autres bassins, comme Le Carreau ou Dauphiné (Figure 60), sont tondus et faucardés, diminuant fortement la diversité et rendant impossible les identifications. De ce fait, la connaissance de la diversité peut être très fortement biaisée par le moment où s'est faite l'identification.



Figure 59 : Photo de Populus sp. (Bassin « Leopha »).

Enfin, la présence d'espèces de la famille des *Asteraceae* dans les mêmes bassins est dûe à leurs fortes homologies génétiques et possède les mêmes valences écologiques quant à leurs conditions de développement (Panero, 2008).



Figure 60 : Photos du bassin « Dauphiné » avant et après tonte.

#### 5 Conclusion

L'hétérogénéité entre les bassins est considérable qu'ils soient considérés du point de vue de la surface couverte par la végétation, de la diversité totale, ou de l'abondance des espèces identifiées. Un nombre conséquent de bassins présente une végétation typique proche de celle que l'on observe dans un milieu eutrophe caractéristique d'un sol dit anthropisé. La présence de certaines familles et espèces dans les bassins est multifactorielle.

De nombreux facteurs tels que l'épaisseur de sédiments, l'environnement urbain ou agricole, ou les caractéristiques physico-chimiques du sol associées aux caractéristiques du substratum géologique influencent l'établissement d'une certaine typologie de végétation. Mais le facteur humain a également un impact par l'entretien de ces bassins sur la diversité et la végétation dominante qui s'installe. Dans ces systèmes artificiels, le principal facteur qui favorise le développement d'une végétation dans un bassin reste l'eau et sa disponibilité. En conséquence, les plantes communes et répandues doivent leur présence à l'eau qui abonde dans les bassins d'infiltration, tandis que les plantes rares sont influencées par les apports extérieurs du tissu urbain et des paramètres tels que la hauteur de sédiments et les paramètres physiques du sol. Enfin, les polluants présents dans les sédiments peuvent exercer une pression de sélection sur la présence ou non de certaines espèces/familles, et ainsi constituer un bioindicateur (**Annexe 8**).

### **B.V.** ETUDE PROSPECTIVE : L'ANTHROPOSOL SUPPORT DE LA FAUNE. ESSAIS SUR LES VERS DE TERRE

#### 1 Préambule

La question de la présence des vers de terre ainsi que de leur(s) rôle(s) potentiel(s) avait déjà été évoqué dans les perspectives de travaux antérieurs sur la mobilité des polluants au sein de cet horizon (Badin, 2009, Saulais, 2011). De plus, lors des prélèvements de sédiments et de plantes la présence de vers de terre avait été observée dans les échantillons. Comment évaluer cette biomasse et comment aborder la diversité des espèces présentes ? Ces vers de terre interviennent-ils dans l'évolution/formation de cet anthroposol ? Jouent-ils un rôle sur la mobilité des polluants présents ?

#### 2 Caractérisation des communautés de lombrics

#### 1 Sites d'étude, matériel et méthode

L'étude exploratoire a été réalisée dans le bassin d'infiltration de Django Reinhardt situé dans la zone industrielle de la commune de Chassieu. Un autre bassin a été étudié en zone plus urbaine (lotissements, routes, parkings, etc.), il s'agit du bassin d'infiltration du Carreau situé à Meyzieu. Des prélèvements ont été réalisés à divers points du bassin d'infiltration (Figure 61).





Figure 61 : Bassin d'infiltration de Django Reinhardt à gauche et du Bassin d'infiltration Le Carreau à droite, avec la position des différents quadras.

Chaque zone a été choisie selon un gradient de la qualité/quantité de sédiments, de l'éloignement par rapport à l'arrivée d'eau, et de la diversité/typologie florale présente afin d'obtenir plusieurs zones représentatives du bassin. Les parcelles ainsi déterminées ont été nettoyées (litière de surface enlevée, végétation rasée) et une parcelle d'un mètre carré délimitant un quadra a été réalisée puis mise à l'ombre (tente) avant de réaliser le protocole décrit ci-dessous.

Pour récupérer les vers de terre il est nécessaire de les faire sortir du sol/substrat. Pour cela on réalise deux arrosages avec un temps de 15 min entre chaque arrosage. La solution arrosée contient

300 g de moutarde Amora® Fine et Forte diluée dans 10 litres d'eau. Ce protocole a été mis en place dans le cadre de l'Observatoire Participatif des Vers de Terre (OPVT : http://ecobiosoil.univrennes1.fr/OPVT\_accueil.php), c'est un programme de recherche financé par l'ADEME qui propose un outil d'évaluation simplifiée de la biodiversité animale à l'aide des vers de terre. Ils sont ensuite classés selon leur catégorie écologique : les Epigés, les Endogés et les Anéciques.

- les Epigés sont généralement de petite taille et de couleur foncée, ils vivent dans les amas de matière organique morte et participent à son fractionnement,
- les Endogés sont de taille variable, très peu colorés et vivent dans les trente premiers centimètres du sol creusant des galeries temporaires horizontales et participent donc à la création d'une structure grumeleuse du sol, influençant la rétention et l'infiltration de l'eau,
- les Anéciques sont de grande taille, de couleur brun/rouge, forment un gradient tête-queue. Ils vivent sur l'ensemble du profil du sol, participant à la fragmentation, l'enfouissement et le brassage de la matière organique. Ils creusent des galeries permanentes verticales ouvertes en surface participant aussi à l'infiltration de l'eau dans le sol (Bouché, 1972).

#### 2 Résultats



#### 1 Abondance

Figure 62 : Abondance lombricienne relative en pourcentage des catégories écologiques.

Une grande variabilité dans les abondances totales obtenues pour chaque quadra est mise en évidence. Ainsi, certains quadras ont des valeurs élevées allant jusqu'à 300 vers de terre au mètre carré, tandis que pour d'autres il n'y a pas de lombrics. On observe de fortes valeurs pour les quadras DJ 2, 3, 5, 6, 7 et 16 et pour LC 1 (Figure 62), tandis que pour les quadras DJ 8, 10, 11, 12 et LC 2 et 3, le nombre de vers de terre est très faible. Pour les quadras restant (DJ9, 13, 14, 15) on a une absence totale de lombrics. Cette variabilité est observée pour les deux bassins étudiés. Elle peut être corrélée avec la hauteur/épaisseur de sédiment mesurée à chaque emplacement de prélèvement. En effet, on observe une abondance croissante avec la hauteur de sédiment (Figure 63).




#### 2 Diversité

La détermination des espèces de l'ensemble des quadras nous donne des résultats assez similaires pour un même bassin mais avec un contraste important entre les deux lieux d'études. Tout d'abord quel que soit le bassin on ne retrouve absolument pas d'Anéciques (Figure 64)

Ensuite la diversité se visualise par les différences de proportion entre Endogés et Epigés. On remarque que le nombre d'Endogés est majoritairement supérieur à la quantité d'Epigés retrouvée dans le bassin de Django Reinhardt pour une proportion de 60% d'Endogés et 40% d'Epiques (Figure 64) Alors que pour le bassin Le Carreau la tendance inverse entre ces deux familles semble s'observer, 80% d'Epigés et 20% d'Endogés (Figure 64).



Figure 64 : Distribution relative des catégories écologiques.

#### 3 Discussion

Les résultats différents entre la technique d'extraction de l'OPVT et la technique du monolithe sont à prendre avec circonspection. Plusieurs raisons peuvent être avancées pour expliquer ces différences : l'interaction de la nature du sol avec la moutarde, les conditions environnementales changeantes, etc. Les conditions météorologiques peuvent en effet jouer sur les protocoles d'extraction à la moutarde, ainsi un temps pluvieux ou humide peut ne pas donner les mêmes résultats qu'un temps ensoleillé et sec (Wever et al., 2001). De plus, toutes les espèces de vers de terre ne vont pas réagir de la même façon à la moutarde. Cependant, cela a permis de se rendre compte de l'abondance totale des vers de terre, d'estimer les limites de notre protocole d'extraction et par ailleurs d'apprécier la reproductibilité de cette méthode.

L'abondance en vers de terre des deux bassins semble dépendre de la hauteur en sédiments que l'on retrouve aux différents endroits du bassin. Du fait du caractère artificiel des bassins, la hauteur en sédiments est donc fonction de l'origine et de la quantité d'eau qui arrive dans ces ouvrages. Plus on se rapproche de l'arrivée d'eau, plus il y a de sédiments, ce qui est en rapport avec le nombre de vers de terre au mètre carré. Cela s'explique par les besoins naturels des lombrics et particulièrement des deux catégories écologiques retrouvées. En effet, les Epigés et les Endogés vivent principalement dans les couches supérieures du sol et ont donc besoin que celles-ci soient riches en matières organiques (Curry, 2004 ; Gobat et al., 2004).

En comparant les proportions des diversités observées dans les deux bassins, avec une hauteur de sédiments identique et une végétation quasi-similaire (zone à *Rumex*), les diversités ne sont pas les mêmes. On peut être amené à penser que l'origine des eaux de pluie (milieu urbain et milieu industriel), et donc la qualité des dépôts à la surface de ces deux bassins, a un effet sur la diversité des lombrics. De plus cela est certainement dû aux concentrations différentes en métaux lourds et autres polluants des eaux de ruissellement et donc par extension à la qualité physico-chimique de ces dépôts.

Par ailleurs, pour expliquer l'absence d'Anéciques il est nécessaire d'effectuer des recherches supplémentaires. Il est possible que les Anéciques ne puissent pas vivre dans ce milieu anthropique du fait de la pollution existante dans le bassin. Parallèlement on peut se questionner aussi sur les conséquences de cette absence d'Anéciques, notamment sur l'infiltration. En effet, les Anéciques étant responsables de la formation des galeries verticales à sub-verticales l'infiltration de l'eau se fait moins aisément, cela pourrait alors jouer un rôle bénéfique sur la filtration de l'eau par les sédiments et les végétaux en retardant son écoulement en favorisant le dépôt à la surface des particules transportées par l'eau de pluie, et ainsi préserver la nappe souterraine. De plus, l'étude au niveau spécifique de certaines espèces trouvées peut nous informer sur la teneur du sol en polluants. Par exemple l'espèce Endogés *Microscolex* retrouvée en abondance dans les quadras 6, 7 et 16 est corrélée avec une pollution au PCB (PolyChloroBiphényle).

La diversité des lombrics dans ces lieux est riche d'informations. Cependant, pour l'instant peu de recherches ont été effectuées sur ce sujet. Il existe alors peu de points de comparaison afin de tirer des conclusions sur les effets des populations de vers de terre existantes dans ces « sols ». On peut tout de même chercher des similitudes avec d'autres travaux de recherche dans le domaine du milieu urbain (Smetak et al., 2007 ; Baker et al., 1997) et dans le cadre d'études sur des sols pollués (*cf.* programme bio-indicateurs de l'ADEME).

#### 3 Conclusions

Cette étude a permis pour la première fois d'évaluer la présence, l'abondance, la diversité des lombriciens dans des ouvrages de gestion d'eaux pluviales (bassins d'infiltration). Par la suite, ces résultats pourront être confrontés à des données de pollution des sédiments, comme par exemple une pollution aux PCBs sur certaines portions des bassins (premiers résultats présentés en **Annexe 9**). Cependant le manque de littérature sur ces recherches fait qu'il est difficile de conclure au niveau général du fonctionnement des bassins. Afin d'approfondir cette approche, il est nécessaire de mener les recherches sur l'ensemble des bassins de la région lyonnaise (voire dans d'autres régions mais avec des systèmes identiques) pour avoir une base de données suffisante pour créer un référentiel adapté qui permettra de qualifier ces dépôts en sols. Ces recherches permettront de mieux caractériser ces dépôts et de mieux évaluer le rôle des lombrics sur l'infiltration des eaux entre autre.

## **B.VI.C**ONCLUSION

Grace à un échantillonnage basé sur des paramètres invariants représentatifs des bassins d'infiltration de l'Est Lyonnais (tailles des BV et des BI, activités humaines, ...), nous avons obtenu un jeu de données très riche et unique. Malgré une relative hétérogénéité des niveaux de concentrations des éléments majeurs et micropolluants organiques ou minéraux, nous pouvons dire que les paramètres descriptifs des bassins versants drainant les eaux pluviales infiltrées ne permettent pas de discriminer fortement les propriétés géochimiques des matériaux de surface. Cependant ce travail permet de montrer la capacité de ces surfaces à piéger les contaminants tels que les métaux lourds, les HAP, les PCB, les Dioxines, les pesticides Alphylphénols, le TiO2. La surface des bassins présente donc une "signature chimique urbaine" et concentre sur des petites surfaces de sols les éléments chimiques qui circulent en milieu urbain.

Nous avons montré aussi que ces sols sont des supports de développement de végétaux typiques de milieux eutrophes et dépendants des bassins d'infiltration. Cette hétérogénéité, caractérisée par la surface couverte, la diversité et l'abondance des espèces, dépend des activités humaines, des modes de gestion des bassins, de l'épaisseur de la couche de sédiments. Mais le facteur principal de développement de la végétation est la présence plus ou moins continue de l'eau. Les premiers résultats de caractérisation des lombrics qui permettent d'obtenir une information sur leur écologie dans ces milieux, ainsi que sur leur possibilité d'être des bioindicateur de pollution, sont très encourageant.

Les résultats obtenus dans cette partie montrent bien que du point de vue physique et chimique, mais aussi par leur capacité à être colonisé par des végétaux, que nous avons bien à faire à des sols. Bien que leur dénomination comme « sédiments » permette de garder à l'esprit l'origine de ces matériaux, le terme « sol anthropique », fortement influencé par les activités humaines, semble plus approprié pour parler de cette couche de surface des bassins d'infiltration.

D'un point de vue pédologique, le curage régulier des bassins d'infiltration constitue une difficulté. En effet, il y a très fréquemment remise à zéro des processus. Comme dans le cas de sols subissant des phénomènes d'érosion intense, on doit considérer des rajeunissements fréquents du sol par exportation des horizons de surface. Méthodologiquement, de telles remises à zéro des processus pédogénétiques peuvent permettre la mise en place de chronoséquences dans lesquelles on compare les propriétés des sols de différents âges. Ce type d'approches très développé par exemple dans les marges glaciaires, permet de repérer les modifications précoces des sols (ou pédogenèse initiale). Une telle démarche n'a malheureusement pas été possible dans le cadre du programme FAFF car i) on ignore dans la plupart des cas la date du dernier curage des bassins ii) l'opération de curage est rarement homogène spatialement (des parties du bassin sont décapées entièrement avec exportation des sédiments anthropogéniques mais aussi de matériaux fluvio-glaciaires ; des parties subissent un décapage partiel des sédiments ; des parties demeurent intacts), iii) l'hétérogénéité des dépôts sédimentaires et des fonctionnements hydriques au sein d'un même bassin avec des régimes d'inondation très distincts selon les zones et iv) l'hétérogénéité entre les bassins rend délicate toute approche considérant, au sein et entre les bassins, le temps comme seul facteur variant.

# PARTIE C - LE ROLE DE L'EAU ET ETUDE DES MECANISMES DE TRANSFERT

Les résultats présentés dans cette partie sont essentiellement issus de travaux provenant du LEHNA-IPE (ex L.S.E.), du CETE Lyon et du LTHE.

## C.I. INTRODUCTION

Dans la partie précédente (Partie B) nous nous sommes attachés à la caractérisation de l'horizon de surface constitué essentiellement de sédiments d'origine urbaine : horizon JZtr/AZtr. Dans cette partie. nous nous intéresserons essentiellement aux écoulements de l'eau dans les horizons sous-jacents (horizon IIC), ainsi que dans toute la Zone Non Saturée (ZNS). En effet nous avons constaté des concentrations significatives d'ETM dans certains lithofacies du dépôt fluvioglaciaire constituant « la roche mère de l'anthroposol ». le rôle de filtre de ces horizons de surface n'est donc pas total. Nous avons fait l'hypothèse que les hétérogénéités structurales et texturales pouvaient engendrer des hétérogénéités d'écoulements, en particulier des chemins préférentiels de l'eau et des solutés. Afin de confirmer cette hypothèse, deux approches sont proposées : i/ l'observation à l'aide de méthodes géophysiques du cheminement de l'eau in situ en conditions maitrisées et ii/ la modélisation des écoulements dans ce milieu hétérogène. Afin de s'affranchir des hypothèses relatives à l'interprétation des signaux géophysiques, d'une part, et de modéliser des écoulements dans une géométrie réaliste, d'autre part, nous avons choisis de nous focaliser sur le site d'étude de la tranchée décrite dans la Partie A. Puis nous nous intéresserons à la qualité des solutions issues des mécanismes de solubilisation/désorption des éléments piégés dans la couche de surface. Nous étudierons ensuite les mécanismes de rétention des éléments mobilisés par les différents lithofaciès fluvioglaciaires.

### **C.II.** SUIVI D'INFILTRATION

Le suivi d'infiltration dans le sol est un sujet faisant actuellement l'objet de multiples études, car il concerne plusieurs domaines tels que l'hydrologie (Looms et al., 2008), l'agronomie (Michot et al., 2003), la circulation de lixiviats ou de polluants (Clément et al., in press). Les techniques géophysiques employées permettent d'observer de manière non destructive l'évolution des teneurs en eau dans le sol, de manière quantitative et/ou qualitative. Les principaux outils géophysiques utilisés dans notre étude sont la tomographie de résistivité électrique (ERT), la résonance magnétique des protons (RMP) (Clément et al., in press), le radar géologique (GPR). Du fait d'une pollution magnétique trop importante sur le site, la méthode RMP n'a pas pu être utilisée, une étude de faisabilité en laboratoire concernant la caractérisation des écoulements en milieux poreux variablement saturée est proposée en **Annexe 10**. L'infiltration a donc été suivie uniquement par GPR et ERT.

#### 1 Matériels et méthodes utilisés pour le suivi temporel d'infiltration

Les essais d'infiltration d'eau en condition contrôlée (charge constante) ont été réalisés dans le bassin d'infiltration Django Reinhardt : i/ en arrière de 2 m de la tranchée excavée afin de s'affranchir de l'excavation comblée et ii/ au-dessus de la lentille de sable observée. Le travail réalisé précédemment (partie A) sur la tranchée du bassin d'infiltration DjR nous a permis d'obtenir une structure tridimensionnelle de la Zone Non Saturée, mettant en évidence des structures hétérogènes, que ce soit par leurs modes de dépôts, leurs formes ou leurs lithologies. Dans le but de comprendre les processus d'infiltration, ainsi que les chemins d'écoulements préférentiels au sein de ces structures hétérogènes, nous avons réalisé une expérience de suivi d'infiltration d'eau forcée en un point situé au-dessus du lithofaciès sableux (Sx) environné du lithofaciès majoritaire Gcm,b/Gcm. Ce sable forme une lentille épaissse d'environ un mètre, à une profondeur variant de 0,8 m à 2 m. En surface, on retrouve une couche de sédiments en vert avec une épaisseur variant de 5 à 20 cm (Figure 65).



Figure 65 : Profils radars et lithofaciès associés autour de la position de l'anneau d'infiltration.

Un anneau d'infiltration de 1 m de diamètre, d'une hauteur de 50 cm, est enfoncé de 2 à 3 cm à la verticale de la couche sableuse. La couche de sédiments à l'intérieur du cylindre est enlevée. Pour éviter les fuites latérales, un joint à la bentonite est mis en place à l'extérieur de l'anneau (Figure 66 a/). Un film plastique est placé à l'intérieur de l'anneau, rempli d'une lame d'eau de 10 cm et est percé

à t=0, c'est-à-dire au début de l'infiltration (Figure 66 b/). Le niveau de la lame d'eau est ensuite maintenu constant pendant deux heures afin de saturer le sol, puis l'apport d'eau est interrompu.



Figure 66 : a/ Anneau d'infiltration utilisé pour les essais d'infiltration en conditionscontrôlée b/ Anneau d'infiltration avec le film plastique permettant d'avoir une lame d'eau de 10 cm dès t=0.

L'évolution de la hauteur de la lame d'eau est suivie jusqu'à infiltration complète du volume d'eau résiduel. La hauteur d'eau diminue de façon linéaire : le régime permanent a été atteint au bout de 2 h d'infiltration (Figure 67).



Figure 67 : Évolution de la hauteur d'eau résiduelle en fonction du temps après 2 h d'infiltration à charge constante.

#### 2 Suivi temporel d'infiltration par ERT

#### 1 Matériels et méthodes

Les panneaux électriques (mesures électriques sous forme de profils 2D) ont été réalisés à partir d'un dispositif Wenner-Schlumberger : 32 électrodes ont été disposées en ligne tous les 0,5 m, donnant ainsi un profil de 16 m de long. Cinq profils ont été mis en place selon la configuration représentée sur la Figure 68 dont le profil central recoupe l'anneau d'infiltration. Un cycle est constitué d'une acquisition de cinq profils qui dure une dizaine de minutes. Un cycle de référence à t=0 (5 profils avant infiltration) a été réalisé avec le même dispositif mais avec un espacement d'électrode de 1 m avant l'infiltration. Quatre cycles ont été ensuite effectués :

- deux cycles pendant l'infiltration : cycle 1 soit 30 mn après le début de l'infiltration et cycle
   2 soit 90 mn après le début de l'infiltration,
- deux cycles après les 2 h d'infiltration : **cycle 3** soit 30 mn après la fin de l'infiltration, **cycle 4** soit 90 mn après la fin de l'infiltration.

Pour les rappels de la méthode ERT ainsi que les méthodes de suivi d'infiltration le lecteur se rapportera à l'**Annexe 11**.



Figure 68 : Position du dispositif ERT pour le suivi d'infiltration.

Les données obtenues à partir des différents dispositifs en 2D ont fait l'objet d'une inversion. L'inversion a été réalisée avec les logiciels Res2Dinv et Res3Dinv (Loke, 1999). Ces logiciels effectuent l'inversion des résistivités apparentes mesurées par une méthode d'optimisation par moindres carrés. A chaque itération, un modèle de résistivités apparentes calculées est comparé avec les résistivités apparentes mesurées. Si l'écart RMS (Root-Mean Square) entre le modèle et les mesures est suffisamment faible, le modèle de résistivité est considéré valide, sinon une nouvelle itération correspondant à un modèle de résistivité différent est proposée.

#### 2 Résultats et discussion

Dans un premier temps, la caractérisation des structures du dépôt fluvioglaciaire à partir des profilages électriques (2D) sera présentée. Les résultats du suivi d'infiltration par ERT seront présentés dans un second temps.

#### 1 Caractérisation des structures du dépôt fluvioglaciaire



#### Figure 69 : Comparaison du profil de résistivité électrique réalisé en arrière de la tranchée avec la répartition des lithofaciès de la paroi d'excavation (le rectangle noir correspond à la projection de la paroi d'excavation) réalisée dans le bassin DjR (profil 4).

Le profil de résistivité électrique présenté sur la Figure 69 a été réalisé en arrière de la tranchée, sur le profil x=4 m (Figure 68). Trois zones de résistivité peuvent être repérées sur le profil. Les résistivités les plus faibles inférieures à 600  $\Omega$ .m sont localisées dans les premiers centimètres du sol, proches de la surface du bassin. Les résistivités comprises entre 600  $\Omega$ .m et 1500  $\Omega$ .m correspondent des valeurs moyennes de résistivités pour un dépôt fluvioglaciaire constitué majoritairement de sables et de graviers non saturés. Ces valeurs se retrouvent en dessous de la couche de faible résistivité en surface, ainsi que sur les bords latéraux du profil. Les résistivités comprises entre 1500  $\Omega$ .m et 3000  $\Omega$ .m sont réparties sur une bande comprise entre 1 m et 3 m tout le long du profil, avec également une augmentation de la résistivité jusqu'à 6 m de profondeur en milieu du profil.

L'analyse du profil électrique permet d'identifier différentes parties :

- Partie supérieure : la zone de résistivités relativement faibles observée jusqu'à une profondeur d'environ 0,5 m est associée au mélange hétérogène de sables et graviers (lithofaciès Gcm, à teneur en sable et fines importante),
- Partie inférieure : deux interprétations sont possibles pour ce qui concerne les zones de plus fortes résistivités identifiées. La zone au nord pourrait correspondre à une plus forte densité de graviers sans matrice sableuse ou fine (lithofaciès de type Gcg,o), comme observé sur l'excavation côté nord. Au sud, en comparant avec la même excavation, la lentille de forte résistivité semble être associée à la lentille de sable de pendage modéré vers le sud. Les résistivités élevées dans le sable pourraient être dûes à une rétention d'eau plus importante

dans la couche supérieure, pouvant expliquer une moindre saturation de la lentille de sable, et par conséquent une résistivité électrique plus élevée.

#### 2 Suivi d'infiltration par ERT d'un profil durant deux cycles

Il s'agit de montrer les résultats suivant deux profils recoupant l'anneau (x=2m) dont l'un a été acquis en cours d'infiltration (cycle 2) et l'autre 30 mn après la fin de l'essai d'infiltration (cycle 3).

Au cours du cycle 2 (pendant l'essai d'infiltration), la Figure 70 montre une baisse de résistivité qui est marquée au centre de la section par un changement de résistivité en surface : de 640  $\Omega$ .m (bleu-vert) à 300  $\Omega$ .m (bleu foncé) au niveau des « bulbes »; et en profondeur entre 1 et 2,15 m où la résistivité passe de 1580  $\Omega$ .m environ (ocre et orange) à 1170  $\Omega$ .m (jaune). La baisse de résistivité est plus importante dans l'horizon inférieur (majoritairement constitué par un lithofaciès de type Gcm,b) que dans l'horizon supérieur (lithofaciès Gcm).



Figure 70 : Profil électrique 2D du cycle 2 au cours de l'infiltration (90 min).

Au cours du cycle 3, soit 30 mn après la fin de l'infiltration, on observe une désaturation des matériaux (Figure 71). En profondeur, les résistivités continuent de diminuer, atteignant 1170  $\Omega$ .m sur un rayon de 25 cm autour de l'anneau central. Une nouvelle zone au nord voit sa résistivité diminuer. Les courbes concentriques correspondant à des résistivités de l'ordre de 1580  $\Omega$ .m (orange) et 1820  $\Omega$ .m (rouge) diminuent en faveur de résistivités aux alentours de 1350  $\Omega$ .m (ocre) et 1170  $\Omega$ .m (jaune). En plus de s'être propagé en profondeur, le front d'infiltration s'est donc également étendu latéralement autour du point initial d'infiltration, notamment vers le nord en partie haute de l'horizon inférieur. Une autre orientation préférentielle vers le sud au sein de la partie supérieure est observée. Elle correspond à une diminution de résistivité d'environ 100  $\Omega$ .m, qui ne s'observe pas au nord de l'anneau d'infiltration.



Figure 71 : Profil électrique 2D du cycle 3 soit 30 mn après la fin de l'essai d'infiltration.

D'une manière générale, les trois temps de la propagation de l'eau se déroulent de la manière suivante : i/ propagation au droit de l'anneau d'infiltration en surface, ii/ propagation au droit de l'anneau d'infiltration en profondeur, iii/ propagation latérale. Le suivi des résistivités au cours de l'infiltration permet bien de suivre la progression en profondeur et latéralement du front d'infiltration en

fonction du temps. Cette progression se fait de manière préférentielle vers le sud dans l'horizon supérieur, et vers le nord dans l'horizon inférieur.

#### 3 Suivi d'infiltration par ERT suivant 3 plans horizontaux et durant trois cycles

Cette partie présente les résultats obtenus après inversion 3D des 5 profils électriques 2D mesurés au cours d'un même cycle. Les résultats présentés correspondent aux mesures effectuées lors du cycle de référence (avant l'infiltration), ainsi que lors des 3 cycles : **cycle 1** pendant l'infiltration (30 mn après le début), **cycle 3** (soit 30 mn après l'infiltration de 120 mn) et **cycle 4** (soit 90 mn après l'infiltration de 120 mn).



## Figure 72 : Section horizontale comprise entre les profondeurs 0,00-0,25 m, obtenue après inversion 3D des profils du cycle de référence et des cycles 1, 3 et 4.

Sur la Figure 72 (section 0-0,25 m), on observe une diminution de résistivité (cercle noir du cycle 1) dès le début de l'infiltration au niveau de l'anneau d'infiltration. La diminution se poursuit en périphérie de l'anneau préférentiellement vers le sud lors des deux cycles 3 et 4 suivants. Au nord de l'anneau

d'infiltration, au cycle 4, une diminution sensible de résistivité marque tout de même un écoulement de ce côté-ci de l'anneau, bien qu'il soit beaucoup moins important qu'au sud. On met bien en évidence ici un écoulement préférentiel vers le sud-est au sein de l'horizon supérieur. Des artefacts de mesure au cycle 1, entourés en rouge sur la figure suivante, peuvent être dûs à des contrastes élevés de résistivités. Ces artefacts sont expliqués par Clément (2010) comme des erreurs d'inversion des mesures, le processus d'inversion consistant à reproduire les augmentations relatives de résistivités apparentes (entre une zone très saturée en eau et une autre qui ne l'est pas par exemple) par des augmentations de résistivités calculées. Pour un dispositif Wenner-Schlumberger, ces augmentations localisées de la résistivité se font de part et d'autre du bulbe d'infiltration, tandis que pour un dispositif dipôle-dipôle, l'anomalie sera sous l'infiltration. Un moyen de contourner ce problème serait d'utiliser un dispositif asymétrique de type pôle-dipôle et de faire les mesures en mode normal et réciproque. Ce type d'anomalies a par ailleurs été observé sur les sections horizontales inférieures.



Figure 73 : Section horizontale comprise entre les profondeurs 0,50-0,90 m, obtenue après inversion 3D des profils du cycle de référence et des cycles 1, 3 et 4.

Les Figure 73 et Figure 74 représentent les résultats d'inversion pour les profondeurs comprises approximativement entre 0,5 m et 0,9 m, et entre 0,9 m et 1,3 m respectivement. Les informations apportées par l'ERT sont moins précises dans l'horizon inférieur. Les résistivités semblent augmenter dès le cycle 1, ce qui est très probablement dû à des contrastes de résistivités du fait de l'ajout d'eau

en surface. En dehors du cycle 1, on observe une diminution de résistivités au nord de l'anneau d'infiltration aux cycles 3 et 4. Ce constat est corrélable à la diminution de résistivité au nord de l'anneau observée via le profil électrique 2D.

Ces résultats montrent que le suivi d'une infiltration par ERT peut permettre d'identifier les cheminements préférentiels d'écoulement. En complément des sections horizontales, l'inversion en 3D permet également d'identifier les écoulements préférentiels dans les sections verticales longitudinales et transversales (résultats non présentés dans le rapport de synthèse). L'inversion 3D de profils électriques 2D peut ainsi permettre d'évaluer les directions préférentielles d'écoulement dans les 3 directions spatiales. Toutefois, les modèles de résistivité en 3D issus de l'inversion de données 2D donnent des résultats affectés par des anomalies de résistivités.



Figure 74 : Section horizontale comprise entre les profondeurs 0,90-1,23 m, obtenue après inversion 3D des profils du cycle de référence et des cycles 1, 3 et 4.

#### 3 Conclusion

La tomographie de résistivité électrique a tout d'abord permis de reconnaître les principales structures du dépôt fluvioglaciaire. Deux parties ont été identifiées :

- Partie supérieure, caractérisée par des résistivités électriques relativement faibles, associées au lithofaciès Gcm,
- Partie inférieure, caractérisée par des résistivités électriques élevées à très élevées associées au lithofaciès majoritaire de type Gcm,b, les augmentations locales de résistivités étant associées aux zones de plus forte densité de graviers (lithofaciès de type Gcg,o) et à la lentille de sable S-x (hypothèse de l'existence d'un phénomène de barrière capillaire à l'interface avec le lithofaciès supérieur).

Le suivi temporel d'infiltration par tomographie de résistivité électrique a permis de mettre en évidence l'hétérogénéité du champ d'écoulement en phase d'infiltration par analyse des variations locales de résistivités électriques obtenues par inversion 3D. Toutefois, les modèles de résistivité en 3D issus de l'inversion de données 2D donnent des résultats affectés par des anomalies de résistivités. Comme montré dans la littérature (Clément, 2010), des contrastes de résistivité élevés lors de la propagation d'un front d'infiltration (contraste entre une zone fortement saturée en eau et une autre faiblement saturée) peuvent entraîner des problèmes d'inversion. Pour le dispositif Wenner-Schlumberger utilisé pour les mesures, ces augmentations localisées de résistivité se font de part et d'autre du bulbe d'infiltration.

#### 3 Application du radar géologique au suivi temporel d'infiltration

#### 1 Matériels et méthodes

Le radar géologique peut être utilisé pour suivre dans le temps la progression d'un front d'infiltration dans les premiers mètres du sol. Actuellement, peu d'études utilisent cette technique, mais on recense tout de même plusieurs dispositifs permettant de caractériser l'évolution du front d'infiltration, (le lecteur se reportera à **l'Annexe 12**). D'une manière générale, le radar géologique, bien qu'encore peu utilisé pour étudier la progression d'un bulbe d'infiltration, semble être adapté pour ce type d'étude. Nous avons élaboré deux dispositifs permettant de visualiser l'évolution d'une infiltration : i/ suivi d'un réflecteur **dans le temps** où il s'agit de placer une antenne de 400 MHz en position fixe au centre de l'anneau, puis de faire des mesures toutes les 20 mn (Figure 75) et ii/ suivi **dans l'espace** de l'amplitude du signal sur quatre profils acquis autour du dispositif d'infiltration où il s'agit d'encadrer l'anneau d'infiltration par quatre lignes de profils et d'effectuer les acquisitions à l'aide d'une antenne 400 MHz, toutes les 20 minutes, soit 15 séries de mesures sur une durée de 5 heures avec chaque série comprenant quatre profils d'une longueur de 7 mètres (Figure 76).



Figure 75 : Antenne radar de 400 MHz en position fixe : suivi dans le temps.





#### 2 Résultats

#### 1 Résultats du suivi de l'infiltration dans le temps

D'après la Figure 77, quatre réflecteurs principaux ont été identifiés :

- le réflecteur 1 situé à une profondeur d'environ 90 cm, est généré par l'interface entre le haut de la couche de sable S-x et le bas du Gco, Gcm,b,
- le réflecteur 2 d'après sa profondeur, est situé à l'intérieur de la couche sableuse. Il peut s'expliquer par une stratification interne du sable entrainant une différence de permittivité diélectrique, d'où la présence de ce réflecteur,
- le réflecteur 3 situé à un profondeur d'environ 1,80 m représente la base de la couche sableuse, donc la limite entre le S-x et le lithofaciès Gcm/Gcm,b,
- le réflecteur 4 situé sous la lentille sableuse à une profondeur d'environ 2,20 m, est plus difficile à interpréter. Il est situé dans le lithofaciès Gcm,b/Gcm.



Figure 77 : Evolution dans le temps des quatre réflecteurs principaux au centre du dispositif.

Pour ces quatre réflecteurs on remarque une variation de profondeur en fonction du temps par rapport à la position de référence à t=0 (avant infiltration). Les autres mesures ont été effectuées après l'arrêt de l'apport en eau soit à partir de t= 136 mn jusqu'à t= 315 mn, en effet la présence d'une lame d'eau dans l'anneau perturbe le signal qui devient difficile à interpréter. Plus précisément, la Figure 77 montre l'évolution de la profondeur des réflecteurs en fonction du temps.



Figure 78 : Évolution de la profondeur des réflecteurs en fonction du temps

Ce sont les modifications de teneur en eau dans le sol qui permettent d'expliquer les variations de profondeur des réflecteurs. Ainsi à t= 120 mn, la zone située sous l'anneau est saturée en eau et va progressivement se désaturer à l'arrêt de l'apport en eau. On assiste ici au phénomène de drainage de l'eau dans le sol. En effet, plus le milieu est sec, plus la permittivité diélectrique  $\varepsilon$  diminue, donc plus la vélocité des ondes électromagnétique est grande (équation 1 et 2 de l'Annexe 11). Autrement dit, moins il y a d'eau dans le sol, plus le temps d'aller-retour des ondes sera court, donc plus le réflecteur sera proche de la surface.

Les quatre graphiques (Figure 78) présentent le même type de courbe mais des différences sont tout de même observables au niveau des maximums de profondeur. A t=0, le milieu est désaturé et la profondeur de tous les réflecteurs est minimale. La profondeur des réflecteurs va ensuite varier avec l'apport d'eau. Pour les réflecteurs 1 et 2, on observe le maximum de profondeur dès la première mesure après l'arrêt d'apport d'eau en surface, c'est-à-dire à t= 136 mn. De t= 136 mn à t= 315 mn, la profondeur des réflecteurs diminue et tend vers sa position initiale, sans l'atteindre pour autant. Pour les réflecteurs 3 et 4, il y a un léger décalage dans le temps avec un maximum de profondeur des réflecteurs à t= 153 mn. De t=153 mn à t= 315 mn, les réflecteurs vont remonter vers leurs positions initiales comme pour le réflecteur 1 et 2.

Les maximums de profondeur des réflecteurs peuvent donc être interprétés comme les temps auxquels le milieu est le plus saturé en eau. Ainsi, les décalages des maximums de profondeur observés pour le réflecteur 3 et 4 peuvent alors s'expliquer comme des retards à la saturation du milieu. On en déduit donc qu'à t= 136 mn, le dessus et l'intérieur de la couche de sable sont saturés en eau, alors que le dessous de la couche n'est saturé qu'à t= 153 mn. On observe donc ici l'influence de la couche de sable sur les écoulements, qui va jouer un rôle de barrière et ralentir l'avancée du front d'infiltration. Lors de la dernière mesure à t= 315 mn, on remarque que les réflecteurs ne sont pas revenus à leurs positions initiales, ce qui signifie que le milieu n'est pas totalement désaturé.

L'observation des courbes obtenues précédemment laisse penser que la dynamique de remontée des réflecteurs vers la surface peut se découper en deux parties distinctes et quasi linéaire (Figure 79). Dans un premier temps, la profondeur du réflecteur diminue de façon quasi linéaire avec une pente plus forte, alors que la deuxième partie de la courbe présente une pente plus faible.



#### Figure 79 : Étude de la dynamique du drainage

Il y aurait donc deux types de drainage, rapide au début de la désaturation puis un drainage lent par la suite. Les pentes ainsi que le coefficient de corrélation des courbes de chaque réflecteur sont détaillés dans le Tableau 23.

	Pente 1 <sup>ere</sup> partie	R²	Pente 2 <sup>eme</sup> partie	R²
Réflecteur 1	0,0014	0,93	0,0002	0,96
Réflecteur 2	0,0010	0,87	0,0001	0,75
Réflecteur 3	0,0008	0,91	0,0002	0,63
Réflecteur 4	0,0007	0,97	0,0002	0,63

Tableau 23 : Pentes et coefficient de corrélation des courbes.

On remarque que les premières parties des courbes sont globalement linéaires, alors que les deuxièmes parties sont de moins en moins linéaires plus on descend en profondeur (Tableau 23). Le drainage le plus rapide a lieu sur la première partie des courbes, avec une vitesse de drainage plus importante pour les réflecteurs les moins profonds. Le réflecteur 1 est situé au-dessus de la couche de sable, et présente la pente la plus forte. Les réflecteurs 2, 3 et 4 sont situés dans la couche de sable ou en dessous, et la vitesse de drainage est plus faible en première partie. On observe donc une nouvelle fois l'influence de la couche de sable sur le drainage. Les pentes en deuxième parties sont plus faibles, mais il est difficile de les comparer entre elles à cause des valeurs de R<sup>2</sup> trop éloignées de 1.

L'étude des écoulements à l'aide d'une antenne radar fixe mesurant des profils points nous apporte des informations sur l'avancée du front d'infiltration et la dynamique du drainage. L'acquisition de données sur un temps plus long pourrait permettre d'observer le retour du réflecteur à sa position

initiale, et éventuellement de mettre en évidence la présence de nappe perchée au-dessus de la couche de sable.

#### 2 Résultats du suivi d'infiltration dans l'espace.

L'analyse des profils radars ne se fera pas en termes de profondeur des réflecteurs comme pour les mesures réalisées au centre de l'anneau. Les variations de profondeur des réflecteurs étant très petites, une comparaison entre plusieurs profils successifs nécessite que l'antenne radar passe exactement au même endroit. Or, lors de l'acquisition, la position de l'antenne peut varier légèrement entre chaque passage, ce qui fausserait les résultats. Nous avons utilisé une autre variable pour cette étude : l'amplitude des réflecteurs. Tout comme Schmalz et al. (2002) et Charlton (2000), nous étudions les évolutions d'amplitudes sur des zones bien particulières des profils radars, dans le but de les interpréter comme des modifications de teneur en eau. Contrairement aux traitements précédemment réalisés, nous n'effectuons pas de migration sur les profils radars, car cela homogénéise les amplitudes.

Des zones ont été sélectionnées afin d'encadrer la couche de sable, puis une moyenne des amplitudes maximales de chaque scan est réalisée. Voici les zones de longueur 1 m sélectionnées sur l'ensemble des profils radars (Figure 80):

- rangée A : située entre 5 ns et 15 ns, au-dessus de la couche sableuse,
- rangée B : située entre 25 ns et 35 ns, au niveau de la couche sableuse,
- rangée C : située entre 45 et 55 ns, en dessous de la couche sableuse.



Distance en m

#### Figure 80 : Zones d'études des amplitudes maximales sélectionnées pour tous les profils.

L'objectif est d'étudier l'évolution des amplitudes maximales au cours du temps pour chaque zone et pour chaque profil, afin de mettre en évidence les zones d'écoulements. Il s'agit d'obtenir une valeur quantitative d'amplitude en analysant l'intensité des pixels (en DN, digital number), mais aussi les variations d'amplitudes en observant les profils. La présence d'eau dans le sol va modifier les images radars au fur et à mesure de l'écoulement, ce qui est conforme aux résultats obtenus par Kowalsky (2004).

Les évolutions des amplitudes maximales sont très différentes suivant les zones et les profils étudiés, et ne semblent pas évoluer de manière logique avec l'augmentation ou la diminution de la teneur en eau dans le sol. Par exemple, si l'on observe l'évolution des amplitudes situées proche de la surface pendant les 120 mn d'infiltration, la majorité des graphiques présentent des évolutions d'amplitudes discontinues dans le temps. Ainsi, les variations d'amplitudes dans le temps sont difficiles à interpréter. Toutefois, certaines zones étudiées présentent des valeurs d'amplitudes maximales relativement constantes et très élevées (Profil 1 : B2 ; Profil 2 : B2 ; Profil 4 : B2 et B3). Ces zones correspondent à la couche de sable sous l'anneau. Il s'agit d'une saturation à environ 32000 DN (Digital Number) du fait d'une très forte présence d'eau en surface, phénomène déjà observé par Charlton (2000). Les résultats ne sont donc pas exploitables pour ces zones. D'autres zones vont également présenter des valeurs d'amplitudes relativement constantes (avec des écarts <3500 DN entre l'amplitude maximale la plus faible et la plus forte) sans que le signal ne soit saturé pour autant.

Ces zones semblent donc peu influencées par les variations de teneur en eau. Les autres zones ont des valeurs d'amplitudes fluctuantes en fonction du temps. Il parait difficile aux vues de ces résultats de déterminer l'arrivée du front d'infiltration sur telle ou telle zone. Mais il est possible d'étudier les écarts entre les amplitudes les plus faibles et les plus fortes sur chaque zone, afin de savoir quelle zone est plus ou moins influencée par les écoulements. Nous avons défini trois catégories d'écarts entre les valeurs d'amplitudes extrêmes (Tableau 24).

Ecarts entre les valeurs d'amplitudes extrêmes	Zones profil 1	Zones profil 2	Zones profil 3	Zones profil 4
< 3500 DN	A1, A3, C1, C3	/	A1, A3, B3, C1, C2, C3	A1, A3, B3, C3
3500<7000 DN	/	A1, A3, B3, C1, C3	A2, B1, B2	A2, B1, B2, C1, C2
>7000 DN	A2, B1, B3, C2	A2, B1, C2	/	/

Tableau 24 : Classement des zones en fonction des écarts maximums d'amplitudes mesurés.



Figure 81 : Zones impactées par les écoulements à t = 120mn autour de l'anneau d'infiltration.

Sur les profils, on associe un code couleur à chaque zone en fonction de la catégorie à laquelle elle appartient :

- écart < 3500 DN : vert,
- écart 3500<7000 DN : orange,
- écart >7000 DN : rouge.

Pour chaque profil les couleurs ont été associées à chaque zone, la Figure 81 montre une représentation des quatre profils autour de l'anneau à la fin de l'essai d'infiltration (T = 120 mn).

Ces représentations nous permettent d'observer des zones où les amplitudes des réflecteurs sont plus ou moins fortement modifiées lors de l'infiltration d'eau. On peut donc émettre l'hypothèse que les zones ayant les plus grands écarts d'amplitudes (en rouge) sont les zones les plus influencées par l'infiltration d'eau. La Figure 81 met en évidence des zones d'écoulements préférentiels. Il existe des écoulements dans toutes les directions de l'espace. Au niveau du centre entourant l'anneau d'infiltration, on peut remarquer que les écarts d'amplitudes sont relativement importants, car les zones en rouge et orange prédominent. Les profils 1 et 2 situés des côtés Sud et Ouest de l'anneau semblent plus impactés par les écoulements que les côtés Nord et Est. Lors de la construction du modèle géométrique (Voir partie A), nous avons mis en évidence que la lentille sableuse s'étend vers le Nord-Ouest, tout en s'enfonçant légèrement dans la même direction. Les écoulements à proximité de l'anneau ne semblent pas suivre cette direction du pendage.

Si l'on s'éloigne un peu de l'anneau, il semble que les zones ayant des changements d'amplitudes importants soient majoritairement situées dans la couche sableuse (sauf au Nord du profil 3 et à l'Ouest du profil 4). Cela signifie que la couche de sable joue un rôle majeur dans les écoulements sous l'anneau. Ces fortes variations d'amplitudes peuvent s'expliquer par les phénomènes d'écoulements latéraux le long de l'interface entre un lithofaciès sableux et le lithofaciès Gcm/Gcm,b situé au-dessus. En effet, la conductivité du S-x étant plus faible que celle du Gcm/Gcm,b, il va y avoir une forte différence de teneur en eau entre les deux lithofaciès. Cela va se traduire sur les profils radar par de fortes variations d'amplitudes.

#### 3 Conclusions

L'expérience de suivi d'infiltration mise en œuvre sur la parcelle près de la tranchée, et notamment le suivi des écoulements à l'aide du radar géologique a fourni des résultats prometteurs. En effet, nous avons pu mettre en évidence l'influence de la couche sableuse sur les écoulements. L'étude de l'infiltration avec une antenne radar en position fixe est une technique relativement simple. Les relevés radars réalisés durant trois heures ont permis de mettre en évidence l'avancée du front d'infiltration et la désaturation du sol sous l'anneau. L'étude de l'infiltration à l'aide des profils radars autour de l'anneau nous a donné des résultats plus contrastés. En effet, les étapes de traitement avant d'obtenir le résultat sont longues, et l'évolution des amplitudes maximales en fonction du temps ne semblent pas varier de manière logique avec la teneur en eau. Cependant, en considérant que seule l'eau fait varier l'amplitude des réflecteurs, nous avons pu évaluer les zones ayant les plus grandes variations d'amplitudes, pour déterminer ainsi les zones les plus influencées par les écoulements d'eau. Nous avons alors pu observer des directions d'écoulements prioritaires, notamment le long de la couche sableuse.

#### 4 **Conclusion sur les méthodes géophysiques**

Malgré des résultats prometteurs, l'utilisation des méthodes géophysiques afin d'évaluer les hétérogénéités d'écoulement sont encore en développement : la mesure de la teneur en eau *in situ* n'est pas encore d'actualité. Toutefois, elles donnent des résultats quant à la mise en évidence des chemins préférentiels de l'eau, par exemple, l'influence de la couche sableuse sur le sens des écoulements. Ces méthodes permettent de nous renseigner sur les zones les plus sollicitées en termes de flux et les zones de rétention d'eau. Ces informations peuvent aider à la compréhension à la connaissance des écoulements et des phénomènes chimiques associés dans la Zone Non Saturée.

# **C.III.** MODELISATION DES ECOULEMENTS D'EAU DANS LA ZONE NON SATUREE (TRANCHEE)

#### 1 Introduction

Nous avons, d'une part, cartographié les teneurs en métaux lourds ou en matière organique en mettant en évidence une accumulation des polluants en certains points qui engendre une hétérogénéité spatiale des concentrations à l'échelle d'une tranchée (voir partie A). D'autre part, les études géophysiques ont montré que la répartition de l'eau dans le sous-sol est hétérogène avec des zones sollicitées différemment en termes de flux et des zones de rétention d'eau (cf. partie précédente).

Le but de cette partie est, à l'aide de l'outil modélisation, de tester diverses hypothèses permettant d'identifier l'origine d'une telle régionalisation. Les parties précédentes ont bien montré que le massif est constitué de lithofaciès aux propriétés hydrauliques contrastées (régionalisation de l'eau) et géochimiques différentes (rétention hétérogène des métaux et de la matière organique).

On peut donc :

- émettre l'hypothèse d'écoulements préférentiels suite au contraste de propriétés hydrauliques et expliquer la régionalisation de la rétention par ces écoulements préférentiels ;
- a contrario supposer que la répercussion des écoulements préférentiels sur les transferts est négligeable et que le facteur le plus impactant est le contraste de propriétés géochimiques.

#### 2 Scénario de modélisation

#### 1 Divers degrés d'hétérogénéité

Le dépôt fluvioglaciaire est un milieu fortement hétérogène et chaque lithofaciès a des propriétés hydrauliques distinctes. Pour mettre en exergue l'influence du contraste de ces propriétés sur les écoulements, trois degrés d'hétérogénéité sont étudiés (Figure 82) :

- un modèle exhaustif qui prend en compte toute la complexité de l'hétérogénéité structurale et texturale avec tous les lithofaciès du dépôt fluvioglaciaire (Gcm, Gcm,b, S-x et Gco);
- (ii) le même modèle mais sans les Gco de sorte à ne prendre en considération que les lithofaciès principaux en termes de pourcentage d'occupation de la section. Le lithofaciès Gco se distingue des autres lithofaciès de par sa géométrie particulière (petites lentilles discontinues) et une très forte conductivité hydraulique à saturation ;
- (iii) un dernier lithofaciès homogène.

La comparaison entre le scénario (ii) et (iii) fournit des éléments d'information quant à l'influence des hétérogénéités de grande taille. La comparaison de ces deux scénarii avec le scénario complet permet de déterminer l'influence des hétérogénéités de petite taille mais de propriétés hydrauliques a priori très influentes sur les écoulements et les transferts. Cette approche permet aussi de répondre à des questions plus pratiques relatives au degré de précision nécessaire pour l'étude sédimentologique, au regard de la qualité des résultats de modélisation des transferts. Concrètement, une description fine et détaillée correspondant au scénario (i) est complexe à obtenir et peut être pas nécessaire à l'étude des transferts d'eau et des polluants.



Figure 82 : Présentation des trois degrés d'hétérogénéités a/ modèle exhaustif b/ même modèle mais sans les Gco et c/ lithofaciès homogène.

#### 2 Conditions hydriques et hydrauliques étudiées

Les processus d'écoulement et de transfert dépendent des conditions hydriques initiales et des conditions hydrauliques. L'influence des teneurs en eau initiales ainsi que des intensités de pluie sur les processus de ruissellement et d'infiltration de l'eau dans le sol ne sont plus à démontrer. Dans ce contexte de bassin d'infiltration, le sol n'est pas soumis qu'à la seule pluie mais aussi aux débits entrant dans le bassin et aux hauteurs d'eau induites. L'étude numérique proposée a porté sur plusieurs scénarii pour permettre une étude complète des processus d'écoulements : (i) drainage d'un système initialement saturé, (ii) infiltration d'eau suite à un flux imposé en surface et (iii) évènement pluvieux comprenant une phase d'infiltration d'eau suivie d'une phase de redistribution. Pour chacun de ces scénarii, une étude de sensibilité a été menée au regard des valeurs des paramètres associés (valeurs des flux imposées, temps d'application des flux, typologie d'évènements pluvieux).

Pour la modélisation des évènements pluvieux, les valeurs de flux imposées ont été calculées suite à la détermination des débits entrants. Ceux-ci ont été estimés en fonction de la quantité précipitée en prenant en compte la surface du bassin versant, son coefficient de ruissellement et la surface du bassin d'infiltration. Les évènements pluvieux type ont été construits sur la base des intensités de pluie proposées par Météo France. Notamment, les pluies sont ainsi classées en trois catégories :

- (i) pluie faible : 1 à 3 mm/h,
- (ii) pluie modérée : 4 à 7 mm/h
- (iii) pluie forte : > 8 mm/h.
- 3 Modélisation numérique
- 1 Modèles usuels d'écoulements et de transfert

Ce paragraphe revient brièvement sur les équations comportementales et différentielles de base utilisées pour la numérique des transferts. Dans le cadre de cette étude, les écoulements et transferts sont modélisés avec une approche conventionnelle. Tous les lithofaciès sont assimilés à des milieux poreux darcéens (loi de Darcy valide). L'eau est mise en mouvement par gradient de charge hydraulique, H, et le flux induit q est proportionnel au gradient de charge hydraulique :

$$\vec{q} = -[K] \nabla H$$

[1]

Où H=h+z et où h est le potentiel de pression de l'eau et z la charge de la gravité. K est la conductivité hydraulique du milieu poreux et dépend de la teneur en eau en non saturé. L'équation différentielle de Richards généralisée est ainsi obtenue par concaténation de la loi de Darcy avec l'équation de continuité (conservation de la masse) :

$$\frac{\partial \theta}{\partial t} = \nabla(K \ \nabla H) - \varphi_w \ C(h) \frac{\partial h}{\partial t} = \nabla(K \ \nabla H) - \varphi_w$$

$$C(h) \frac{\partial h}{\partial t} = \nabla(K(h) \ \nabla H) - \varphi_w$$
[2]
[3]

La résolution d'équations différentielles, nécessaire à la modélisation numérique du champ écoulement, requiert la connaissance des deux courbes caractéristiques des sols, à savoir la courbe de rétention d'eau reliant la teneur en eau  $\theta$  au potentiel de pression h et la courbe de conductivité hydraulique qui relie la conductivité hydraulique au potentiel de pression ou à la teneur en eau. Diverses formulations sont possibles. Nous avons utilisé deux jeux d'équations couramment utilisés dans la littérature, à savoir (i) la combinaison du modèle de Van Genuchten (1980), avec une condition de Mualem, plus le modèle capillaire de Mualem pour la perméabilité (Mualem, 1976), ou (ii) la combinaison de Van Genuchten avec la condition de Burdine pour la courbe de rétention d'eau et le modèle de Brooks et Corey (1964) pour la perméabilité :

$$\begin{cases} \theta(h) = \left(1 + \left(\frac{h}{hg}\right)^n\right)^{-m} \\ K(\theta) = K_s \left(1 - \left(1 - S_e^{1/m}\right)^m\right)^2 avec \ m = 1 - 1/n \end{cases}$$
[4]

$$\begin{cases} \theta(h) = \left(1 + \left(\frac{h}{hg}\right)^n\right)^{-m} a vec \ m = 1 - \frac{2}{n} et \ \eta = mn - 2 \\ K(\theta) = K_s S_e^{-\eta} \end{cases}$$
[5]

Se désigne le degré de saturation.

Concernant les solutés, le transport en milieu poreux est influencé par deux mécanismes fondamentaux, la convection et la dispersion hydrodynamique. La convection désigne l'entrainement des solutés par le fluide vecteur. La dispersion hydrodynamique résulte de la combinaison de la diffusion moléculaire et de la dispersion mécanique. En l'absence d'écoulement de l'eau, le mouvement brownien des particules les disperse dans toutes les directions de l'espace, des concentrations les plus fortes aux concentrations les plus faibles. La dispersion mécanique intervient en cas de mouvement de l'eau. Elle permet une amélioration de la migration des solutés en raison de l'hétérogénéité de la distribution des vitesses dans les pores et entre les pores. La concaténation de la conservation de la masse avec la formulation mathématique des mécanismes de convection et de dispersion permet de proposer le modèle de convection-dispersion CDE. :

$$\frac{\partial \theta \overline{C_{tot}}}{\partial t} = -\nabla(\vec{q}C - \theta D \nabla C)$$
[33] Où  $C_{tot} = C + \frac{\rho_d}{\theta} S$ [6]

Où C et S correspondent respectivement aux concentrations et teneurs adsorbées du polluant,  $\rho_d$  correspond à la masse volumique sèche du matériau, D le coefficient de dispersion hydodynamique. Dans certains cas, les écoulements sont régionalisés, au sein même des milieux poreux. L'eau s'écoule ainsi au sein de zones plus mobiles, certaines poches d'eau restant stagnantes. Les solutés transfèrent par convection et dispersion hydrodynamique dans l'eau mobile et diffusent de l'eau mobile vers l'eau immobile ou vice-versa. Ce type de modèle permet de simuler le fait que les solutés

ont un accès restreint à certaines zones du milieu poreux. Dans ce cas, le modèle MIM (eau Mobile – eau Immobile) peut être considéré :

$$\frac{\partial \theta_M C_M}{\partial t} + \frac{\partial \theta_{IM} C_{IM}}{\partial t} + \rho_d f \frac{\partial S_M}{\partial t} + \rho_d (1 - f) \frac{\partial S_{IM}}{\partial t} = -\nabla (q C_M - \theta_M D_M \nabla C_M)$$

$$\begin{bmatrix} 7 \\ \frac{\partial \theta_{IM} C_{IM}}{\partial t} + \rho_d (1 - f) \frac{\partial S_{IM}}{\partial t} = \propto (C_M - C_{IM})$$

$$\begin{bmatrix} 8 \end{bmatrix}$$

Où  $\alpha$  correspond au coefficient d'échange entre eau mobile et immobile, f la fraction de site de sorption dans l'eau mobile. A ces modèles de transfert il convient de coupler les équations de sorption décrites ci-dessus.

#### 2 Code utilisé et options numériques.

La modélisation numérique a été réalisée à l'aide du logiciel HYDRUS. Ce logiciel est développé par l'Agricultural Research Service de l'US Department of Agriculture (USDA), à Riverside en Californie. La version actuelle 2.03 de HYDRUS 2D/3D permet de simuler les écoulements, le transport de solutés et de chaleur en deux ou trois dimensions dans un milieu variablement saturé en résolvant notamment les équations [2, 4 et 6], notamment pour les écoulements et les transferts de masse.



Figure 83 : Domaine numérique : test de trois scenarii en termes de géométrie, en correspondance avec les scénarios d'hétérogénéité décrits ci-dessus.

Un domaine numérique a été construit en accord avec les trois scénarii en termes de degrés d'hétérogénéité. La construction du maillage a été réalisée en fonction de la géométrie 1 et a ensuite été conservée pour l'ensemble des trois géométries (Figure 83). Plusieurs maillages ont été testés en fonction de la densité des nœuds (maillages plus ou moins lâches). Un raffinage du maillage a été testé notamment au droit des interfaces entre lithofaciès et au niveau des conditions limites. Le domaine numérique de référence comprend 18 477 nœuds et est composé de 36 653 éléments triangulaires. L'influence du maillage sur les résultats et notamment le champ vitesse est discuté ciaprès.

On a affecté à chacun de ces matériaux des propriétés hydrauliques et de transfert. Les propriétés hydrauliques ont été estimées par des essais d'infiltration d'eau de type Beerkan et utilisation de l'algorithme de caractérisation hydrodynamique BEST. Les propriétés hydrodispersives comprenant la caractérisation de tous les paramètres du modèle CDE ou MIM ont été issus de traçages réalisés au cours d'études antérieures (Février et al., 2001 ; Lassabatere et al., 2002). Enfin, les paramètres

géochimiques, ont été dérivés par ajustement des données de batchs sur les formulations usitées et implémentées dans le code de calcul. Il s'agit des paramètres présentés dans la section relative à la géochimie (partie C). Plus de détails sont donnés, au niveau de la partie résultats.

Enfin, concernant les conditions aux limites et initiales, divers scénarii ont été testés. Chaque matériau possédant des caractéristiques différentes de teneur en eau pour une pression donnée, il est difficile de définir un champ de teneur en eau réaliste en conditions initiales. C'est pourquoi, il a été décidé de commencer les simulations par une phase de drainage. Cela permet de choisir en conditions initiales, un champ de pression uniforme, avec une valeur de h faible, permettant de simuler un milieu saturé. Ainsi, cette condition initiale induit des conditions de teneurs en eau différentes selon les matériaux, mais homogènes dans une région à même hydrofaciès, et toutes proches des conditions de saturation. Les parois latérales du domaine numérique ont été affectées d'une condition de flux nul. Le modèle étant relativement large (13 m de large), les effets de bord seront considérés négligeables. En condition limite inférieure, une condition de drainage libre a été proposée. Cette condition permet de simuler l'infiltration de l'eau vers une nappe profonde, ce qui est le cas puisque la nappe est située 13 m sous le niveau du sol. En surface, une condition atmosphérique sans accumulation d'eau a été considérée. Une telle condition permet de prendre en compte l'évaporation potentielle pendant les phases de temps sec et un débit constant (avec refus d'infiltration) pendant les phases de pluie ou de mise en eau du bassin.

#### 4 Résultats

#### 1 Contrastes des propriétés hydrauliques

On cherche à déterminer ici l'influence des propriétés hydrauliques sur les écoulements préférentiels. Les lithofaciès qui constituent le dépôt fluvio-glaciaire ont des granulométries contrastées et de ce fait des courbes de rétention d'eau et de conductivité hydraulique contrastées. Les données ont été obtenues par la méthode Beerkan. Brièvement, la méthode consiste à infiltrer successivement plusieurs volumes d'eau au travers d'un anneau posé sur le sol sans laisser le sol se sécher dans l'anneau. On caractérise ainsi la courbe d'infiltration cumulée qui peut être ensuite traitée analytiquement par l'algorithme de caractérisation BEST développé par Lassabatere et al. (2006). L'association de cette information avec des données de textures (granulométrie) permet à la méthode BEST de déterminer complètement les courbes de rétention d'eau et de conductivité hydraulique. Pour le lithofaciès le plus grossier, i.e. Gco, la méthode a dû être adaptée, mais une caractérisation complète a pu être obtenue. L'ensemble des résultats de caractérisation hydraulique est présenté dans Goutaland et al. (2013).

Les paramètres ainsi déduits et correspondant aux équations sont détaillés dans le Tableau 25. Ces caractérisations ont fait apparaître des propriétés hydrodynamiques contrastées avec par exemple plusieurs ordres d'écart sur la conductivité hydraulique à saturation, ce qui laisse présager des comportements hydrauliques contrastés. Les courbes caractéristiques h( $\theta$ ) et K( $\theta$ ) correspondant aux lithofaciès, sont présentées en Figure 84.

Γableau 25 : Propriétés hydrodynamiques estimées par la méth	node BEST pour les lithofaciès			
constitutifs du dépôt fluvioglaciaire.				

Hydrofacies	$\theta_r$ (m <sup>3</sup> m <sup>-3</sup> )	$\theta_s$ (m <sup>3</sup> m <sup>-3</sup> )	$\begin{array}{l} \alpha = 1/h_g \\ (m^{-1}) \end{array}$	n	$\frac{K_s}{(m h^{-1})}$
hS-x	0.013	0.337	20.5	2.92	3.52
hGcm	0.037	0.274	4.74	2.40	0.551
hGcm,b	0.032	0.226	0.840	2.71	0.0432
hGcg,o	0.020	0.360	111.6	2.70	360



Figure 84 : courbes de rétention d'eau et de conductivité hydraulique des lithofaciès dans dépôt fluvio-glaciaire.

#### 2 Simulation de la redistribution de l'eau en phase de drainage

Les résultats numériques montrent que l'influence du contraste de propriétés hydrauliques sur le cheminement de l'eau dans le système est marqué mais relativement peu perturbateur quant aux flux traversant le système. Ainsi, à 2,5m de la surface du sol, les flux enregistrés pour les mêmes conditions de drainage sont équivalents. Concrètement, l'impact du degré d'hétérogénéité sur la valeur des flux en condition limite inférieure est faible (Figure 85). Les flux modélisés en condition limite inférieure sont du même ordre de grandeur et même complètement confondus pour les deux types de géométries hétérogènes. La géométrie homogène se distingue un peu par un débit inférieur pour les temps courts, cet écart étant attribué à la perméabilité un peu plus faible du Gcm,b qui sert de matériau pour la géométrie homogène.

A 2,5 m de la surface du sol, on a voulu repérer les zones de cheminements préférentiels par les distributions de teneur en eau le long de la condition limite inférieure. Implicitement, les zones de plus fortes teneurs en eau sont aussi les zones d'écoulements plus rapides. On note pour la géométrie uniforme une distribution uniforme de la teneur en eau. Il en est de même de la vitesse verticale, l'eau passe de manière identique dans tout le système.

En revanche, pour les deux autres systèmes, on note un mode avec une augmentation de la teneur en eau positionné à approximativement la moitié de la longueur de la condition limite inférieure. Cela met en évidence en fait un cheminement préférentiel à cet endroit. On note que les deux géométries hétérogènes présentent le même type de figure, la présence du lithofaciès Gco ayant peu d'impact sur cette donnée.



Figure 85 : Flux en condition limite inférieure, soit à 2.5m de profondeur pour les trois géométries.



Figure 86 : Distribution de la teneur en eau, le long de la condition limite inférieure pour les trois géométries et en fonction du temps.

A contrario, le degré d'homogénéité du dépôt joue beaucoup sur le cheminement de l'eau dans le système. Considérons un système uniforme, le drainage va se traduire par une géométrie en strate des courbes d'isovaleur en forme de droites horizontales et une vitesse parfaitement uniforme le long de toute horizontale. C'est ce qui est observé pour la géométrie homogène. En revanche, pour les deux autres géométries, on note des courbes isovaleurs complexes et des zones à profondeur identique de teneurs en eau différentes (Figure 86). On voit bien que la teneur en eau baisse rapidement à certains endroits, et qu'à même profondeur, il y a des zones où la teneur en eau reste à un niveau élevé. Pour les dernières cartes de la chronique de drainage, certains phénomènes de barrière capillaire apparaissent vraiment avec accumulation d'eau au-dessus de la lentille de sable (pour la géométrie intermédiaire) et au-dessus des lentilles de Gco pour la géométrie complexe. Entre ces zones d'accumulation d'eau, on note une canalisation des écoulements avec l'établissement d'écoulements préférentiels (Figure 87).



#### Figure 87 : Modélisation numérique des champs de teneur en eau (volumetrice water content) et du potentiel de pression (water pressure head) en fonction du temps pour le cas de la géométrie complète (Goutaland et al., 2013).

La mise en place de ce type d'écoulement est détaillée pour les deux types de géométrie (Figure 88). Au début du drainage, la tranchée est saturée. Or, sous cette condition, la conductivité du Gcm,b est moindre par rapport aux autres matériaux de sorte qu'il se draine moins vite. *A contrario*, le sable se draine plus vite. Ceci est confirmé par les cartes de teneurs en eau (Figure 88). Une fois désaturée, la lentille de sable va présenter une conductivité hydraulique inférieure à celle du Gcm,b ou du Gcm et va donc limiter l'infiltration et favoriser la rétention d'eau au-dessus de ses interfaces avec les autres lithofaciès et / ou canaliser les flux à proximité. Cette canalisation va se répercuter par la présence d'un chemin préférentiel atteignant la condition limite inférieure. La lentille de sable semble donc avoir un rôle prépondérant dans les premières heures de drainage. Les lentilles de Gco ont aussi ce même effet de barrière capillaire, mais leur action semble plus locale. D'ailleurs, les flux en conditions limite inférieure (flux modélisées à 2.5m) sont comparables en leur absence ou présence.



# Figure 88 : Mise en évidence du phénomène de barrière capillaire et de nappe perchée pour le cas de la géométrie complète.

#### 3 Comportement en phase d'infiltration

Dans cette partie, on modélise la phase infiltration de l'eau. Le profil est donc initialisé en termes de teneurs en eau et pression et un potentiel de pression est imposé en surface. L'eau s'infiltre dans le système avec une progression vers le bas des fronts d'humidifications. Après 1h d'infiltration (Tableau 26), les fronts d'infiltration ne sont pas au même niveau pour les trois géométries. Les fronts des géométries hétérogènes sont à la même côte z, et sont en avance par rapport à la géométrie homogène. Cette avance des fronts d'infiltration est attribuée à la différence de conductivité hydraulique entre les deux lithofaciès Gcm,b et Gcm, ce dernier étant plus conducteur et permettant donc une infiltration plus importante en surface. En revanche, on note que la présence des lentilles de sable ou de gravier Gco ne modifie pas significativement la progression du front d'humidification mais plutôt ses formes révélant une modification des modes d'écoulements. Dans le cas de la géométrie homogène, les fronts d'infiltration définissent des horizons, ce qui est typique des écoulements en piston.

A contrario, la géométrie des fronts d'infiltration est plus complexe pour les sections hétérogènes avec une régionalisation des écoulements, c'est-à-dire le développement d'écoulements dans certaines zones et notamment entre la lentille de sable et les lentilles de GCo.

En conclusion, l'hétérogénéité du dépôt ne semble pas perturber drastiquement les flux infiltrés en surface mais plutôt les modes d'écoulement au sein du dépôt.



#### Tableau 26 : Cartographie des teneurs en eau après 1h de pluie faible (h=0,20m).

Une étude de sensibilité a été menée pour déterminer quelles étaient les conditions les plus propices au développement des écoulements préférentiels. Pour cela, diverses infiltrations ont été modélisées en partant du dernier temps de la phase de drainage et en appliquant en surface divers flux (Figure 89 et Figure 90). Le flux a été imposé jusqu'à ce que les fronts d'humidification atteignent la condition limite inférieure. À ce moment-là, les données numériques montrent que le flux en condition limite inférieure se stabilise et atteint la valeur en surface. Par la suite, le régime d'écoulement devient stationnaire, toutes les grandeurs numériques devenant constantes dans le temps. Les données numériques (champ de potentiel de pression et de vecteur vitesse) sont représentées pour la phase transitoire d'établissement des écoulements dans la section entre le temps zéro et le temps d'établissement de l'écoulement permanent (Tsst). Les résultats sont présentées pour la section la plus hétérogène.



Figure 89 : Modélisation numérique des champs de pression (échelles omises pour plus de clarté) en fonction de la valeur du flux imposé en surface.



## Figure 90 : Modélisation numérique du vecteur vitesse en fonction de la valeur du flux imposé en surface en fonction du débit imposé en surface (en cm/min).

Les champs potentiels de pression et vitesse attestent des écoulements différents selon les conditions imposées en surface. Paradoxalement, les écoulements les plus homogènes ont été obtenus pour les

débits les plus forts en surface. Ainsi, pour un débit de 0.1 cm/min imposé en surface les fronts d'humidification (zones en rouge se développant et se déplaçant vers le bas, Figure 89) ont une forme quasi linéaire avec une forte ressemblance avec le cas de l'infiltration piston. On peut noter aussi que le champ vecteur vitesse est relativement uniforme en direction et en valeur. Il convient de noter que les couleurs des vecteurs reflètent leur valeur et l'ensemble des vecteurs a une couleur semblable (dominante bleue).

En revanche, lorsque la valeur du débit est de seulement 0.001, les fronts d'infiltration ont une forme moins triviale et les cartes des vitesses font apparaitre des zones de couleur rouge (augmentation de la vitesse, Figure 91). Le champ vitesse final est nettement moins uniforme. Pour plus de clarté, les champs vitesse en régime d'écoulement permanent sont illustrés plus précisément pour deux cas extrêmes en termes de valeurs de débit et pour la même section. On note une régionalisation des écoulements importante et un effet de barrière capillaire important au niveau de la lentille de sable et des lentilles de lithofaciès Gco marqué pour le plus faible débit. *A contrario*, le champ vitesse est clairement plus uniforme pour les forts débits imposés (Figure 91).



Figure 91 : Cartographie des champs vitesse obtenus pour les deux valeurs de débits extrêmes, (haut) débit de 0.001 cm/min et (bas) débit de 0.1 cm/min.

Le fait d'obtenir des écoulements préférentiels plus marqués en conditions de débits faibles semble contre-intuitif. Il est en effet d'usage de considérer que les écoulements préférentiels se mettent en place à forte pression quand les zones de fortes conductrices hydrauliques sont activées. Ce schéma conceptuel s'applique bien dans certaines configurations telles que les sols macroporés ou fracturés. Dans ce cas, le sol est constitué d'une matrice avec un système de macropores et de fissures entre ces éléments. L'activation du réseau de fissures et de macropores se fait quand les pressions sont suffisamment importantes et l'activation des écoulements préférentiels est observée pour les fortes pressions et les fortes valeurs de débits imposés en surface. Dans le dépôt étudié, l'élément le plus conducteur, à savoir Gco est présent sous forme d'inclusions déconnectées qui ne constituent pas un vrai réseau. L'eau ne peut donc pas « s'engouffrer » dans un réseau bien connexe et passer directement de la surface à la limite inférieure. En revanche, de par la présence de lentilles de sable

de Gco, ce dépôt est propice au développement d'écoulements préférentiels de type barrière capillaire qui sont observés en condition de faible potentiel de pression. Le principe est que dans ces conditions, les matériaux les plus perméables se désaturent complètement, du fait de leur faible capacité de rétention d'eau. La matrice environnante devient alors plus conductrice et sert de milieu de transfert. Les inclusions induisent uniquement une déviation des écoulements, localement. Lorsque ces inclusions sont un peu plus grandes (par exemple, lentille de sable), la déviation est suffisamment importante pour induire un écoulement canalisé de type « funneled flow » mais sans véritable cheminement préférentiel de type bypass.

#### 5 Conclusions relatives à l'écoulement

L'objectif de cette partie était de proposer un modèle de fonctionnement hydrodynamique. Suite à une étape de caractérisation hydrodynamique (illustrée brièvement dans ce rapport), la modélisation numérique a été effectuée pour modéliser les écoulements induits par diverses conditions. Les deux phases typiques des évènements pluvieux ont été étudiées, à savoir les phases d'infiltration d'eau et les phases de drainage - redistribution de l'eau dans le profil. Les résultats principaux ont permis de mettre en évidence l'effet des hétérogénéités du dépôt sur les écoulements en Zone Non Saturée. On a mis en exergue la forte influence des grandes hétérogénéités, telles que les lentilles de sable (S-x) de dimensions décamétriques. En effet, ces hydrofaciès induisent des phénomènes de barrière capillaire et une déviation conséquente des écoulements à l'échelle métrique. Cet effet de déviation peut se traduire par une régionalisation / canalisation des flux d'eau à 2/3 m de la surface. Au contraire, les petites hétérogénéités, de type Gcg,o (les graviers sans matrice), ne semblent avoir qu'une influence locale sans rôle prépondérant sur les flux à l'échelle métrique. Le scenario aurait été tout autre si les graviers sans matrice (Gcg,o) avaient constitué un ensemble interconnecté et connexe. Enfin, l'influence de la couche Gcm, présente en surface, joue un peu sur la conductivité hydraulique équivalante et donc sur les flux en amont sans jouer sur le mode d'écoulement au sein du dépôt.

L'étude numérique a aussi montré que le degré d'hétérogénéité de l'écoulement devait *a priori* être fonction de la teneur en eau ou du débit imposé en surface. Paradoxalement, ce sont les conditions de faibles débits en surface ou de conditions hydriques sèches qui sont les plus propices à l'établissement des écoulements préférentiels. En effet, il faut un potentiel de pression suffisamment bas pour que les matériaux les plus drainants soient drainés et voient leur conductivité hydraulique chuter. C'est cette chute de conductivité hydraulique qui induit les phénomènes de type barrière capillaire.
### **C.IV.**QUALITE DE L'EAU TRAVERSANT L'HORIZON DE SURFACE ET LE SOUS-SOL : ESSAIS DE DESORPTION ET ADSORPTION EN BATCH

Dans cette partie, nous étudions la mobilité potentielle de certains contaminants piégés (les métaux lourds Cu, Ni, Zn) dans la surface de l'ouvrage d'infiltration et son devenir dans le sous-sol par des approches en batch. Cette approche est menée grâce à deux approches complémentaires :

- l'étude de la désorption des solutés et polluants (Carbone dissous et métaux lourds) par la couche de surface des ouvrages d'infiltration (étude de la source),
- l'étude de la rétention de ces mêmes solutés et polluants par les lithofaciès qui constituent le sous-sol (dépôt fluvio-glaciaire).

Cette méthode doit nous permettre de quantifier les différentes propriétés de relargage/transfert des matériaux étudiés dans ce contexte pédologique et géochimique urbain spécifique..

Cette approche se base sur une caractérisation des propriétés géochimiques en conditions statiques. Les propriétés géochimiques identifiées ici seront utilisées en associant la modélisation hydrodynamique et géochimique des zones étudiées.

## 1 Étude de la désorption des métaux lourds piégés dans la surface des bassins d'infiltration

#### 1 Méthodes

On étudie ici la mobilité des composés organiques et métalliques des sédiments urbains des 19 bassins. Pour cela on utilise une approche en réacteur fermé : batch. Cet outil permet la mise en contact statique entre l'eau et les matériaux contaminés ce qui conduit à un contact optimal entre l'eau et les sédiments. On obtient donc une quantification d'une mobilité potentielle (maximum) des contaminants piégés dans la phase solide.

La préparation des 19 échantillons représentatifs de la surface des bassins d'infiltration consiste en un tamisage à 2 mm pour éliminer les plus gros agrégats ou les graviers. La faisabilité du tamisage dépend beaucoup de la texture et donc de l'humidité du matériau ; si ce dernier est trop humide il est séché à l'air libre jusqu'à ce que sa texture permette un tamisage.

La solution d'extraction choisie est une solution de NaBr à 10<sup>-2</sup> M. La composition ionique de la solution utilisée pour l'extraction est primordiale pour la mobilité des métaux ou de la matière organique car celle-ci est assez largement régie par des processus d'échanges de cations ou de complexation avec des anions (Fest, 2008, Twardowska, 2003). Cet effet a déjà été préalablement mis en évidence sur les sédiments du bassin de Django Reinhardt dans le cadre de la thèse de Larmet (2007). On considère en général que des extractions à l'eau distillée ou déminéralisée ne sont pas vraiment représentatives des conditions naturelles et peuvent par ailleurs présenter des inconvénients sur le plan analytique (Lebourg, 1996). L'utilisation d'un fond ionique à partir de cations divalents (Ca par exemple) peut présenter des inconvénients notamment en limitant la solubilité du carbone dissous ou en favorisant des mécanismes de précipitation (Fest et al., 2008, Amery et al., 2007, Koopmans et al., 2007). Par ailleurs les ions chlorure ont au contraire tendance à augmenter artificiellement la mobilité des métaux par formation de complexes hydrosolubles (Lebourg et al., 1996, Twardowska et al., 2003, Fest et al., 2008).

Le ratio solide / liquide (S/L) est de 10 mg de solide (poids sec) pour 100 ml de liquide. Ce ratio ne correspond pas aux conditions naturelles et les résultats obtenus ne permettront donc pas de quantifier directement la mobilité des contaminants ou de la matière organique. Certains auteurs recommandent d'adopter des ratios plus représentatifs des processus naturels (Limousin et al., 2007), mais des ratios trop élevés sont problématiques sur le plan expérimental du fait des difficultés qu'on peut avoir à homogénéiser les mélanges sédiment-liquide. Par ailleurs une majorité des études de mobilité de la MO et des métaux est opérée pour des ratios proches (Ellerbrock et al., 2005, Kothawala et al., 2008, Fest et al. 2008), les résultats de l'étude pourront donc être comparés à ceux d'autres travaux. Enfin, il semblerait que la mobilité des métaux soit moins variable lorsque les ratios employés sont plus faibles (autour de 1 :10) (Larmet, 2007).

La mise en contact sol-solution est effectuée pour une durée de 24h : on observe parfois des temps plus élevés dans la littérature mais on peut en général considérer qu'un pseudo-équilibre est atteint après 24h (Shirvani et al., 2006) (on ne peut en fait parler d'un équilibre thermodynamique du fait de la cinétique extrêmement lente de certains processus de sorption). Ces derniers sont agités en continu à 3 tours minutes sur un agitateur rotatif. On procède ensuite à une centrifugation a 4000 tours/min pendant 10 minutes pour récupérer la solution de lixiviation. Les solutions sont filtrées à 0.45µm et conservées quelques jours à 4° pour l'analyse. Les paramètres chimiques mesurés sur les solutions de lixiviation sont : le pH et la conductivité, les concentrations en Zn, Cu et Ni et Carbone Organique Total, la SUVA à 254 et 280 nm. Les échantillons destinés a l'analyse des métaux sont acidifiés à l'acide nitrique et l'acide ortho-phosphorique est utilisé pour le COT. Les analyses des métaux sont faites par absorption atomique et le COT est mesuré par oxydation thermique (Analytik Jena Multi N/C 3100)

#### 2 Résultats

On cherche dans un premier temps à analyser de façon simple ces différentes données et éventuellement à les relier à des observations simples sur la nature des sites ou des matrices solides prélevées.

#### 1 Les concentrations en métaux et COT solubilisés

Le cuivre est le seul métal présent à des concentrations détectables dans les lixiviats sur l'ensemble des sites (Figure 92). Le Triangle de Bron, le Campus de la Doua, Django Reinhardt et la ZAC du Chene se distinguent des autres bassins d'infiltration par une mobilité importante du Cuivre.



Figure 92 : Concentration en Cu total dans les solutions d'extraction sur les différents échantillons.

Les autres métaux Ni et Zn ne sont pas détectés (Tableau 27). Pour le Ni, on ne peut cependant pas conclure à une absence de métal en solution (cf. C.1) car des interférences semblent perturber la mesure de ce métal en absorption atomique. Le tableau 18 résume les sites pour lesquels on peut mesurer les deux métaux dans les solutions obtenues. De manière assez surprenante, on constate que pour certains sites qu'on aurait pu penser fortement pollués, du fait des fortes teneurs en métaux dans les sédiments, les solutions ne présentent aucune trace de Ni ou Zn (c'est notamment le cas pour Django Reinhardt pour le Zn ou du Triangle de Bron pour le Ni). A l'inverse les échantillons de Grange Blanche sont intéressants car on aurait pu imaginer le site assez faiblement contaminé alors qu'on y retrouve les trois métaux Ni, Zn et Cu en solution.

Site	Ni détecté	Zn Détecté	Site	Ni détecté	Zn Détecté
ZAC Paul Claudel			Le Villardier		
Centre Routier			Minerve	х	
Grange Blanche	х	x	Pessilière	x	
Triangle de Bron	х		Boulevard Urbain		
Campus de la Doua	х	х	Chemin de Feyzin		x
ZAC du Chêne	x	x	Charbonnier	x	
PAE Mi-Plaine			Leopha	x	
Le Carreau		х	ZAC des Pivolles		
Django Reinhardt	x		Parilly	x	
			Pierre Blanche	x	

## Tableau 27 : Présence ou absence de Ni et Zn soluble dans les solutions de lixiviation par<br/>bassin.

On peut enfin s'intéresser à la quantité de matière organique solubilisée par les sédiments mis en contact avec la solution de NaBr. Les concentrations sont relativement faibles au regard des concentrations en COT solide et malgré des différences de teneurs totales en COT dans les matériaux, la solubilité de la matière organique est relativement homogène (Figure 93). Les mesures de SUVA montrent que la matière organique est plus soluble lorsqu'elle est plus aromatique. Ceci est à relier aux spécificités des apports de matière organique anthropique en milieu urbain (hydrocarbures aliphatiques et aromatiques).

Ces résultats donnent dans l'absolu des ordres de grandeur de concentrations potentiellement introduites dans le milieu récepteur, elles ne peuvent en aucun cas permettre de comprendre les "mécanismes" ou les liens entre les quantités lixiviées et les propriétés géochimiques de la surface du bassin. Il faut donc travailler avec des concentrations mobiles relatives.

Le Tableau 28 montre l'écart entre des études préalables de mobilité (Larmet 2007) et les mesures réalisées pour ce rapport dans des conditions comparables (Ratio Solide / Liquide de 1 :10 et solution de NaBr a 10<sup>-3</sup> M, contre 10<sup>-2</sup> M dans les résultats présents). Les niveaux mesurés sont tout-à-fait comparables pour le Cu et le COT soluble.

### Tableau 28 : Résultats des études préalables de mobilité de Larmet (2007) et nos propres mesures sur le bassin d'infiltration DjR.

Larmet 2007	Mesuré 2012	
Cu (µg/L)	28.96	20.02
Zn (mg/L)	0.65	0.00
COT (mg/L)	9.83	8.62



Figure 93 : Teneur en COT dans les solutions de lixiviation de chaque bassin.

La Figure 94 montre la forte relation linéaire qui existe entre la mobilité du Cuivre et du COD. Cette relation est tout à fait conforme à d'autres nombreux résultats de la littérature dans différents types de sols et de sédiments et qui montrent une affinité importante du cuivre pour la matière organique (Murakami et al., 2009).



Figure 94 : Concentration en Cu en fonction du COT solubilisé sur les bassins étudiés.

#### 2 La mobilité relative des métaux

La Figure 95 récapitule la mobilité des métaux exprimée en masse de l'élément mobilisé par lixiviation par la masse de cet élément initialement présent dans l'échantillon en µg/kg ou mg/kg. Ce paramètre permet de travailler en données relatives et de pouvoir comparer les échantillons entre eux.



Figure 95 : Mobilité relative des métaux dans les différents bassins.

On constate en premier lieu qu'à quelques exceptions près, les valeurs de mobilité sont très semblables d'un site à l'autre avec des variations n'excédant pas le simple au double pour le Ni et le Zn (c'est également le cas pour Cu si le cas du Carreau et du Charbonnier sont mis à part). Les données étant relatives, tout se passe donc comme si la mobilité était reliée de manière linéaire à la concentration initiale dans la matière solide. On peut donc déjà dire que ce sont certaines phases solides communes aux différents bassins qui vont contrôler la solubilité des métaux. De plus, ces résultats montrent que le métal proportionnellement le plus mobile est le cuivre dans ce contexte de multipollution métallique. Nous avons donc étudié sa mobilité de façon un peu plus détaillée.

#### 3 Étude plus spécifique de la mobilité du Cu

Le Tableau 29 résume les résultats d'une régression linéaire multiple réalisée avec le logiciel R pour le cuivre en relation avec 8 paramètres. Les variables explicatives retenues sont dans un premier temps celles capables d'expliquer les mécanismes de mobilité (propriétés de la matière solide ou organique). La régression permet de donner un niveau de confiance (p-value) pour lequel une corrélation existe entre le paramètre à expliquer et les paramètres explicatifs choisis. Le coefficient R<sup>2</sup> traduit l'écart global entre les données expérimentales et la courbe obtenue avec les coefficients calculés pour les variables explicatives. Il ne s'agit ici que de régression linéaire. Nous allons donc voir plus précisément les relations entre la mobilité du cuivre et le paramètre le plus fortement associé.

Il existe une relation non linéaire décroissante entre la quantité de cuivre mobilisable et la concentration totale en cuivre (Figure 96). Cette relation décroissante montre que seule la concentration totale sur le solide ne peut en aucun cas aider à prévoir les risques de dispersion et de dissémination de ce contaminant dans le sous-sol. Il semble également que l'on pourrait séparer les sites en deux groupes :

- ceux présentant des concentrations totales en cuivre > à 150 mg/kg et pour lesquels la mobilité du cuivre est stable (autour de 0,8 à 1,3  $\mu$ g/kg de Cu mobilisable),

- ceux qui présentent des concentrations totales en cuivre < à 150 mg/kg et pour lesquels la mobilité est fortement décroissante en fonction de la concentration sur le solide.

	p(Mobilité Cu)
Teneur en métal solide	2.46e-09 ***
COT solide	0.008230 **
Humidité	0.092833 °
рН	0.085307 °
Agrégation	0.084494 °
SUVA à 280nm	0.000167 ***
Mode (Granulométrie)	0.002280 **
Span (Granulométrie)	5.12e-09 ***
R <sup>2</sup>	0.81
F(p)	9.849e-14
p(Mobilité métal)	Figuré
p < 0.001	***
p < 0.01	**
p < 0.1	*
p < 0.5	0

Tableau 29 : Régression linéaire multiple entre la mobilité du cuivre et certains paramètrescaractéristiques des sédiments des bassins.



Figure 96 : Relation entre la concentration de Cu sur le solide et la mobilité potentielle du cuivre par ajustement par une loi en X<sup>2</sup>.

Une deuxième régression linéaire multiple est réalisée en analysant les relations entre la mobilité du cuivre et certaines caractéristiques des bassins versants : infiltration, rétention, age du bassin, coefficient d'imperméabilisation et proportion de zone industrielle ou commerciale sur le bassin versant. Les résultats sont donnés dans le Tableau 30.

Paramètre	p(Mobilité Cu)	Туре	p(Mobilité métal)	Figuré
Infiltration <sup>5</sup>	0.007477 **	+	p < 0.001	***
Rétention <sup>6</sup>	0.009906 **	-	p < 0.01	**
Age	7.66e-10 ***	-	p < 0.1	*
Imperméabilité	0.001043 **	+	R²	0.71
ZAC	0.000224 ***	-	F(p)	5.038e-08

Tableau 30 : Relation entre la mobilité du Cu et certaines caractéristiques du bassin versant

Les résultats de la régression sont plutôt acceptables (R<sup>2</sup>=0.71). Il y a une forte influence de l'âge et de la proportion de surface industrielle ou commerciale drainée (ZAC) sur la mobilité du cuivre. Il est très intéressant de noter que la mobilité du cuivre est d'autant plus importante que le site est récent. Mais tout comme le type de surface drainée (ZAC), l'âge peut également être assimilé au niveau de contamination de la matière solide dont l'effet a déjà été discuté précédemment.

#### 3 Conclusion

En conclusion de cette partie, on peut dire que le Cu mobile est en quasi-totalité sous forme de complexes organométalliques et sa capacité de désorption dépend de :

- l'âge du bassin (et donc la façon dont la MO est adsorbée dans les sols),
- la teneur en matière organique soluble et plus aromatique (ce que reflète la SUVA),
- la teneur en Cu des sédiments.

Plus l'accumulation de Cu est importante (>150µg/g) moins le Cu est mobile et indépendant de la concentration totale de ce métal dans le solide.

Pour expliquer ce phénomène, on conceptualise donc le sol introduit en solution comme un ensemble de grains de taille identique où le cuivre peut diffuser (Figure 97). Ces grains pourraient d'une certaine manière être assimilés à des agrégats stables. Ils sont cependant considérés comme homogènes puisque la structure physique des sols ne semble avoir qu'une incidence mineure sur la mobilité du Cu. La capacité du métal à être entrainé vers l'intérieur de ces particules ne dépend alors que de la nature de la MO, de son degré d'humification et est cinétiquement contrôlé.

<sup>&</sup>lt;sup>5</sup> Volume annuel d'eau infiltré sur le bassin divisé par la surface sur laquelle l'eau est infiltrée.

<sup>&</sup>lt;sup>6</sup> Volume annuel d'eau retenu sur le bassin divisé par la surface de rétention (rétention effectuée à l'amont de l'aire d'infiltration).



Figure 97 : Modèle de localisation du cuivre dans les particules solides.

L'existence de zones de très forte rétention de Cu (au centre de ces sphères) permettrait d'expliquer la très faible variation des quantités de Cu solubilisées pour les sols très pollués. Pour chaque couche de la sphère on associe un équilibre de type dissolution (très peu limitant dans les couches superficielles). La diffusion du Cu dans les grains est également envisagée comme un processus dynamique pour justifier l'effet de l'âge du bassin : le métal se dirige de plus en plus vers l'intérieur de la sphère. Dans les sites récents, le cuivre ayant encore peu pénétré dans les sphères, il est plus mobile.

Enfin l'existence d'un seuil pour la mobilité de Cu autour de la concentration en solide de 150 µg/L pourrait correspondre au fait que l'essentiel du métal présent dans le sol se trouve durablement piégé dans les « agrégats ».

Le modèle permet donc d'expliquer différentes catégories de comportement du Cu dans les sédiments des bassins :

- dans les sites anciens et fortement pollués, le modèle suppose une accumulation importante, avec une mobilité faible;
- dans les sites récents, la rétention est assez peu efficace car les processus de diffusion et d'adsorption sont très lents. Le métal est facilement solubilisable et la mobilité est donc très importante.

## 2 Adsorption des métaux dans le sous-sol : isothermes expérimentaux et modélisation de la rétention du cuivre.

Dans cette partie, l'étude du transfert potentiel des métaux dans la Zone Non Saturée est abordée en prenant le cuivre comme métal modèle car il est *a priori* le plus facilement mobilisable. Nous cherchons à quantifier les isothermes de rétention des métaux pour chacun des lithofaciès présents au sein du dépôt fluvioglaciaire. Du fait de granulométries contrastées, on peut supposer que ces matériaux présentent des propriétés contrastées en termes de rétention métallique. L'objectif est également d'étudier l'influence de la complexité de la solution polluée en contact avec les matériaux

du sous-sol selon que le métal est introduit seul ou au sein d'une matrice liquide multicontaminée. Pour répondre à cet objectif l'étude est déclinée en deux parties :

- la première étudie les propriétés des isothermes de sorption du cuivre sur les différents lithofaciès en conditions de multi-contamination (solutions contaminées issues de la lixiviation des sédiments obtenues dans la partie précédente),
- la seconde vise à étudier les isothermes d'adsorption de solutions synthétiques de cuivre (pollution mono-spécifique). Pour ce dernier volet, une modélisation géochimique est proposée permettant l'identification des mécanismes de rétention.

#### 1 Matériels et méthodes

Deux types de batchs sont réalisés : les cinétiques d'adsorption et les isothermes à l'équilibre. Les isothermes à l'équilibre caractérisent l'équilibre thermodynamique final résultant de tous les mécanismes de rétention instantanés et cinétiquement limités. Les cinétiques d'adsorption caractérisent l'évolution de la rétention des polluants étudiés en fonction du temps de contact matrice solide / matrice liquide. Les cinétiques permettent de caractériser la « rapidité » des mécanismes de rétention.

Dix échantillons de lithofaciès ont été prélevés dans une zone préservée de tout type de pollution. Les lithofaciès prélevés sont le Gco, Gcm(b) et Sx. Dans cette étude, le parti pris est de ne pas distinguer Gcm et Gcm(b) qui sont supposés avoir le même comportement géochimique. Les échantillons ont été séchés en étuve à 50°C, puis tamisés à 2 mm pour les expériences en batchs. Pour le lithofaciès Gco, présentant une granulométrie plus grossière, on choisit de conserver la fraction inférieure à 5 mm.

Les solutions chargées en polluants sont de deux types:

- solutions obtenues par les essais de lixiviation des matrices sédimentaires des 19 bassins étudiés. Ces solutions présentent des concentrations significatives en cuivre, zinc et nickel et en COD,
- solutions synthétiques de cuivre. La force ionique de toutes les solutions a été fixée à 10<sup>-2</sup>
   M par un fond ionique de nitrate de sodium.

Les éléments chimiques à l'équilibre ou lors des cinétiques sont mesurés par les mêmes méthodes que dans la partie précédente.

Les essais en batchs sont réalisés à température constante (22°C) avec des temps de contact de l'ordre de la minute jusqu'à 24h (temps d'atteinte de l'équilibre). Des études préalables ont montré que la rétention des métaux et du COD était la même pour des temps de contact plus longs. Tous les batchs ont été réalisés pour un ratio solide / liquide de 1/10 avec 2,5g de matrice sèche mélangée avec 25 ml de solution. Ces derniers ont ensuite été placés sur une table agitatrice pendant une période de 24h. En fin de temps de contact, le surnageant a été filtré à 0,45 µm. Suite à la détermination des concentrations en métaux et teneurs en COT, les teneurs adsorbées ont été déterminées par bilan de masse. Concernant les isothermes de sorption, il faut diluer la solution « mère » la plus concentrée pour avoir une correspondance entre plusieurs concentrations en solution et plusieurs teneurs adsorbées sur les matrices solides. Concrètement, les batchs sont réalisés avec des solutions diluées.

#### 2 Résultats : Batchs réalisés avec les solutions de lixiviation multi-contaminées

#### 1 Adsorption à concentration maximale

Sont présentées ici les sorptions obtenues pour les cas des solutions multi-contaminées non diluées. On illustre les résultats pour le cas de six solutions provenant de la lixiviation des sédiments de PAE Mi Plaine, ZAC du Chêne, ZAC Paul Claudel, Le Carreau, Centre Routier, Campus DOUA. Pour ces expériences, on a donc directement mis en contact les solutions lixiviées avec les matrices solides, sans dilution au préalable des solutions lixiviées (Tableau 31).

		Sx,1	9	Sx,2	Gcg,o		Gcm(b)	
Cu (µg/L)	C0	C(24h)	C0	C(24h)	C0	C(24h)	C0	C(24h)
PAE Mi Plaine	18,1	7,20	18,1	4,48	18,1	5,98	18,1	7,15
Campus DOUA	22,4	6,47	22,4	3,17	22,4	5,86	22,4	5,02
ZAC Chêne	19	6,99	19	3,51	19	5,15	19	4,81
ZAC Paul Claudel	17	5,54	17	2,83	17	4,29	17	3,80
Le Carreau	15,8	4,89	15,8	2,79	15,8	3,90	15,8	3,66
Centre routier	16,7	5,83	16,7	6,42	16,7	4,47	16,7	4,53

Tableau 31 : Concentrations dans le surnageant pour le cas des batchs effectués avec des solutions multi-contaminées mère (solutions les plus concentrées) en fonction du type de lithofaciès.

Pour le zinc et le nickel, nous avons pu observer que l'intégralité du métal était adsorbée dès 24 heures donnant lieu à des concentrations non détectables. Il était donc impossible d'obtenir des isothermes de sorption, la concentration dans le surnageant étant trop faible pour être déterminée par les outils analytiques usuels. Nous avons fait quelques essais complémentaires avec des temps de contact plus faibles pour ces éléments mais sans résultats concluants.

Concernant la matière organique (Tableau 32), la rétention est rapide mais n'est pas complète de sorte qu'il reste une teneur en Carbone Organique Total non négligeable en fin d'essai. En outre, on ne note pas d'adsorption différentielle entre matrices solides. Des essais complémentaires seraient nécessaires pour caractériser les isothermes à l'équilibre, en mettant en contact les mêmes matrices solides avec des solutions diluées à la place des solutions lixiviées pures. En second lieu, la cinétique rapide devrait être caractérisée pour des temps de contact de l'ordre de la minute.

Tableau 32 : Concentration en COT dans le surnageant à T0 et après 24 heures de contact pour
le cas des solutions mère (sans dilution).

	S-x		S-x		Gcg,c	)	Gcm(b	)
СОТ	C0	C(24h)	C0	C(24h)	C0	C(24h)	C0	C(24h)
PAE Mi Plaine	7,7	2,196	7,7	1,718	7,7	1,596	7,7	1,824
Campus DOUA	12	2,091	12	2,198	12	1,869	12	2,623
ZAC Chêne	5,6	1,705	5,6	2,231	5,6	1,261	5,6	2,085
ZAC Paul Claudel	7,1	2,121	7,1	2,223	7,1	2,108	7,1	2,662
Le Carreau	7,7	2,178	7,7	1,546	7,7	1,578	7,7	2,212
Centre routier	8,4	1,721	8,4	2,344	8,4	1,893	8,4	1,978

#### 2 Isothermes de sorption et modélisation

Les solutions mères sont diluées et mises en contact avec les mêmes matrices solides. Cela permet d'obtenir plusieurs couples de points associant concentration dans le surnageant et teneur adsorbée et de construire ainsi les isothermes d'adsorption. Pour simplifier l'exposé des résultats, les résultats des deux échantillons sableux sont confondus.

Les isothermes sont présentés en fonction du lithofaciès (colonne) et de la solution mère (ligne) (Figure 98). Les isothermes de rétention sont comparables entre les lithofaciès. En particulier, le lithofaciès grossier (Gc,o) ne présente pas de rétention significativement plus petite que les deux autres lithofaciès. Cette information est contre-intuitive dans la mesure où ce lithofaciès ne présente que très peu de particules de petite taille et donc *a priori* une surface spécifique et donc une réactivité faibles.

Néanmoins, cette information va dans le sens des travaux antérieurs. En effet, il a déjà été démontré que certaines particules étaient poreuses avec une réactivité importante en dépit d'un diamètre apparent important. Les travaux de Lassabatere et al. (2007) ont mis en évidence que la rétention des

trois métaux lourds Zn, Pb et Cd s'effectuait au sein de grains de carbonates poreux de dimensions de l'ordre de la centaine de micromètres voire du mm. Les batchs effectués dans le cadre de cette étude confirment donc bien qu'il ne faut à priori négliger aucune réactivité sur la base d'un critère granulométrique. Tous les lithofaciès du dépôt fluvioglaciaire doivent être considérés comme réactifs pour l'évaluation du transfert des polluants.



Figure 98 : Données expérimentales (points) et modèles d'isotherme complète et linéaire (cf. équations ci-dessous) (lignes), en fonction du type de lithofaciès (colonne) et de la solution multicontaminée (ligne).

En complément de ces données expérimentales, une modélisation macroscopique a été réalisée. Les données ont donc été modélisées suivant deux approches macroscopiques usuelles : l'approche dite Kd ou linéaire et l'approche complète qui permet de représenter des courbes concaves avec plateau, convexe, etc. La forme concave témoigne d'une limitation de la fraction adsorbée quand on augmente trop la concentration dissoute et donc d'un phénomène de saturation de la matrice solide. Les expressions mathématiques sont les suivantes :

$$S = KC$$
$$S = \frac{K_d C^{\beta}}{1 + \eta C^{\beta}}$$

Les paramètres obtenus par ajustement de ces modèles sur les données expérimentales sont détaillées dans le Tableau 33 pour le cuivre. Ces mêmes données sont utilisées dans la section suivante relative à la modélisation des transferts en conditions dynamiques. On peut noter que les ajustements sont plus ou moins satisfaisants selon les cas. Par exemple, la formulation complète (équation 2) est nécessaire pour ajuster les données du sable mis en contact avec la solution du

Carreau (Figure 98). Pour d'autres cas, la relation linéaire semble satisfaisante. L'influence du choix du modèle (entre les deux équations) sur les résultats numériques est discutée par la suite.

		Sx			Gcg,o			Gcm(b)		
Solution		Django Reinhardt	Grang e Blanch e	Le Carreau	Django Reinhardt	Grang e Blanch e	Le Carreau	Django Reinhardt	Grang e Blanch e	Le Carreau
Isotherme	к	0,0462	0,0479	0,0334	0,0248	0,0339	0,0331	0,0316	0,0238	0,0329
linéaire	Er	6,17E-04	7,78E- 04	3,85E- 03	2,45E-04	2,99E- 04	3,34E- 05	1,39E-04	8,51E- 04	8,23E- 04
	$K_{d}$	0,0597	0,047	0,1541	0,0175	0,0366	0,0388	0,0359	0,0459	0,0187
Modèle	η	0,262	0,252	1,231	0,09	0,215	0,084	0,089	0,332	-0,32
e HYDRUS	β	1,715	2,301	1,806	1,904	1,885	1,085	1,191	1,465	0,601
	Er	1,15E-04	2,71E- 04	1,24E- 04	2,91E-05	5,83E- 05	3,23E- 06	7,35E-05	2,10E- 04	2,10E- 04

### Tableau 33 : Valeurs des paramètres de l'isotherme (1.4.3) de sorption du cuivre pour les troislithofaciès, par solution.

#### 3 Résultats : Batchs réalisés avec les matrices liquides mono-contaminées

Pour rappel, les résultats présentés ici concernent les essais en batchs effectués avec les solutions mono-contaminées (cuivre seul). Toutes les cinétiques ont à peu près la même forme et nous illustrons ici le cas des concentrations initiales entre 200 et 2 000 µg/L de Cu pour le lithofaciès Gcm(b) et Sx. Deux phases apparaissent :

- une phase rapide permettant à la plus grande partie de la rétention de s'effectuer en un temps inférieur à 5 minutes, durant laquelle disparaît plus de 95 % du cuivre suivi d'une phase ;
- une phase plus lente durant laquelle la concentration se stabilise autour d'une valeur seuil. Lorsqu'on étudie plus précisément le début de la rétention, entre 1 et 5 minutes, on observe bien la forte décroissance, dès 1 min de mise en contact (données non illustrées). La sorption du cuivre est donc un processus relativement rapide. En parallèle de ces évolutions, les mesures de pH montrent des oscillations suivies d'une stabilisation du pH autour d'une valeur de 7,5. Un suivi du calcium en solution avec le temps indique une dissolution des carbonates de calcium présents en quantité significative dans les lithofaciès étudiés.

Pour les isothermes à l'équilibre, on considère ici un temps de contact de 24h. On construit la même courbe représentant la teneur adsorbée en fonction de la concentration dissoute pour un temps de contact de 5 minutes. Globalement, les isothermes s'apparentent à des fonctions linéaires. Notons que la pente est plus forte à 24h, en relation avec une rétention plus importante du cuivre. En revanche, on observe qu'aucune donnée ne dépasse 10  $\mu$ g/L en abscisse, et ce même pour les données tracées pour un temps de contact de 5 minutes. Cela signifie que plus de 99% du cuivre est retenu dès les 5 premières minutes de mise en contact. Les mécanismes de rétention sont donc très importants sur ces lithofaciès pour le cuivre et de manière générale pour les métaux lourds tels que démontré précédemment (Lassabatere et al., 2007).



Figure 99 : Cinétique d'évolution du cuivre en solution en contact avec les deux lithofaciès Gcm et Sx avec deux concentrations en cuivre libre initiales (500 et 1000 µg/L)



Figure 100 : Isothermes expérimentales d'adsorption du cuivre pour chaque lithofaciès.

Enfin, la comparaison avec les résultats des batchs réalisés avec les solutions complexes montrent que des tendances similaires sont obtenues. Les cinétiques de rétention sont la résultante de mécanismes rapides ou très rapides en grande majorité. Les rétentions obtenues sont importantes et du même ordre de grandeur pour tous les lithofaciès avec néanmoins quelques différences selon les lithofaciès (Figure 99). Cette partie amène aussi une information complémentaire. Dans ce contexte, le Gcm semble plus réactif que le sable Sx. En particulier l'isotherme obtenue pour un temps de contact de 5 minutes présente une pente plus forte pour le Gcm que pour le Sx. Or, les résultats précédents allaient plus dans le sens d'une réactivité accrue du sable (Figure 100). Ces résultats

montrent que la réactivité potentielle n'est pas fixe mais dépend des conditions chimiques et de la composition chimique des solutions. En conclusion, les informations relatives aux batchs réalisés avec des solutions synthétiques simples ou monospécifiques doivent être considérées à titre indicatif ou utilisées pour l'identification des réactions géochimiques impliquées dans un contexte de mono-contamination.

#### 4 Modélisation géochimique du cuivre (cas des solutions mono-contaminées)

Dans cette partie, nous proposons un modèle géochimique explicatif des données expérimentales. Ce modèle est construit pas à pas sur la base de modèles géochimiques proposés au préalable pour la rétention des métaux lourds pour un des lithofaciès du dépôt fluvioglaciaire étudié (Lassabatere et al., 2007).

#### 1 Hypothèses

La géochimie des métaux lourds dans les milieux carbonatés est gouvernée par la dissolution de la calcite et la précipitation des métaux sous forme de carbonates ou d'oxy-hydroxydes de métaux, ainsi que les phénomènes de complexation de surface sur la calcite. La calcite en se dissolvant produit les ions carbonates  $CO_3^{2^2}$  ligands potentiels pour la précipitation en carbonates et augmente le pH diminuant ainsi la solubilité des oxy-hydroxydes de métaux. D'un point de vue cinétique, la précipitation des métaux peut être considérée comme quasi instantanée au regard de la cinétique de dissolution de la calcite. La précipitation de surface sur les sites de la calcite peut aussi participer significativement au piégeage des métaux. La complexation des métaux sur ces sites est fonction de leur degré de protonation / déprotonation. Enfin, dans les lithofaciès étudiés, des mécanismes d'échange cationique peuvent se rajouter, notamment du fait de la présence d'argile (même si celle-ci est présente en faible quantité).

La modélisation géochimique repose sur la détermination de la spéciation chimique des éléments par applications des principes de conservation de la masse, de l'electroneutralité de la solution, de la loi d'action de masse ou des lois cinétiques. Ces principes sont concaténés et la résolution du système d'équations chimiques complète permet de déterminer la spéciation chimique de tous les éléments et en particulier des polluants étudiés. La modélisation consiste à sélectionner les réactions supposées prédominantes ou à proposer un formalisme de réaction chimique en cas de représentation de mécanismes complexes et non répertoriés dans les bases usuelles. Dans cette étude, nous utilisons le logiciel P HREEQC (Parkhus et Appelo, 1999) du fait de sa notoriété dans le domaine de la géochimie des milieux carbonatés. Le modèle géochimique proposé s'appuie sur les travaux préalables de Fevrier (2001) et Lassabatère (2002) et considère trois grandes familles de mécanismes : l'échange cationique, la complexation de surface et la précipitation de surface.

#### Echangeur cationique

$$AX_a \Leftrightarrow A^{a+} + aX^{-}$$
 (Eq. 3)

Où X est l'échangeur et A<sup>a+</sup> est l'ion se fixant sur l'échangeur. Le nombre de site d'échange est lié à la mesure de capacité d'échange cationique des différents lithofaciès. Les valeurs des constantes d'échange sont issues de la littérature et en particulier de la base par défaut du code PHREEQC. Dans cette étude, on a considèré que les cations échangés sont essentiellement le cuivre, le calcium et le sodium.

#### Complexation de surface sur la calcite

Pour la complexation de surface, la calcite contient des sites où les cations surfaciques sont hydroxylés =CaOH° et des sites avec les anions surfaciques =CO3H°. (Stipp and Hochella, 1991). On a alors les réactions suivantes :

$$S_{Ca} \equiv OH + H^+ \Leftrightarrow S_1 \equiv OH_2^+ \tag{Eq. 4a}$$

$$S_{ca} \equiv OH \Leftrightarrow S_1 \equiv O^- + H^+$$
 (Eq. 4b)

$$S_{Ca} \equiv OH + CO_3^{2-} + 2H^+ \Leftrightarrow S_1 \equiv HCO_3 + H_2O$$
 (Eq. 4c)

$$\begin{split} S_{Ca} &\equiv OH + CO_3^{2-} + H^+ \Leftrightarrow S_1 \equiv HCO_3^- + H_2O & (\text{Eq. 4d}) \\ S_{Ca} &\equiv OH + Cu^{2+} \Leftrightarrow S_1 \equiv Cu^+ + H^+ & (\text{Eq. 4e}) \\ S_{CO_3} &\equiv OH \Leftrightarrow S_2 \equiv O^- + H^+ & (\text{Eq. 5a}) \\ S_{CO_3} &\equiv OH + Ca^{2+} \Leftrightarrow S_2 \equiv OCa^+ + H^+ & (\text{Eq. 5b}) \end{split}$$

$$S_{CO_3} \equiv OH + Cu^{2+} \Leftrightarrow S_2 \equiv OCu^+ + H^+$$
 (Eq. 5c)

Schématiquement, ces équations représentent les réactions de protonation / déprotonation des sites, l'adsorption potentielle des ions carbonates sur le site calcium  $S_{Ca}$ , du calcium sur le site carbonate  $S_{CO3}$  et enfin du cuivre sur les deux sites. Les conditions acido-basiques régulent le pH et jouent ainsi sur l'état des sites de complexation de surface.

#### Précipitation du cuivre en carbonates et oxy-hydroxycarbonates

Les différents précipités du cuivre pouvant se former sont : la cuprite  $Cu_2O_{(s)}$ ,  $CuCO_{3(s)}$ ,  $Cu(OH)_{2(s)}$ ,  $Cu2(OH)_3NO_{3(s)}$ , la ténorite  $CuO_{(s)}$ , la malachite  $Cu_2(OH)_2CO_{3(s)}$  et l'azurite  $Cu_3(OH)_2(CO_3)_{2(s)}$ . On s'est basé sur la valeur des produits de solubilités des minéraux de la base par défaut de PHREEQC. Néanmoins, il faut avoir conscience que certains minéraux de solubilité faible ne précipitent pas en conditions naturelles (conditions de températures et pression en surface). Les réactions a priori plausibles sont définies comme suit :

$$CuCO_{3(s)} \Leftrightarrow Cu^{2+} + CO_3^{2-}$$
(Eq. 6a)

$$Cu(OH)_{2(s)} + 2H^+ \Leftrightarrow Cu^{2+} + 2H_2O$$
(Eq. 6b)
$$Cu(OH)_{2(s)} + 2H^+ \Leftrightarrow Cu^{2+} + 2H_2O$$
(Eq. 6b)

$$Cu_{2}(OH)_{3}NO_{3(s)} + 3H^{+} \Leftrightarrow 2Cu^{2+} + 3H_{2}O + NO_{3}^{-}$$
(Eq. 6c)

$$CuO_{(s)} + 2H^+ \Leftrightarrow Cu^{2+} + H_2O$$
 (Eq. 6d)

$$Cu_2(OH)_2 CO_{3(s)} + 2H^+ \Leftrightarrow 2Cu^{2+} + 2H_2O + CO_3^{2-}$$
 (Eq. 6e)

$$Cu_{3}(OH)_{2}(CO_{3})_{2(s)} + 2H^{+} \Leftrightarrow 3Cu^{2+} + 2H_{2}O + 2CO_{3}^{2-}$$
 (Eq. 6f)

#### Dissolution de la Calcite

Concernant la dissolution de la calcite, trois voies coexistent (Plummer et al., 1978) :

$$\operatorname{CaCO}_{3(s)} \Leftrightarrow \operatorname{Ca}^{2+} + \operatorname{CO}_{3}^{2-}$$
 (Eq. 7a)

$$\operatorname{CaCO}_{3(s)} + H^+ \Leftrightarrow \operatorname{Ca}^{2+} + \operatorname{HCO}_3^-$$
 (Eq. 7b)

$$CaCO_{3(s)} + H_2CO_3 \Leftrightarrow Ca^{2+} + 2 HCO_3^{-}$$
 (Eq. 7c)

Le taux spécifique de dissolution de la calcite, en mmol cm<sup>-2</sup> s<sup>-1</sup>, peut être déterminé par concaténation des cinétiques des trois réactions et de leurs paramètres respectifs,  $k_1$ ,  $k_2$  et  $k_3$  (Plummer et al., 1978) :

$$r_{f} = k_{1} \left[ H^{+} \right] + k_{2} \left[ CO_{2(aq)} \right] + k_{3} \left[ H_{2}O \right] - k_{3}^{-} \left[ Ca^{2+} \right] \left[ CO_{3}^{2-} \right]$$
(Eq. 8a)

$$R_{f} = 10^{-3} \left[ A \right] r_{f} \left( 1 - \left( \frac{\left[ Ca^{2+} \right] \left[ CO_{3}^{2-} \right]}{K_{s}} \right)^{\sigma} \right)$$
(Eq. 8b)

Où  $R_f$  correspond au taux de dissolution, [A] la surface de calcite disponible pour la dissolution,  $K_s$  la constante de dissolution de la calcite et  $\sigma$  souvent considéré comme unitaire. Au cours du temps, l'aire de la dissolution de la calcite peut varier. Cela est d'autant plus vrai que la précipitation des

carbonates de métaux peut précipiter sur la surface des grains de calcite et ainsi freiner la dissolution de la calcite. Appelo et al. (1999) ont proposé de relier la masse après dissolution et l'évolution de la surface selon :

$$[A] = [A]_0 \left(\frac{m}{m_0}\right)^n \tag{Eq. 8c}$$

Où m<sub>0</sub> correspond à la masse initiale de calcite, m la masse au cours de la dissolution, [A]<sub>0</sub> la surface spécifique initiale et n un paramètre de forme, relatif à la perte de surface par dissolution et donc relié aux paramètres géométriques de la surface.

#### Scénarii de modélisation

Plusieurs scénarii ont été testés pour prédire la rétention observée en batchs. Nous avons considéré chacun des types de mécanismes seul puis une succession de combinaisons de chacun. Pour chacun des mécanismes, les paramètres intrinsèques (densité de sites, temps caractéristique de cinétique, constante thermodynamique, etc.) ont été dans un premier temps pris de la littérature ou estimés à partir des caractéristiques géochimiques des lithofaciès (CEC, teneurs en carbonates, etc.). Les paramètres à estimer *a priori* et à relier à des mesures classiques ont été obtenus par ajustement aux données expérimentales. Les valeurs estimées sont ensuite discutées au regard de la littérature.

#### 2 Principaux résultats

#### Modélisation des cinétiques :

Nous avons utilisé les données expérimentales obtenues pour les cinétiques de rétention du cuivre (solution monométallique) en batchs pour une concentration initiale de cuivre de 1000µg/L (=0.015 mmol/L). Quatre scénarios ont été testés : échangeur seul, complexation de surface seule, précipitation seule et association des trois mécanismes. La rétention en batchs peut être adéquatement représentée en termes de cinétique uniquement par le quatrième scénario. Les tendances en termes d'évolution temporelle des concentrations de cuivre mais aussi de calcium et de proton (pH).

L'analyse des quatre scénarii et des diverses études de sensibilité a permis d'identifier les mécanismes de rétention suivants. Aucun des mécanismes échange cationique ou complexation de surface ne peut à lui seul expliquer la rétention du cuivre. En effet, les données expérimentales montrent que la concentration du cuivre est décroissante dans le temps avec une rétention rapide dans les 5 premières minutes. Or les deux mécanismes échange cationique et complexation de surface sont supposés instantanés. Par ailleurs, l'implémentation de la dissolution de la calcite avec ces mécanismes se traduit par une diminution de la rétention dans le temps, et donc une augmentation de la concentration de cuivre avec le temps. En revanche, le mécanisme de précipitation permet de représenter une cinétique de rétention en accord avec les données expérimentales, i.e. une diminution de la concentration du cuivre avec le temps.

La précipitation doit donc nécessairement être prise en compte. En fait, une grande partie du cuivre est retenue par précipitation. Cette dernière est favorisée par la dissolution de la calcite qui permet de fournir les ions carbonates  $CO_3^{2^-}$  ainsi que l'augmentation de pH nécessaire à la précipitation. La phase solide formée, prédite par la modélisation, est la ténorite  $CuO_{(s)}$ . Néanmoins, nous avons utilisé une seule base thermodynamique (PHREEQC) et il serait intéressant de tester d'autres bases. En second lieu, les données thermodynamiques ne représentent pas le fait que certaines phases ne précipitent que pour certaines conditions de température et de pression. En conditions environnementales, ce serait plutôt la forme  $CuCO_{3(s)}$  ou hydroxydes de cuivre qui serait favorisée. Des calculs complémentaires ont montré que quelle que soit la phase formée, la tendance restait la même en termes de concentrations dissoutes avec une décroissance marquée dans le temps.

Les données expérimentales semblent donc indiquer un mécanisme de précipitation. Le modèle prédit aussi que l'échange cationique et les sites de complexation de surface assurent la rétention initiale, quand la calcite ne s'est pas encore dissoute. Le cuivre occupe alors une certaine fraction des sites d'échange et de complexation de surface, les autres sites étant occupés pour partie par le calcium. Lorsque la dissolution de la calcite s'active, il y a apport d'ions carbonates et de calcium. Ce dernier peut remplacer le cuivre initialement sur les sites d'échange et de complexation de surface. Quant aux carbonates, ils complexent le cuivre sous forme de CuCO<sub>3</sub> dissout. La modélisation montre que cette complexation est prédominante et favorise significativement la désorption du cuivre initialement adsorbé. Ainsi, la dissolution de la calcite joue un rôle plutôt négatif sur l'adsorption du cuivre sur les sites de complexation de surface. Autre facteur lié à la dissolution de la calcite : l'augmentation du pH. Cette dernière favorise la déprotonation des sites de complexation de surface et donc est propice à une augmentation de l'adsorption du cuivre. Néanmoins, la résultante de ces deux effets antagonistes penche dans le sens d'une influence négative de la dissolution de la calcite sur l'adsorption globale du cuivre.

La modélisation des cinétiques (Figure 101) prouve donc qu'il y a une modification de la spéciation du cuivre adsorbé. Au début, le cuivre est adsorbé par complexation de surface et dans une moindre mesure par échange cationique. Avec la dissolution de la calcite, le cuivre se dé-adsorbe au profit de la précipitation. La précipitation étant plus efficace que les phénomènes de complexation de surface, le bilan global se traduit par une diminution de la concentration dissoute dans le temps, au fur et à mesure que la précipitation devient de plus en plus importante.



Figure 101 : Évolution des concentrations de cuivre et calcium solubles par modélisation en associant les différents mécanismes

#### Modélisation des isothermes :

Une modélisation des isothermes de rétention a été tentée en utilisant les modèles employés pour les cinétiques. Les isothermes modélisées sont représentées à l'équilibre. Les isothermes de rétention sont quasi linéaires pour l'échange cationique et la complexation de surface. En fait, la linéarité est parfaite pour l'échange cationique et plus imparfaite pour la complexation de surface. En effet, on note certaines oscillations (Figure 102), notamment entre 600 et 800, 800 et 1200 et 1200 et 1600  $\mu$ g/L de Cu(total) en solution. L'analyse des résultats de modélisation géochimique montre que ces oscillations sont dûes à la spéciation du cuivre. Notamment la complexation sous forme de CuCO<sub>3</sub> ne s'opère pas de la même manière en fonction des concentrations initiales avec des effets seuil. Cela semble expliquer ces ruptures dans le comportement modélisé.

Pour la précipitation, on obtient une isotherme marquée par un effet seuil (Figure 102). En deça d'une certaine concentration, tout le cuivre reste en solution. Au-delà, tout le cuivre en surplus précipite et passe dans la phase solide. Le fonctionnement de type diode est très net et typique de mécanismes de précipitation. On a construit des isothermes avec différents temps de contact pour déterminer l'équilibre, ce qui confirme qu'il est pratiquement atteint au bout de 5 minutes. On note que les isothermes obtenues pour des temps plus courts mèneraient à des résultats différents avec une concentration seuil plus importante mais le même type d'isotherme avec une asymptote verticale. Ce genre de signal est typique de phénomènes à seuil et donc de mécanismes de précipitation. En deça d'une concentration limite, le produit des activités des ions est insufisant. Au-dela, la précipitation s'active de sorte que le produit reste fixe et égal à la valeur de la concentration de polluant dissoute ne peut dépasser un certain seuil.



# Figure 102 : Isotherme d'adsorption du cuivre en fonction du type de mécanismes, (a) échange cationique seul, (b) complexation de surface seule, (c) précipitation seule et (d) association des quatre.

Quand tous les mécanismes sont regroupés, on trouve une isotherme. On y peut distinguer deux phases. Sur les très faibles concentrations, on a une courbe à tendance linéaire qui correspond aux réactions de complexation de surface et d'échange qui sont prédominantes car il y a trop peu de cuivre pour précipiter. Puis à partir d'une valeur seuil qui correspond à la concentration à l'équilibre entre la solution et le précipité tenorite, la courbe devient une asymptote verticale (dûe à la précipitation qui prime sur les autres mécanismes ici). Cette forme particulière est pleinement logique avec le fonctionnement géochimique du système. En revanche, cela montre l'inadéquation des approches macroscopiques basées sur l'emploi des équations (1-2). En effet, ce type de forte avec asymptote verticale ne peut être reproduit adéquatement par les équations 1-2, ce qui signifie a priori une source d'imprécision des approches macroscopiques pour la modélisation du transfert des polluants affectés par la précipitation.

Les résultats numériques obtenus ne sont que partiellement en adéquation avec les données expérimentales. En effet, par rapport aux données expérimentales, on retrouve bien cet effet seuil (Figure 102) avec une rétention plutôt faible en deça et une partie linéaire au-delà d'une concentration

limite. Néanmoins, cet effet seuil est plus marqué pour le lithofaciès Gcm. En outre, les parties linéaires ne sont pas des asymptotes verticales mais plutôt des droites avec des pentes fortes (Figure 102). On voit bien que des efforts supplémentaires de modélisation sont nécessaires pour améliorer l'adéquation du modèle aux données expérimentales.

#### 3 Conclusions

Cette partie a permis d'étudier le relargage potentiel des éléments par les sédiments accumulés en surface de bassin d'infiltration. Les matrices sédimentaires ont été mises en contact avec les solutions lixiviantes pour caractériser le potentiel de relargage de polluants (matière organique et métaux lourds). Concernant les métaux, cuivre, zinc et nickel sont relargués en concentrations significatives. Le cuivre se distingue par un relargage plus important que pour les autres métaux. Ce relargage a été relié à la matière organique dissoute et un modèle a été proposé sur la base de la nature des matières organiques en fonction des caractéristiques des bassins d'infiltrations. Les « vieux » sédiments ont une matière organique qui a eu le temps de migrer au sein des agrégats et donc peu soluble. Le relargage associé est ainsi faible, de même pour les métaux complexés sur la matière organique. A contrario, les matières organiques apportées récemment sont plutôt présentes en périphérie des agrégats et peuvent se solubiliser facilement et avec elle emmener les métaux lourds. Le relargage est donc affecté par une cinétique diffusionnelle au sein des agrégats.

Concernant la rétention, les solutions de lixiviation ont été mises en contact avec les lithofaciès du dépôt pour caractériser la capacité de rétention des polluants par le dépôt fluvioglaciaire. La matière organique est toujours adsorbée de même manière avec une concentration dissoute du même ordre de grandeur dans tous les cas. Les isothermes de rétention à l'équilibre et des cinétiques de sorption ont été caractérisées. Le cuivre a été analysé en tant que polluant modèle. Ces essais ont mis en évidence une rétention par tous les lithofaciès et un effet matrice. Ainsi, même le lithofaciès granulaire Gco, dont on aurait pu imaginer que la granulométrie serait défavorable à la rétention, participe significativement à la rétention. Cela résulte probablement de la présence de particules poreuses de taille significative mais offrant une réactivité et une surface spécifique intra-particulaire sans doute significatives.

Les essais en batchs avec les solutions de lixiviation (multi-contaminées) ont été complétées par des essais avec des solutions synthétiques mono-contaminées, facilitant la modélisation géochimique et l'identification des mécanismes. En conclusion de ces essais et de la modélisation, il semble que le devenir des métaux lourds (et notamment du cuivre) est fortement conditionné par les carbonates du sol et les mécanismes induits : précipitation des carbonates de métaux ou d'oxy-hydroxides de métaux suite à la dissolution de la calcite et complexation de surface. Ces mécanismes sont cinétiquement limités par la cinétique de la dissolution de la calcite, même si cette cinétique semble relativement rapide (moins de 5 minutes). Ces aspects relatifs à la géochimie seront couplés aux approches dynamiques dans le cadre de la modélisation des transferts dans la partie suivante.

### C.V. MODELISATION NUMERIQUE DU TRANSFERT REACTIF

L'outil modélisation permet (i) de modéliser les écoulements en prenant en compte les écoulements préférentiels et (ii) de coupler ces écoulements avec les mécanismes de transfert réactifs. La modélisation permet donc de quantifier les teneurs en polluants et par comparaison des données modélisées et observées de valider les hypothèses à la base du modèle.

Dans cette partie on cherche à valider les hypothèses permettant d'expliquer la forte régionalisation de la pollution observée à l'échelle de la tranchée. On rappelle que trois scénarii ont été proposés pour expliquer cette régionalisation : (i) prise en compte du contraste de propriétés hydrauliques et répercussions sur les transferts, (ii) prise en compte uniquement du contraste de propriétés de transfert et géochimiques et (iii) couplage de ces deux types de contrastes.

Dans le cadre de cette étude, nous nous sommes focalisés sur deux grands types de polluants : les polluants peu réactifs pouvant être considérés comme des « traceurs » et des polluants plus enclins à interagir avec les particules du sol nettement plus réactifs. La partie précédente sur l'étude de la réactivité des polluants (étude des mécanismes de sorption / désorption des polluants) a montré que deux polluants ressortaient du lot en terme de réactivité et de concentrations significatives : la matière organique (MO) et le cuivre (Cu). Dans le cadre de cette étude, nous nous focalisons sur l'étude du cuivre. Nous considérons un scénario de re-solubilisation du cuivre associé au dépôt sédimentaire en surface avec pour conséquence une phase de transfert dans le dépôt. Le cuivre est donc ici le polluant modèle représentatif des polluants réactifs. En complément, la modélisation inclut le transfert d'un polluant modèle non réactif traceur, représentatif des solutés pouvant être émis en grande quantité et faiblement réactif (oxydanions ou cations à valence faible et rayon hydraulique important, par exemple).

Concernant les solutés, nous avons considéré une condition de flux (en adéquation avec ce genre de problème) et une concentration imposée à 15 microgrammes/L de polluant modèle (cuivre) et de traceur. Pour le traceur, la concentration en entrée importe peu dans la mesure où les équations de transferts sont linéaires et tous les cas peuvent être ramenés au cas de concentration unitaire. Pour le cuivre, la valeur de la concentration a été fixée en adéquation avec le relargage observé pour les sédiments étudiés.

On présente en premier lieu les résultats numériques obtenus en prenant en compte les propriétés hydrodynamiques et géochimiques telles que mesurées ou estimées expérimentalement. Dans un second temps, les scenarii de modélisation ont été effectués en ne prenant en compte que le contraste des propriétés hydrodynamiques ou géochimiques. Les cartes de concentrations et flux de concentrations en conditions limite inférieure (flux à 2,5m) sont alors comparées au scénario initial.

#### 1 Modélisation du transfert réactif

Dans cette partie, le transfert de pollution est étudié pour les propriétés hydrodynamiques et géochimiques réelles. Un seul bémol, les propriétés hydrodispersives n'ont été étudiées que pour un seul des lithofaciès et feront l'objet d'études ultérieures. On a alors supposé un écoulement de type CDE avec une dispersivité correspondant à l'ordre de grandeur du diamètre maximum des grains.

En termes de scénario, la simulation présentée correspond à un évènement pluvieux type avec une phase d'infiltration suivie d'une courte phase de redistribution de l'eau dans le profil. La Figure 108 illustre l'architecture du dépôt, ainsi que les résultats d'écoulement en termes de pression et de flux obtenus pour une durée de 24h, soit 16h après le début de l'évènement pluvieux type. Pour cet écoulement, le transfert réactif a été modélisé pour trois types de polluants : un traceur non réactif, un polluant modèle dont la rétention est régulée soit par une isotherme linéaire, un polluant modèle dont la rétention est régulée soit par une isotherme linéaire, un polluant modèle dont la rétention du cuivre dans les lithofaciès (Figure 98, cas de la solution de lixiviation de Grange Blanche). Cette simulation peut correspondre à un scenario de pollution ponctuelle (et non chronique), et pour un polluant modèle relativement mobile : la concentration en polluants a été multipliée par 100 et les valeurs de de Kd ont été choisies 3 ordres de grandeurs supérieures à celles indiquées au Tableau 33 . En effet, les simulations avec les vraies valeurs prédisent une accumulation totale de la masse de polluant modèle (cuivre) en surface. Or le but ici est d'illustrer l'influence de l'hétérogénéité sur un polluant modèle mobile.

Le premier résultat décrit concerne le transfert des polluants en section homogène uniforme. Dans ce cas, l'injection de polluants se traduit par un transfert de type piston. Les panaches de pollution prennent la forme de strates et le transfert est progressif (Figure 103, illustrée seulement pour le traceur). Les deux autres polluants ont exactement le même type de transfert si ce n'est que leur temps de transfert est retardé. Le facteur de retard peut être calculé à partir des valeurs de Kd, notamment pour l'isotherme linéaire, et donne un retard entre 10 et 100 dépendamment des lithofaciès :

$$R = 1 + \frac{\rho K_d}{\theta}$$

Cela suppose que le polluant se déplace 10 à 100 fois moins vite que le traceur.

La prise en compte de l'hétérogénéité architecturale modifie drastiquement les transferts des solutés non réactifs. On voit clairement l'influence de l'hétérogénéité sur le transfert du traceur. En section complexe, des écoulements préférentiels apparaissent (fléches, Figure 103). Les transferts sont évidemment conditionnés par ces écoulements avec une percée plus rapide au niveau des zones d'écoulements rapides et un transfert plus lent au niveau des zones d'accumulation d'eau quasi stagnantes -vitesses nettement plus faibles- (Figure 103, cas traceur section hétérogène). En condition limite inférieure, on note la répercussion significative des modes d'écoulements sur les transferts avec une courbe d'élution dissymétrique, une percée plus rapide et une trainée plus importante. Le traceur perce à 15 minutes dans la section hétérogène contre plus de 20 minutes pour le cas de la solution homogène.

L'hétérogénéité des écoulements impacte aussi drastiquement le transfert réactif. Ceci est clairement visible pour le polluant modèle régi par l'isotherme non linéaire. Les polluants sont transférés de manière similaire au traceur si ce n'est que les temps de transferts sont plus lents et qu'une partie se retrouve piégée dans le milieu. On note qu'au bout de 72h (Figure 103, colonne 4) une partie des polluants reste piégée sous forme dissoute dans la section. On a donc une régionalisation de la pollution telle qu'observée sur le terrain. En outre, la modélisation montre que la rétention préférentielle se fait au droit des interfaces entre les matériaux drainants et le matériau Gcm,b ou Gcm avec une matrice plus importante. Cette information recoupe bien les observations de terrain qui montrent une régionalisation de ce type avec en plus une accumulation accrue dans la lentille de sable. Clairement, l'hétérogénéité de l'écoulement peut expliquer la régionalisation de la pollution observée sur le terrain.

Architecture			
Uniforme	hétérogène		
		and the second	
Ecoulement			
Uniforme	Cheminements préférentiels		
Flux		The water	TES MARY
ħ			
Transfert			
Traceur	Traceur	Isotherme linéaire	Isotherme complète
24h			and the second s
48h	-Un rais		Wi
72h	1 A TAUL		
Free/Deep Drain. Boundary Solute Flux	Free/Deep Drain. Boundary Solute Flux		Free/Deep Drain. Boundary Solute Flux
0.0014 0.0010 0.0010 0.0006	0.0014 0.0012 0.000000	zéro	0.00035 0.00025 0.00025 0.00025 0.00015 0.00015 0.00005 0.0005 0.0

Figure 103 : Résultats numériques pour la section uniforme –première colonne- et pour la section complexe –trois autres colonnes- pour les cas d'un traceur non réactif (colonnes 1-2) et d'un polluant modèle (Cu) avec isotherme linéaire (colonne 3) et non linéaire (colonne 4).

### 2 Impact des propriétés géochimiques

La réactivité des lithofaciès a été étudiée au préalable, dans la partie C.III. Cette étude a permis de conclure que :

- (i) les différents lithofaciès présentent des réactivités différentes,
- (ii) les différences entre lithofaciès ne sont pas autant contrastées que ne laissent penser les contrastes de granulométries,
- (iii) le lithofaciès Gco, très grossier, peut aussi conditionner la rétention des polluants au même titre que les autres, du fait de la présence de grains poreux réactifs,
- (iv) l'effet matrice liquide (mutli versus mono contamination) est important avec une rétention différentielle selon la composition de l'entrant,
- (v) la dissolution de la calcite et la précipitation semblent être les mécanismes prédominants pour la rétention des métaux lourds.

La modélisation du transfert des trois polluants modèles a été effectuée pour le cas d'une section uniforme sans contraste de propriétés hydrodynamiques et avec contraste de propriétés géochimiques. Les résultats ne sont pas probants en termes de régionalisation de la pollution. Le contraste de propriétés géochimiques est faible en comparaison des contrastes de propriétés hydrodynamiques. L'impact sur les transferts est donc réduit. Une seconde différence porte sur la nature de la régionalisation. Lorsqu'on ne prend en compte que le contraste de propriétés géochimiques, la géométrie de la régionalisation correspond à celle des lithofaciès. Ainsi on note une augmentation de la rétention dans tout le domaine occupé par les lithofaciès plus réactifs, à contrario du scénario précédent (contrastes de propriétés hydrauliques) ou les accumulations de polluants se font en grande partie aux interfaces.

Cette étude numérique devrait être complétée par une modélisation de chroniques de pluies, plus représentatives de ce qui se passe in situ. Néanmoins, cette première approche a permis de sérier les mécanismes et de valider certaines hypothèses. Il apparait clair que le contraste de propriétés géochimiques ne peut expliquer la régionalisation des polluants dans le dépôt et que ce sont les modes d'écoulements et en particulier la mise en place des écoulements préférentiels en conditions non saturées qui sont responsables de la régionalisation marquée du transfert des polluants.

#### 3 Vers une modélisation géochimique précise

La modélisation présentée repose sur une approche macroscopique qui privilégie l'approche physique. En effet, dans la résolution numérique proposée, les propriétés hydrodynamiques sont bien estimées et le champ écoulement est calculé précisément. *A contrario*, la partie géochimie est abordée de manière plus simplifiée. La rétention est quantifiée par le biais de l'utilisation des isothermes de rétention. Or, on a vu précédemment l'inadéquation des isothermes classiques pour quantifier la partie retenue. En particulier, les phénomènes à seuil de type précipitation ne peuvent être représentés adéquatement par ce type d'approche. La répercussion d'une simplification de l'aspect géochimique sur le degré de précision de la modélisation des transferts réactifs devra faire l'objet d'investigations complémentaires.

À titre indicatif, deux aspects ont été étudiés. Le premier concerne la répercussion du choix du type d'isothermes sur les résultats. On a ainsi comparé le transfert calculé par le choix d'une isotherme linéaire et d'une isotherme complète. Les transferts relatifs sont illustrés Figure 103 colonnes 3 et 4. On note que la nature de l'isotherme peut avoir une répercussion importante. Le choix de l'isotherme linéaire se traduit par une rétention plus importante et une accumulation des polluants au voisinage de la surface. *A contrario*, le choix de l'isotherme complète se traduit par un transfert significatif et une progression du panache de pollution dans le milieu. On met en évidence que le choix de l'isotherme est primordial quant à la qualité de la modélisation.

Une deuxième étude complémentaire a été menée pour comparer l'approche isotherme à l'approche géochimique. Dans ce cas, on a calculé en 1D le transfert du cuivre dans un lithofaciès de type Gcm pour deux concentrations (300 et 2000  $\mu$ g/L) et de deux manières différentes : (a) approche macroscopique pour la chimie avec les isothermes et (b) approche géochimique avec prise en compte des équilibres géochimiques. Pour l'approche géochimie, les mécanismes ont été décrits en accord

avec les mécanismes identifiés par les essais batchs : échange cationique, complexation de surface et précipitation. L'association de ces mécanismes donne lieu à l'isotherme présentée ci-dessous (Figure 104). Cette isotherme comprend une partie linéaire pour les faibles concentrations et une partie en asymptote verticale, correspondant à l'activation de la précipitation.

L'isotherme obtenue par application du modèle géochimique a été ajustée sur une isotherme linéaire pour deux gammes de concentrations, à savoir [0,300] et [0,2000] (en µg/L, Figure 104). On note que le calage est bon dans la première partie de l'isotherme (jusqu'à 300µg/L). Cela signifie que la formulation macroscopique HYDRUS devrait être à même de quantifier proprement la rétention du cuivre dans le système. Dans ce cas, la seule différence entre PHREEQC et HYDRUS réside dans la non prise en compte de la cinétique d'adsorption. En revanche, lorsqu'on procède à l'injection de la plus forte concentration (jusqu'à 2000 µg/L), la formulation macroscopique d'HYDRUS retranscrit très mal les données géochimiques. On a avec la forme linéaire HYDRUS une surestimation de la rétention pour les faibles concentrations et à contrario une sous-estimation forte de la rétention pour les concentrations plus élevées.

Les transferts relatifs aux deux approches ont été calculés avec les codes PHREEQC (approche géochimique) et Hydrus (approche macroscopique) pour le cas d'un écoulement de type CDE pour une vitesse donnée. L'approche géochimique sert alors de référence et définit un comportement modèle du cuivre dans le milieu. Il s'agit alors de déterminer si l'approche macroscopique avec calage des isothermes peut permettre une bonne simulation du comportement géochimique de référence. Concrètement, peut-on utiliser ce genre d'approche (modélisation Hydrus) pour simuler correctement le comportement géochimique de référence. Deux cas sont simulés, un avec une adéquation parfaite entre isotherme macroscopique et isotherme de référence (concentration de 300 µg/L) et l'autre avec un ajustement de mauvaise qualité du modèle macroscopique à l'isotherme de référence (concentration de 300 µg/L). Cette inadéquation provient de la formulation. Une telle inadéquation est susceptible de se manifester dès lors qu'un mécanisme de précipitation intervient.



Figure 104 : Calage du modèle HYDRUS (lignes) sur l'isotherme PHREEQC (points) sur les basses concentrations (gauche) et hautes concentrations (droite).



Figure 105 : Comparaison des élutions entre l'approche géochimique et macroscopique (les concentrations sont à diviser par deux pour avoir les concentrations relatives).

La Figure 105 illustre les élutions du traceur ainsi que du cuivre aux deux concentrations injectées. On compare alors les courbes d'élution fournies par les deux modèles. D'après le code PHREEQC, les deux solutions de cuivre sont complètement retenues, quelles que soient les concentrations en entrée. *A contrario*, la rétention prédite par Hydrus est moindre que celle prédite par PHREEQC et les polluants sont élués dans les deux cas. Ce résultat est surprenant pour le cas des faibles concentrations. En effet, l'ajustement de l'isotherme d'adsorption est correct et donc la rétention dans Hydrus devrait bien être intégrée. La seule différence réside dans la non prise en compte de la cinétique. En revanche, pour la seconde concentration modélisée (2000 µg/L) on comprend bien que l'inadéquation du modèle macroscopique à reproduire l'isotherme de référence induit une erreur non négligeable. Ces données démontrent la nécessité de prendre en compte les mécanismes géochimiques dans toute leur complexité.

#### 4 Conclusion

En conclusion, on peut dire que l'outil modélisation numérique a permis de valider l'hypothèse selon laquelle l'hétérogénéité des écoulements peut expliquer la régionalisation de la rétention des polluants. On a aussi pu proposer des hypothèses de fonctionnement hydrodynamique du dépôt dans son ensemble et mettre en exergue les situations les plus propices aux écoulements préférentiels. Néanmoins, la modélisation proposée est plus à base physique que chimique. Il convient de préciser qu'aucun modèle ne permet d'aborder simultanément la double complexité physique et chimique. L'aspect géochimique a donc été volontairement simplifié pour favoriser l'approche physique et aborder les écoulements dans toute leur complexité. Des investigations complémentaires seront nécessaires pour tendre vers un meilleur couplage en donnant plus du poids à l'aspect géochimie. Et ce d'autant plus qu'il est démontré ici que la simplification du problème géochimique peut être source d'imprécision sur la modélisation finale.

### **C.VI.CONCLUSION**

Dans cette partie nous avons montré qu'il était possible de suivre le cheminement de l'eau par des méthodes géophysiques. Afin de simuler l'aspect dynamique de la fonction filtration, nous proposons un modèle de fonctionnement hydrodynamique basé sur la géométrie obtenue dans la partie A du rapport. À partir de deux phases typiques d'évènements pluvieux (infiltration et drainage) nous avons modélisé la redistribution de l'eau dans le profil. Les résultats ont confirmé les résultats géophysiques sur l'effet des hétérogénéités du dépôt sur les écoulements en Zone Non Saturée : l'effet de la lentille de sable de dimensions décamétriques. Ils ont aussi montré que ce sont les conditions de faibles débits en surface ou de conditions hydriques sèches qui sont les plus propices à l'établissement des écoulements préférentiels.

L'étude de la fonction filtration d'un sol ne s'arrête pas à l'aspect hydraulique, la partie B du rapport nous a montré que la couche de surface formant la première couche de l'anthroposol contient de nombreux polluants, par exemple les métaux. Les essais de lixiviation nous ont montré que la MO et le Cu sont très mobiles. De plus, le cuivre est mobile en quasi-totalité sous forme de complexes organométalliques. Sa capacité de désorption dépend de sa concentration initiale, de la nature et du degré d'humification de la MO et de l'âge du bassin. Dans les sites anciens et fortement pollués, il y a une accumulation importante, avec une mobilité faible. Dans les sites récents, la rétention est assez peu efficace car les processus de diffusion et d'adsorption sont très lents. Le métal est facilement solubilisable et la mobilité est donc très importante. Les études des relations solide-liquide ont montré des résultats encourageants et ont permis de mettre en évidence certains mécanismes chimiques de rétention : rétention sous forme d'oxy-hydroxydes ou de carbonates de cuivre, importance de la dissolution de la calcite. La modélisation des transferts a permis de valider l'hypothèse selon laquelle l'hétérogénéité des écoulements peut expliquer la régionalisation de la rétention des polluants.

## PARTIE D VALORISATION

Les résultats présentés dans cette partie coordonnée par le CETE Lyon sont issus des travaux provenant du projet.

### **D.I.** INTRODUCTION

Cette partie a essentiellement pour objectif de synthétiser les enseignements apportés par le projet, et dans la mesure du possible de tirer de ces enseignements des recommandations opérationnelles à l'attention des concepteurs et/ou des gestionnaires d'ouvrages d'infiltration d'eaux pluviales.

Notons tout d'abord que la valorisation des résultats sous forme de propositions de préconisations opérationnelles n'est abordée dans ce rapport final que de façon très synthétique. Un document spécifique sera produit en complément.

Dans Barraud (2009), une synthèse des réflexions opérationnelles associées aux travaux de recherche menés dans le cadre du programme Ecopluies est proposé. Ce document met en avant des recommandations opérationnelles répondant à des questions que peuvent se poser des aménageurs ou des gestionnaires d'ouvrages d'infiltrations d'eaux pluviales urbaines, notamment sur les thèmes suivants :

- la faisabilité des techniques d'infiltration,
- le dimensionnement des systèmes d'infiltration,
- la surveillance des systèmes et de la nappe.

Cette partie s'inscrit dans la continuité de ce travail de recommandations opérationnelles, au regard des travaux de recherche menés dans le cadre du projet FAFF.

Dans le cadre de ce projet, nous avons distingué différents compartiments de la fonction filtration assurée par les systèmes d'infiltration:

- le filtre : formation alluvionnaire fluvioglaciaire, dont la distribution des hétérogénéités sur les premiers mètres va être déterminante sur l'écoulement de l'eau et les mécanismes de transfert,
- **le résidu** : les sédiments issus des eaux pluviales urbaines stockés en surface de bassins d'infiltration, formant un anthroposol avec le matériau naturel,
- le filtrat : liquide ayant subi une filtration ; l'eau est le vecteur principal de transport de contaminants, de matière organique vivante ou morte, de matières minérales, de nutriments, etc.

La suite de ce document est structurée par rapport à ces trois compartiments.

### **D.II.** LE FILTRE

En phase d'étude de faisabilité, les questions à se poser doivent permettre d'adopter ou non le principe de l'infiltration des eaux pluviales et, le cas échéant, d'orienter le choix des solutions et d'identifier les contraintes et potentialités qu'il sera nécessaire de développer en phase de conception (Barraud, 2009).

Parmi les points mis en avant concernant l'étude de faisabilité dans le guide technique élaboré par Barraud (2009), le projet FAFF apporte des enseignements complémentaires sur les suivants :

- influence du niveau des plus hautes eaux de la nappe sur la faisabilité (caractérisation de l'épaisseur de la zone non-saturée),
- prise en compte de l'hétérogénéité du sous-sol (le compartiment filtre).

Pour chacun des deux points listés ci-dessus, nous commencerons par dresser un état de l'art des techniques et/ou recommandations relatives à la caractérisation et au suivi du compartiment filtre d'un bassin d'infiltration, à savoir son sous-sol, avant de présenter les enseignements tirés de ce projet, ainsi que les recommandations opérationnelles à destination des concepteurs, des aménageurs et des gestionnaires d'ouvrages d'infiltration.

## 1 Influence de l'épaisseur de la zone non-saturée sur la faisabilité de l'infiltration

#### 1 État de l'art

#### Tableau 34 : Préconisations relatives à l'épaisseur minimale de Zone Non-Saturée à conserver au droit d'un ouvrage d'infiltration d'eaux pluviales

Épaisseur minimale de ZNS	Références
« La distance minimale entre la base du puits et les plus hautes eaux de la nappe doit être d'environ 1 m pour assurer une épuration correcte »	Techniques alternatives en assainissement pluvial (Azzout et al.,1994)
« […] plus haut niveau de la nappe à plus de <b>1,20 m</b> du fond du bassin ».	Encyclopédie de l'hydrologie urbaine et de l'assainissement (Chocat, 1997)
« Il est conseillé de conserver une épaisseur <b>de 1 m à 1,50 m</b> de matériaux non saturés au-dessus de la nappe. »	Guide méthodologique pour la prise en compte des eaux pluviales dans les projets d'aménagement (MISEs de la région des Pays de la Loire, Juin 2004)
« Une zone de sol non-saturée de <b>2 m</b> doit être conservée entre le niveau des plus hautes eaux de la nappe et le fond de l'ouvrage. »	Fiche technique n°05 du Grand Lyon – Bassins de rétention/infiltration
<ul> <li>« Une épaisseur minimale de 2 m est fixée entre le toit de la nappe et la fond de la structure permettant l'infiltration. Cette épaisseur peut être ramenée à 1 m en centre urbain dense pour l'infiltration des eaux de toiture. »</li> </ul>	Fiche technique n°00 du Grand Lyon – Méthode pour le dimensionnement des ouvrages de stockage
« Le niveau des plus hautes eaux de la nappe est un paramètre important pour plusieurs raisons. Une nappe peu profonde peut réduire la profondeur utile de l'ouvrage et corrélativement les volumes de stockage. Elle risque par ailleurs d'être très facilement contaminée par une pollution chronique ou accidentelle avec limitation des mécanismes de rétention capillaire, de filtration et de dégradation dans la zone non saturée du sol rendue peu épaisse. [] Une nappe est considérée comme peu profonde par rapport à l'ouvrage si le niveau piézométrique des plus hautes eaux est situé à moins de 1 mètre du fond de la future structure. Cette profondeur est aujourd'hui également recommandée dans le Guide « La ville et son assainissement » édité par le CERTU (2003). »	Guide technique recommandations pour la faisabilité, la conception et la gestion des ouvrages d'infiltration des eaux pluviales en milieu urbain. (Barraud, 2009)

Les préconisations relatives à l'épaisseur minimale de zone non-saturée à conserver au droit d'un ouvrage d'infiltration d'eaux pluviales sont très diverses. Le Tableau 34 répertorie les différentes épaisseurs préconisées retrouvées dans la littérature technique.

Le Tableau 34 montre que l'épaisseur minimale de zone non-saturée recommandée varie de 1 à 2 m. Cette profondeur est préconisée de façon systématique, et ne prend pas en compte la nature du compartiment filtre.

#### 2 Principaux enseignements apportés par le projet FAFF

De façon générale, la caractérisation des contaminants au sein de la formation fluvioglaciaire a mis en évidence la régionalisation de la pollution. En particulier, les cartographies des teneurs en métaux lourds ou en matière organique ont permis de mettre en évidence qu'il y avait accumulation de ces polluants en certains endroits et non une homogénéité spatiale des teneurs à l'échelle de la section.

Les ACP effectuées sur les données recueillies sur les échantillons de lithofaciès prélevés dans la tranchée du bassin d'infiltration Django Reinhardt ont permis de mettre en évidence le degré de corrélation entre ces différentes données (Partie A). Ainsi, un comportement similaire des concentrations en éléments traces métalliques (ETM), des teneurs en particules inférieures à 105 µm, et des teneurs en matière organique (MO) dans une moindre mesure, a été mis en évidence. Par ailleurs, les ACP ont montré **la non association des données profondeur et concentrations en ETM.** Les variations de concentrations en ETM seraient davantage liées à la présence de limons et de matière organique qu'à l'effet profondeur.

Il semble ainsi qu'une partie des ETM migre en profondeur sous forme particulaire, associée à une fraction fine ou minérale. Toutefois, les corrélations relativement faibles entre ETM et particules fines indiquent que d'autres mécanismes interviennent dans le transport des ETM (transport à l'état dissout, transport sous forme d'agrégats...).

L'analyse de la tranchée du bassin Django Reinhardt a également permis de caractériser l'hétérogénéité texturale de la zone non-saturée du dépôt alluvionnaire fluvioglaciaire (hétérogénéité de lithofaciès). L'analyse des échantillons prélevés sur la tranchée du bassin Django Reinhardt a permis de mettre en évidence l'existence de 3 lithofaciès présentant un comportement différent : les graviers, les sables et la couche noire. Les fortes teneurs en limons, en MO et en ETM observées au niveau de la couche noire (Partie A) pourraient être liées à l'existence de chemins préférentiels, l'eau et les particules transportées s'écoulant de façon privilégiée le long des racines des végétaux et s'accumulant à la base de l'appareil racinaire. De même, le transport des solutés et des particules via des chemins préférentiels pourrait expliquer que l'on retrouve des traces de métaux en profondeur au niveau de la couche de sable. A ce phénomène pourrait s'ajouter des changements géochimiques et/ou de porosité qui favoriseraient certaines réactions d'échange entre la phase liquide et la matrice solide.

Les modélisations numériques d'écoulement et de transfert réactif ont permis de confirmer que la régionalisation marquée du transfert des polluants était associée à l'hétérogénéité de l'écoulement, et en particulier à la mise en place des écoulements préférentiels en conditions non saturées (Partie C).

Les résultats du projet FAFF montrent ainsi qu'il serait **préférable de définir l'épaisseur minimale de la Zone Non-Saturée** non plus uniquement en fonction de la profondeur de la nappe et de l'aire des surfaces d'infiltration, mais également **en fonction des caractéristiques du compartiment filtre** constitué par la formation en place : hétérogénéité des lithofaciès, géochimie, granulométrie, hydrofaciès, etc.

#### 3 **Recommandations opérationnelles**

En phase de conception d'un ouvrage d'infiltration, il est par conséquent préconisé de considérer un critère supplémentaire de dimensionnement de l'épaisseur minimale de Zone Non-Saturée, lié aux caractéristiques du compartiment filtre.

Par défaut, une **épaisseur nominale minimale de zone non-saturée de 1 m** pourrait être considérée (épaisseur minimale généralement considérée actuellement). Cette épaisseur nominale pourrait être

## augmentée par l'application de coefficients pondérateurs défavorables, fonctions des caractéristiques du compartiment filtre constitué de la formation en place.

A minima, les caractéristiques suivantes seraient à considérer :

- degré d'hétérogénéité de la formation en place : un fort degré d'hétérogénéité, pouvant conduire à l'existence de chemins préférentiels, impliquerait l'application d'un coefficient pondérateur défavorable sur l'épaisseur nominale de Zone Non-Saturée (point abordé de façon plus détaillée ci-dessous),
- présence de végétaux en surface des ouvrages d'infiltration : les chemins préférentiels de l'eau et les particules transportées sous forme dissoute ou particulaire le long des racines des végétaux impliquant une accumulation à la base de l'appareil racinaire, un coefficient pondérateur défavorable pourrait être appliqué sur l'épaisseur nominale de Zone Non-Saturée,
- nature géochimique de la formation en place : les sols carbonatés assurent une bonne rétention des ETM (Partie C) ; l'infiltration dans des formations de natures géochimiques différentes pourrait également impliquer l'application d'un coefficient pondérateur défavorable sur l'épaisseur nominale de Zone Non-Saturée.

Il est souligné que ces recommandations sont formulées au regard des enseignements apportés par le projet FAFF sur les mécanismes de rétention des ETM. Les mécanismes de rétention d'autres contaminants caractéristiques des eaux pluviales n'ont pas été étudiés.

#### 2 Prise en compte de l'hétérogénéité de la zone non-saturée

#### 1 État de l'art

La problématique de la prise en compte de l'hétérogénéité de la zone non-saturée n'est abordée que depuis récemment dans la littérature technique. À travers la bibliographie technique analysée dans le cadre du projet FAFF, seul le guide technique de Barraud (2009) aborde cette problématique. D'après cet ouvrage, « *il est très difficile d'estimer de façon correcte cette hétérogénéité. Les méthodes classiques font appel à de bonnes connaissances géologiques du site. Pour plus de précision, il est possible de faire des sondages ou tranchées [...]. Les méthodes géophysiques telles que la sismique réfraction, le radar géologique, la tomographie électrique ont permis d'obtenir des résultats très intéressants mais leur utilisation entraîne un coût supplémentaire qui peut cependant éviter des erreurs de conception de l'ouvrage. »* 

Ce guide met donc en avant les **moyens de reconnaissance géophysique**, qui peuvent en phase d'étude de faisabilité apporter des informations intéressantes permettant d'améliorer la conception de l'ouvrage.

Aucun élément complémentaire n'a été retrouvé dans la littérature technique concernant les hétérogénéités hydrodynamiques, géochimiques, et sur la ou les échelle(s) d'hétérogénéités à prendre en compte en phase de conception.

#### 2 Enseignements apportés par le projet FAFF

Le projet FAFF a permis d'évaluer l'apport des méthodes géophysiques pour la caractérisation de la zone non-saturée (Partie A et C).

À l'instar du bassin d'infiltration Django Reinhardt, de nombreux ouvrages d'infiltration d'eaux pluviales sont construits sur des formations de type alluvionnaire. Ce type de formation s'avère dans de nombreux cas propices à l'utilisation de méthodes géophysiques.

Dans le cadre du projet FAFF, différentes méthodes géophysiques ont été mises en œuvre :

- la Résonance Magnétique Protonique ou RMP (méthode magnétique),
- le radar géologique (méthode électromagnétique),
- la tomographie de résistivité électrique (méthode électrique).

En ce qui concerne la méthode RMP, l'objectif initial du projet était d'évaluer la possibilité d'estimer les paramètres hydrodynamiques d'un milieu poreux non-saturé par suivi temporel d'infiltration (Partie C). La méthode RMP appliquée au suivi d'infiltration *in situ* sur le site de référence n'a pu donner de résultats probants, dans la mesure où le site étudié présentait un bruit de fond magnétique trop élevé pour la réalisation des mesures (rapport signal/bruit médiocre). Le projet a toutefois permis un développement méthodologique en laboratoire, permettant la fiabilisation des mesures RMP de laboratoire (prise en compte de l'effet de la température et de l'intensité du courant injecté lors de la mise en phase des protons). Les paramètres hydrodynamiques (sorptivité, diffusivité) ont pu être estimés via des expériences de suivis d'infiltration en colonne de laboratoire. La précision des estimations reste toutefois à évaluer.

Les données acquises avec le **radar géologique** ont fourni des informations exploitables et intéressantes sur les structures sédimentaires du dépôt fluvioglaciaire constituant le compartiment filtre (Partie A).

L'utilisation d'antennes de différentes fréquences a permis de travailler avec des niveaux de résolution variables. Les **grandes unités architecturales de la Zone Non-Saturée du dépôt fluvioglaciaire** ont été identifiées par étude des réflecteurs radar des profils mesurés à **basses fréquences** (antennes de 100 et 200 MHz, résolution la plus grossière). L'interprétation des profils radar basses fréquences mesurés sur l'ensemble du bassin d'infiltration a permis de construire un modèle tridimensionnel de répartition des différents faciès de la Zone Non-Saturée du bassin d'infiltration. L'interprétation tridimensionnelle a permis de mettre en évidence des éléments architecturaux comme des structures de remplissage (remplissage de chenal ou de creux d'érosion) correspondant aux macroformes de dépôt caractéristiques de dépôts de systèmes de rivière en tresse à charge de fond grossière.

L'utilisation de **fréquence d'antenne plus élevées** (400 MHz) a permis l'étude à une résolution plus fine des structures, par analyse des réflecteurs internes aux macrostructures identifiées aux basses fréquences. Ces réflecteurs nous ont permis de remonter aux formes de dépôts et à la mise en place de ces structures. Il a ainsi été possible de **reconstituer la géométrie des premiers mètres du compartiment filtre en termes de lithofaciès**.

Le radar géologique a également été utilisé pour le suivi d'infiltration dans la Zone Non-Saturée du site de référence. Le suivi des variations locales d'amplitude des signaux radar a permis de **mettre en évidence des cheminements préférentiels de l'eau dans la Zone Non-Saturée** (Partie C). Par ailleurs, la méthode radar a permis d'apporter des informations sur l'**avancée d'un front d'infiltration**, ainsi que sur la dynamique du drainage au sein de la Zone Non-Saturée.

En ce qui concerne la tomographie de résistivité électrique (ERT), cette dernière méthode apporte une **information complémentaire sur la nature lithologique et/ou la teneur en eau de la Zone Non-Saturée**. Cette méthode est parfaitement appropriée pour **localiser l'interface entre Zone Non-Saturée et Zone Saturée** (localisation du toit de la nappe). Par ailleurs, le suivi temporel d'infiltration par ERT est assez couramment utilisé dans la cadre de travaux de recherche. Il n'est toutefois pas aisé de déterminer les variations de teneur en eau de manière quantitative, mais la méthode permet de suivre la propagation d'un bulbe d'infiltration. La plupart des travaux menés sont basés sur des mesures en 2 dimensions (mesure de « panneaux » électriques, puis inversion 2D des résistivités apparentes). Le projet avait pour objectif de comparer ce type de mesures avec des mesures en 3 dimensions (d'une part inversion 3D de jeu de données en 2D, et d'autre part acquisitions 3D avec inversion 3D). Des problèmes de protocole d'acquisition 3D n'ont pas permis d'effectuer les comparaisons souhaitées. Toutefois, les résultats obtenus par inversion 3D des profils ERT mesurées en 2D ont permis de **mettre en évidence l'orientation préférentielle des cheminements d'écoulement au sein de la Zone Non-Saturée** (Partie C).

Par ailleurs, les modélisations numériques d'écoulement réalisées dans le cadre de ce projet ont permis de montrer que ce sont les hétérogénéités de dimensions importantes (telles que les lentilles de sable de dimensions métriques à plurimétriques) qui ont une influence sur les flux infiltrés (Partie C). Il semble donc que, d'un point de vue opérationnel, le degré d'hétérogénéité doit être évalué à cette échelle métrique à décamétrique.

### **3 Recommandations opérationnelles**

Comme évoqué ci-dessus, il apparaît que le degré d'hétérogénéité de la formation en place est un paramètre important à prendre en compte lors des phases d'étude de faisabilité et de conception d'un bassin d'infiltration. Un fort degré d'hétérogénéité peut en effet conduire à l'existence de chemins préférentiels d'écoulement, responsable de la régionalisation marquée du transfert des polluants.

Les seuls éléments techniques utilisés pour évaluer la faisabilité d'un système d'infiltration sont généralement synthétisés dans une étude préliminaire du sous-sol, principalement basée sur une synthèse des données bibliographiques à disposition. Parmi ces données, les coupes de sondages réalisées au droit ou à proximité directe de la zone étudiée ne donnent souvent qu'une information « moyenne » ponctuelle sur la nature du sous-sol. En effet, les formations étudiées sont très majoritairement des formations alluvionnaires grossières et peu cohésives (granulométrie majoritairement constituée de sables et graviers). Les techniques de carottage classiques ne permettent pas aisément de prélever ces matériaux, et il est difficile d'identifier lors des forages les changements de faciès (mauvaise identification des variations verticales de faciès). Par ailleurs, les informations fournies par les sondages ne sont que ponctuelles, et ne renseignent donc pas sur les variations latérales de faciès.

En phase d'étude de faisabilité, si les premiers éléments de l'étude préliminaire laissent penser que la technique d'infiltration est faisable (nature appropriée de la formation en place, perméabilité suffisante de la formation), il est donc proposé de préconiser le recours à l'utilisation de méthodes géophysiques, afin d'estimer le degré d'hétérogénéité des formations en place.

Les méthodes géophysiques fournissent une information continue, permettant de caractériser le degré d'hétérogénéité dans les 3 dimensions spatiales. Comme mis en avant dans les enseignements, l'échelle des hétérogénéités recherchées est une échelle métrique à plurimétrique. À cette échelle, le projet FAFF a permis de montrer que les méthodes du radar géologique et de la tomographie de résistivité électrique sont adaptées pour caractériser les macroformes constitutives des formations alluvionnaires.

Le radar géologique est une méthode à haut rendement, permettant ainsi la reconnaissance rapide de vastes surfaces. Les fréquences d'antenne comprises entre 100 MHz et 400 MHz sont préconisées pour la caractérisation du degré d'hétérogénéité. Celui-ci pourrait être apprécié par l'intermédiaire de la densité des principaux réflecteurs associés aux interfaces entre macroformes, ainsi que par la densité des réflecteurs de forte amplitude (traduisant un contraste fort en termes de granulométrie, généralement associé à un contraste de teneurs en eau). Il est toutefois à souligner les limites de cette méthode, principalement liées à la présence de matériaux conducteurs (typiquement des argiles) en surface ou en profondeur, contribuant à l'atténuation du signal et limitant ainsi le recueil de signaux réfléchis.

La tomographie de résistivité électrique permet quant à elle de localiser aisément la profondeur du toit de la nappe, si cette information n'est pas connue. Elle peut permettre également de caractériser le degré d'hétérogénéité d'une formation alluvionnaire à l'échelle métrique ou plurimétrique. L'appréciation du degré d'hétérogénéité pourrait être analysée par l'intermédiaire du pourcentage de variation de résistivité électrique entre deux zones présentant un contraste de résistivité électrique (associé principalement aux variations de teneurs en eau, liées aux variations lithologiques).

## D.III. LE RESIDU

Ce compartiment correspond aux sédiments issus des eaux pluviales urbaines stockés en surface de bassins d'infiltration. Ce projet a tout d'abord permis d'identifier d'un point de vue pédologique ces matériaux. Ces matériaux ont été étudiés en fonction de leurs propriétés physico-chimiques et pédologiques, ainsi que vis-à-vis de leur fonction support des végétaux, et leur fonction support de la faune (lombrics). Les principaux enseignements seront synthétisés. Quelques préconisations opérationnelles tirées de ces enseignements sont proposés en fin de chapitre.

# 1 Tentative de classification pédologique des matériaux de surface de bassins d'infiltration

D'après le Référentiel Pédologique 2008, ces matériaux étant constitués par des apports exogènes en provenance de zones urbaines conduisent à la formation d'un ANTHROPOSOL (apports répétés de matériaux allochtones ou accumulation de matériaux terreux déplacés) ARTIFICIEL (les autres groupes de référence ne correspondant pas aux sols de bassins d'infiltration). Il a été proposé dans le cadre de ce projet d'ajouter le terme « de bassin » à la liste des anthroposols. Ainsi, l'essentiel des sols étudiés dans le cadre de ce projet correspondent à des **ANTHROPOSOLS ARTIFIFIELS de bassins urbains**.

D'après le Wolrd Reference Base for soils ressources (WRB), le rattachement à la référence « Technosol » est la plus appropriée (« Technosols are often referred to as urban or mine soils. They are soils dominated or strongly influenced by human-made material »). Ainsi, les sols étudiés peuvent être classés comme des **Folic ou Umbric Fluvic Technosols (Calcaric, Toxic)**. Il a par ailleurs été proposé dans le cadre de ce projet d'ajouter le terme **Pelvic** (de pelvis = bassin) à la liste des adjectifs du WRB.

# 2 Étude des sédiments urbains (horizon AZtr ou JsZtr) des bassins d'infiltration de l'Est lyonnais

Les sédiments urbains des 19 bassins d'infiltration ont été étudiés en fonction de leurs caractéristiques physico-chimiques et pédologiques, ainsi que de leurs fonctions support des végétaux et de la faune (lombrics).

Le projet a permis de proposer une typologie de bassins versants de bassins d'infiltration en zone urbaine ou péri-urbaine, basée sur des critères liés aux effets générés par l'activité sur le bassin versant. :

- Zones industrielles et commerciales (ZIC),
- Tissu urbain discontinu (TUD),
- Zones agricoles (ZA).

### 1 Caractérisation physico-chimiques des anthroposols de bassin

Au niveau du site de référence (le bassin Django Reinhardt de Chassieu), l'anthroposol est assimilable à des terres très organiques, agrégées, fortement contaminées par les métaux lourds et les HAP (Partie A). Il a été observé au cours des dernières années une stabilité des concentrations en métaux lourds au cours du temps ("signature urbaine") et une augmentation forte de la teneur en matières organiques liées au développement très important de la végétation sur ce bassin. Les HAP sont d'origine plutôt pyrolitique. L'anthroposol est riche en phosphore et en azote. Le projet a permis de mettre en évidence des concentrations importantes en PCB et en dioxines. Le diuron (pesticide) est présent dans les échantillons prélevés, alors que son usage est interdit depuis 2009. Des alkylphénols, constituant de polymères et de détergents, systématiquement rencontrés dans des eaux usées et dans les sédiments en aval de rejets de station de traitement, sont présents dans des concentrations 4 à 10 fois plus élevées que celles retrouvées dans des sédiments impactés par des rejets urbains (Tisser et al, 2005 ; Wu et al, 2012).

À l'échelle de l'Est lyonnais, le projet a permis de collecter un jeu de données très riche sur les anthroposols de 19 bassins d'infiltration. L'analyse simultanée de nombreux paramètres géochimiques et structuraux mesurés sur ces anthroposols a permis de mettre en évidence une très forte variabilité de leurs propriétés autour d'un type central, caractérisé comme un sol noir riche en matières organiques (naturelles ou d'origine anthropique), limoneux, carbonaté, à C/N relativement élevé mais à forte CEC et disponibilité en P, à forte activité de la pédofaune, bien macrostructuré et à structures stables. On observe toutefois une forte dispersion des propriétés. Les paramètres descriptifs des bassins versants drainant les eaux pluviales infiltrées ne permettent pas de discriminer fortement les propriétés géochimiques de ces anthroposols. La présence systématique de certains éléments (Corg, Ptot, Polsen, TiO2, métaux lourds, HAP, Dioxines, PCB, Alkylphénols) traduit le fait que ces anthroposols ne sont pas différenciés par la typologie de l'activité ou des caractéristiques physiques du bassin versant. La surface des bassins présente donc une "signature chimique urbaine" et concentre sur des petites surfaces de sols les éléments chimiques qui circulent en milieu urbain.

Ce projet a permis de confirmer les concentrations fortes de métaux lourds et HAP dans les anthroposols de bassins. Ce projet a également permis de montrer leur capacité à piéger d'autres contaminants (PCB, Dioxines, pesticides Alphylphénols, TiO2). Il existe toutefois à l'heure actuelle très peu d'informations sur les mobilités potentielles des alkylphénols, ou même des PCB dans des matériaux de surface et dans le sous-sol récepteur.

### 2 Végétation

En ce qui concerne la végétation, il a été observé une grande hétérogénéité entre les bassins, en termes :

- de surface couverte par la végétation : de 5 % à 95 % de la surface totale, près de 2/3 des bassins couvert à plus de 70 % par des plantes,
- de diversité totale : lors de la période de visite en mars/avril 2012 ont été identifiés 14 ordres,
  22 familles, 44 genres et 48 espèces dominantes. Toutes les espèces observées appartiennent à la division des Magnoliophyta (angiospermes). *Rumex, Taraxacum* et *Artemisia* sont les trois genres les plus représentés. Leurs familles et leurs ordres respectifs sont aussi les plus représentés (Caryophyllales, Astérales et Polygonaceae, Asteraceae).
- d'abondance des espèces identifiées.

Un nombre conséquent de bassins présente une végétation typique de milieu eutrophe caractéristique d'un sol anthropisé. La présence de ces végétaux traduit la formation rapide d'anthroposol dans les bassins d'infiltration. La présence de certaines familles et espèces dans les bassins est multifactorielle.

De nombreux facteurs tels que la profondeur de sédiments, l'environnement urbain ou agricole, ou les caractéristiques physico-chimiques du sol associé aux caractéristiques du substratum géologique peuvent influencer l'établissement d'une certaine typologie de végétation. Mais le facteur humain a également un impact par l'entretien de ces bassins sur la diversité et la végétation dominante qui s'installe. Cependant dans ces systèmes artificiels, le principal facteur qui favorise le développement d'une végétation dans un bassin reste l'eau et sa disponibilité. En conséquence, les plantes communes et répandues doivent leur présence à l'eau qui abonde dans les bassins d'infiltration, tandis que les plantes rares sont influencées par les apports extérieurs du tissu urbain et des paramètres tels que la hauteur de sédiments et les paramètres physiques du sol. Enfin, les polluants présents dans les sédiments peuvent exercer une pression de sélection sur la présence ou non de certaines espèces/familles.

En termes de perspectives, un dosage des polluants dans les végétaux recensés pourra nous renseigner sur leurs facultés et/ou potentiel d'accumulation. Cette étude pourrait permettre de voir s'il existe une bioconcentration voire un transfert des contaminants des anthroposols vers les plantes.

### 3 La faune lombricienne

Ce projet a permis pour la première fois d'évaluer la présence, l'abondance, et la diversité des lombriciens dans des bassins d'infiltration.

D'un point de vue méthodologique, ce projet a permis de comparer les méthodes d'extraction des vers de terre par protocole OPVT et par monolithe. Des différences ont été mises en évidence entre les deux protocoles d'extraction. Il semble que la méthode d'extraction par protocole OPVT a tendance à sous-estimer l'abondance en Endogés. Cette méthode reste cependant la moins destructrice/modificatrice pour la zone étudiée et permet la comparaison (même sous-estimée) des différentes abondances des catégories écologiques sur le site d'étude.

L'abondance en vers de terre des deux bassins étudiés semble dépendre de l'épaisseur de sédiments. Cela s'explique par les besoins naturels des lombrics et particulièrement des deux catégories écologiques retrouvées. En effet, les Epigés et les Endogés vivent principalement dans les couches supérieures du sol et ont donc besoin que celle-ci soit riche en matières organiques.

En matière de diversité, il semble que celle-ci soit influencée par la qualité physico-chimique des anthroposols de bassins d'infiltration. Par ailleurs, les extractions effectuées n'ont pas mis en évidence des Anéciques. Il est possible que cette catégorie ne puisse vivre dans ce milieu anthropique du fait de la pollution existante dans les bassins. Parallèlement, on peut se questionner aussi sur les conséquences de cette absence d'Anéciques, notamment sur l'infiltration. En effet, les Anéciques étant responsables de la formation des galeries verticales à sub-verticales, l'infiltration de l'eau se fait moins aisément. Alors, cela pourrait jouer un rôle bénéfique sur la filtration de l'eau par les sédiments et les végétaux en retardant son écoulement.

De plus, l'étude au niveau spécifique de certaines espèces trouvées peut nous informer sur la teneur du sol en polluants. Par exemple l'espèce Endogés Microscolex retrouvée en abondance dans certains quadras est corrélée avec une pollution aux PCB.

Le manque de littérature sur ces recherches fait qu'il est difficile de conclure au niveau général du fonctionnement des bassins. Afin d'approfondir cette approche, il est nécessaire de mener les recherches sur l'ensemble des bassins de la région lyonnaise (voire dans d'autres régions mais avec des systèmes identiques) afin de mieux caractériser les anthroposols de bassins en tant que support de la faune, et de mieux évaluer le rôle des lombrics sur l'infiltration des eaux par exemple.

### 3 **Quelques recommandations opérationnelles**

L'étude des concentrations en contaminants des anthroposols de bassins d'infiltration de l'Est Lyonnais a permis de mettre en évidence une pollution importante de ces matériaux (notamment métaux lourds, HAP, présence de PCB et dioxines). La présence de contaminants organiques et métalliques, connus pour leur toxicité chronique à faible dose, met en évidence les enjeux de gestion de ces ouvrages et de la surface de ces sols utilisés pour l'infiltration.

D'un point de vue opérationnel, cela confirme la nécessité d'un suivi régulier de ces anthroposols par les gestionnaires. Le projet a permis de d'identifier des indicateurs de suivi de la pollution de ces sols. Actuellement, le principe de précaution implique toutefois la réalisation d'opérations de curage régulières afin de limiter le risque de migration des contaminants en profondeur.

En matière de surveillance d'ouvrages d'infiltration, ce projet ouvre des perspectives en matière d'utilisation des végétaux et de la faune contenue dans les anthroposols de bassins comme bioindicateurs de pollution. Toutefois, l'avancement actuel des recherches ne permet pas d'envisager un transfert opérationnel à court ou moyen terme.

## **D.IV.LE** FILTRAT

Dans le cadre de ce projet, nous avons considéré comme étant le filtrat le liquide ayant subi une filtration. Pour ce qui concerne ce dernier compartiment, nous présenterons essentiellement les enseignements scientifiques tirés du projet.

Dans un premier temps, nous mettrons en évidence les principaux résultats relatifs à la quantification des différentes propriétés de relargage/transfert des matériaux étudiés (résidu et filtre), dans le contexte pédologique et géochimique urbain spécifique aux bassins d'infiltration. Une double approche a été utilisée :

- une approche expérimentale (batchs sur matériaux de surface de bassins d'infiltration et sur chacun des lithofaciès fluvioglaciaires),
- complétée par une modélisation géochimique, afin d'expliquer les données expérimentales (approche mise en œuvre pour ce qui concerne les lithofaciès de la Zone Non-Saturée).

À l'instar de la partie C.III, nous présenterons d'abord les enseignements concernant la désorption des métaux lourds piégés dans la surface des bassins d'infiltration (correspondant au résidu), puis ceux concernant l'adsorption des solutés libérés par le résidu dans le sous-sol fluvioglaciaire (correspondant au compartiment filtre).

Dans un second temps, nous présenterons les enseignements tirés des suivis d'infiltrations par méthodes géophysiques et des modélisations numériques d'écoulement et de transfert au sein du compartiment filtre (formation alluvionnaire fluvioglaciaire).

Enfin, nous proposerons quelques pistes de recommandations opérationnelles en matière de conception et de suivi des systèmes d'infiltration.

# 1 Désorption des composés organiques et métalliques piégés en surface de bassins d'infiltration

La mobilité potentielle des composés organiques et métalliques (Cu, Ni, Zn) piégés en surface des 19 bassins d'infiltration étudiés a été étudiée (Partie C).

De façon synthétique, les essais en réacteur fermé (batch) réalisés sur les matériaux de surface de bassins ont permis de tirer les enseignements suivants :

- le cuivre est le seul métal présent à des concentrations détectables dans les lixiviats sur l'ensemble des sites ; les autres métaux (Ni et Zn) ne sont pas détectés sur les lixiviats de l'ensemble des sites,
- la concentration en COT dans les solutions de lixiviation sont relativement faibles au regard des concentrations en COT solide, et malgré des différences de teneurs totales en COT dans les matériaux, la solubilité de la matière organique est relativement homogène; la matière organique est plus soluble lorsqu'elle est plus aromatique (ce qui est à relier aux spécificités des apports de matières organiques anthropiques en milieu urbain : hydrocarbures aliphatiques et aromatiques),
- il existe une forte relation linéaire entre la mobilité du cuivre et du COD, ce qui montre une affinité importante du cuivre pour la matière organique et est conforme à d'autres nombreux résultats de la littérature dans différents types de sols et de sédiments : le cuivre mobile est ainsi en quasi-totalité sous forme de complexes organométalliques.

La mobilité du cuivre a été étudiée de façon plus détaillée. Les enseignements relatifs à la capacité de désorption du cuivre sont les suivants :

- la capacité de désorption dépend de la teneur en cuivre des sédiments : il existe une relation non linéaire décroissante entre la quantité de cuivre mobilisable et la concentration totale en cuivre. Plus l'accumulation de cuivre est importante (pour ce qui concerne les 19 bassins d'infiltration étudiés, concentration supérieure à 150 µg/g), moins le cuivre est mobile et indépendant de la concentration totale de ce métal dans le solide. Ce constat montre que la seule concentration totale sur le solide ne peut en aucun cas aider à prévoir les risques de relargage de ce contaminant dans le sous-sol ;
- il existe une **forte influence de l'âge des bassins** : la mobilité du cuivre est d'autant plus importante que le site est récent ; l'âge du bassin peut toutefois être relié au niveau de contamination des sédiments de surface (cf enseignement précédent) ;
- la mobilité du cuivre est également influencée par la **proportion de surface industrielle ou commerciale** (ZAC) drainée ;
- la désorption du cuivre est favorisée par une matière organique soluble plus aromatique.

Un modèle de localisation du cuivre dans les particules solides constituant les sédiments de surface a été proposé dans le cadre de ce projet. Ce modèle permet d'expliquer différentes catégories de comportement du cuivre dans les sédiments des bassins :

- dans les sites anciens et fortement pollués, le modèle suppose une accumulation importante du cuivre dans les sédiments, avec une mobilité faible,
- dans les sites récents, la rétention est assez peu efficace (processus de diffusion et d'adsorption très lents dans les particules), et le cuivre est facilement solubilisable (mobilité importante).

### 2 Adsorption des métaux dans le sous-sol

L'étude du transfert potentiel des métaux dans la Zone Non Saturée a été abordée en prenant le cuivre comme métal modèle (a priori élément le plus facilement mobilisable de la couche de surface contaminée de tous les bassins d'infiltration).

Les expérimentations en batchs sur chacun des lithofaciès fluvioglaciaires (Partie C) ont permis de mettre en évidence une **cinétique de rétention rapide du cuivre**, associée à une augmentation légère de pH avec le temps et une dissolution des carbonates de calcium. Les mécanismes de rétention sont donc très importants sur les lithofaciès étudiés pour le cuivre, et de manière générale pour les métaux lourds tel que démontré précédemment (Lassabatère et al., 2007).

Une modélisation géochimique a été réalisée afin d'expliquer les données expérimentales (Partie C.III.3). La géochimie des métaux lourds dans les milieux carbonatés est gouvernée par la dissolution de la calcite et la précipitation des métaux sous forme de carbonates ou d'oxy-hydroxydes de métaux, ainsi que les phénomènes de complexation de surface sur la calcite. Dans les lithofaciès étudiés, des mécanismes d'échange cationique peuvent se rajouter, notamment du fait de la présence d'argile.

Dans le cadre de ce projet, nous avons pu montrer qu'aucun des mécanismes d'échange cationique ou de complexation de surface ne peut à lui seul expliquer la rétention du cuivre. La précipitation doit donc nécessairement être prise en compte. Au début, le cuivre est adsorbé par complexation de surface et dans une moindre mesure échange cationique. Avec la dissolution de la calcite, le cuivre se dé-adsorbe au profit de la précipitation. La précipitation étant plus efficace que les phénomènes de complexation de surface, le bilan global se traduit par une diminution de la concentration dissoute dans le temps, au fur et à mesure que la précipitation devient de plus en plus importante. La phase solide formée, prédite par la modélisation, est la ténorite CuO(s). En conditions environnementales, ce serait plutôt la forme CuCO3(s) ou hydroxydes de cuivre qui serait favorisée.

Une modélisation des isothermes de rétention a été tentée. Les isothermes de rétention sont quasi linéaires pour l'échange cationique et la complexation de surface. Pour la précipitation, on obtient une isotherme marquée par un effet seuil : en deçà d'une certaine concentration, tout le cuivre reste en solution ; au-delà, tout le cuivre en surplus précipite et passe dans la phase solide (fonctionnement typique de mécanismes de précipitation). L'équilibre est pratiquement atteint au bout de 5 minutes. Quand tous les mécanismes sont regroupés, on trouve une isotherme à deux phases. Sur les très faibles concentrations, on a une courbe à tendance linéaire qui correspond aux réactions de complexation de surface et d'échange, qui sont prédominantes car il y a trop peu de cuivre pour précipiter. Puis à partir d'une valeur seuil, qui correspond à la concentration à l'équilibre entre la solution et le précipité tenorite, la courbe devient une asymptote verticale (dûe à la précipitation qui prime sur les autres mécanismes).

Un travail de modélisation complémentaire sera nécessaire pour améliorer l'adéquation du modèle aux données expérimentales. Toutefois, les résultats obtenus ont permis de mettre évidence certains mécanismes chimiques de rétention et notamment la prédominance de la rétention sous forme d'oxy-hydroxydes ou de carbonates de cuivre, ainsi que l'importance de la dissolution de la calcite quant à la cinétique de rétention.

# 3 Suivi d'infiltration par méthodes géophysiques et modélisation numérique d'écoulements et de transferts en zone non-saturée

Le suivi temporel d'infiltration par les méthodes du radar géologique et de la tomographie de résistivité électrique (ERT) a permis de mettre en évidence l'**hétérogénéité du champ d'écoulement en phase d'infiltration** (Partie C). Le suivi des variations locales de résistivité électrique (ERT), ou d'amplitude des signaux radar recueillis, a permis de mettre en évidence des cheminements préférentiels de l'eau dans la Zone Non-Saturée (informations dans les 3 dimensions). L'analyse des mesures radar avec une antenne en position fixe a permis d'apporter des informations sur l'avancée du front d'infiltration, ainsi que sur la dynamique du drainage. Cette hétérogénéité du champ d'écoulement, mise en évidence par une approche expérimentale, a également été étudiée par une approche de modélisation numérique.

En effet, les modélisations numériques d'écoulements et de transferts ont permis de mettre en évidence l'effet des hétérogénéités du compartiment filtre (la formation fluvioglaciaire) sur les écoulements et les mécanismes de transferts en Zone Non-Saturée (Partie C).

Les modélisations ont montré que le contraste de propriétés géochimiques seul ne peut expliquer la régionalisation des polluants observée dans la formation fluvioglaciaire.

L'hétérogénéité des propriétés hydrodynamiques des lithofaciès fluvioglaciaires ne semble pas perturber les flux infiltrés en surface, mais plutôt les modes d'écoulement au sein du dépôt. La forte influence des hétérogénéités de dimensions importantes, telles que les lentilles de sable (S-x) de dimensions décamétriques, a été mise en évidence. Ces hydrofaciès induisent des phénomènes de barrière capillaire et une déviation conséquente des écoulements à l'échelle métrique. Cet effet de déviation peut se traduire par une régionalisation / canalisation des flux d'eau à des profondeurs de l'ordre de 2 à 3 m sous la surface. Au contraire, les hétérogénéités de taille modeste, de type Gcg,o (les graviers sans matrice), ne semblent avoir qu'une influence locale sans rôle prépondérant sur les flux à l'échelle métrique. Le scenario aurait sans doute était autre si les graviers sans matrice (Gcg,o) avaient constitué un ensemble interconnecté et connexe. Enfin, l'influence de la couche Gcm, présente en surface, joue un peu sur la conductivité hydraulique équivalent et donc sur les flux en amont sans jouer sur le mode d'écoulement au sein du dépôt.

Nous avons également montré que les conditions de faibles débits en surface ou de conditions hydriques sèches sont les plus propices à l'établissement des écoulements préférentiels. En effet, il faut un potentiel de pression suffisamment bas pour que les matériaux les plus drainants soient drainés et voient leur conductivité hydraulique chuter. C'est cette chute de conductivité hydraulique qui induit les phénomènes de type barrière capillaire. Les inclusions induisent une déviation locale des écoulements. Lorsque ces inclusions sont de dimensions importantes (typiquement métriques à

plurimétriques, comme par exemple les lentilles de sable), la déviation de l'écoulement est suffisamment importante pour induire un écoulement canalisé de type « funneled flow ».

La modélisation du transfert réactif, effectuée avec un polluant modèle régi par l'isotherme non linéaire, a permis de montrer qu'une partie du polluant se retrouve piégé sous forme dissoute dans le milieu. En outre, la modélisation montre que la rétention préférentielle se fait au droit des interfaces entre les matériaux drainants et les lithofaciès à matrice sableuse plus importante (Gcm,b ou Gcm).

Dans le cadre de ce projet, nous avons donc mis en évidence que l'hétérogénéité de l'écoulement, et en particulier la **mise en place des écoulements préférentiels en conditions non saturées**, est responsable de la **régionalisation marquée du transfert des polluants**. La modélisation de transfert réactif proposée est cependant plus à base physique que chimique (calcul précis du champ d'écoulement sur la base d'une estimation des propriétés hydrodynamiques, et utilisation d'isothermes de rétention classiques). L'aspect géochimique a donc été volontairement simplifié pour favoriser l'approche physique et aborder les écoulements dans toute leur complexité. Des investigations complémentaires seront nécessaires pour tendre vers un meilleur couplage en donnant plus du poids à l'aspect géochimique.

### 4 Quelques recommandations opérationnelles

Les enseignements scientifiques du projet FAFF permettent de confirmer la recommandation opérationnelle de privilégier l'infiltration des eaux pluviales dans des formations alluvionnaires **de nature carbonatée**, assurant une bonne rétention des contaminants métalliques.

Comme évoqué ci-dessus, en phase de conception d'un système d'infiltration, l'infiltration dans des formations alluvionnaires carbonatées n'impliquerait pas l'application d'un coefficient pondérateur défavorable sur l'épaisseur nominale de 1 m de Zone Non-Saturée.

Pour les systèmes de type tranchées ou puits d'infiltration, le choix de matériaux drainants de nature carbonatée est à privilégier, afin de favoriser la rétention des contaminants métalliques.

Afin de limiter les phénomènes d'écoulements préférentiels, il est préconisé de f**avoriser sur les premières dizaines de centimètres sous la surface des écoulements homogènes**. Plusieurs solutions peuvent être préconisée :

- une homogénéisation des premiers centimètres du sous-sol par passage d'un engin mécanique,
- la mise en place en surface de bassin d'infiltration d'un matériau d'apport homogène (de granulométrie hétérométrique, comportant une fraction majoritaire de sables), de nature carbonatée dans la mesure du possible, éventuellement mis en place sur un géotextile ayant pour fonction d'homogénéiser les écoulements (Lassabatère, 2002).

## **RÉFÉRENCES BIBLIOGRAPHIQUES**

### Α

- Amery, Fien, Fien Degryse, Wim Degeling, Erik Smolders, and Roel Merckx. 2007. "The coppermobilizing- potential of dissolved organic matter in soils varies 10-fold depending on soil incubation and extraction procedures." Environmental science & technology 41 (7) (April 1):
- Asprion U. et Aigner T. (1999) Towards realistic aquifer models: three-dimensional georadar surveys of Quaternary gravel deltas (Singen Basin, SW Germany). Sedimentary Geology, Vol. 129, n° 3-4, pp.281-297.
- Artz, R. R., Chapman, S. J., & Campbell, C. D. (2006). Substrate utilisation profiles of microbial communities in peat are depth dependent and correlate with whole soil FTIR profiles. Soil Biology and Biochemistry, 38(9), 2958-2962.
- Azzout Y., Cres F.N., Barraud S. Alfakih E. Techniques alternatives en assainissement pluvial. Paris:Tech et Lavoisier Doc, 1994, 372 p.

### В

- Badin A.L., Méderel G., Béchet B., Borschneck D., Delolme C. Study of the aggregation of the surface layer of Technosols from stormwater infiltration basins using grain size analyses with laser diffractometry. Geoderma, n°153, 2009, p. 163-171.
- Badin, A.L., Bedell, J.P., Delolme C.. 2009. "Effect of water content on aggregation and contaminant leaching: the study of an urban Technosol." Journal of Soils and Sediments 9 (6) (September 3): 653-663. doi:10.1007/s11368-009-0128-3.
- Badin, A.L., Faure, P., Bedell, J.P., Delolme, C. 2008. "Distribution of organic pollutants and natural organic matter in urban storm water sediments as a function of grain size." The Science of the total environment 403 (1-3) (October 15): 178-87.
- Badin, A-L. Répartition et influence de la matière organique et des microorganismes sur l'agrégation et le relargage de polluants dans des sédiments issus de l'infiltration d'eaux pluviales urbaines. Thèse de doctorat, Lyon: Ecole doctorale Chimie de Lyon - Institut National des Sciences Appliquées de Lyon, 2009, 230 p.
- Baize D.et M. Tercé L(2002). Les Éléments traces métalliques dans les sols Approches fonctionnelles et spatiales. INRA Éditions, Paris. 570 p.
- Baker, G. H. & Whitby, W. A. Soil pH preferences and the influences of soil type and temperature on the survival and growth of Aporrectodea long (Lumbricidae). 745–753 (2003).
- Barraud S. Guide technique Recommandations pour la faisabilité, la conception et la gestion des ouvrages d'infiltration des eaux pluviales en milieu urbain. Document rédigé dans le cadre du programme de recherche ECOPLUIES financé par l'ANR PRECODD, 2009, 62 p.
- Blott S.J. et Pye K. (2001) GRADISTAT : a grain size distribution and statistics package for the analysis of unconsolidated sediments. Earth Surface Processes and Landforms, Vol. 26, pp.1237-1248.
- Bonnier G. (1986). Les noms des fleurs. Editions Belin.
- Bonnier G. and De Layens D. (1986). Flore Portative et complète de la France, de la suisse et de la Belgique. Editions Belin.
- Bremer B., Bremer K., Chase M. W., Fay M. M., Reveal J. L., Soltis D. E. and Stevens P. F. (2009). An update of the Angiosperm Phylogeny Group classification for the orders and families of flowering plants: APG III. Botanical Journal of the Linnean Society 161: 105-121.
- Bristow C.S. et Jol H.M. (2003) Ground penetrating radar in sediments. London: Geological Society. 330p. (Special Publication, vol. 211)
- Brooks R.H. et Corey C.T. (1964) Hydraulic properties of porous media. Hydrol. Paper 3. Colorado State University, Fort Collins.
- Brown J.N. and Peake B.M. (2006) Sources of heavy metals and polycyclic aromatic hydrocarbons in urban stormwater runoff. Science of the Total Environment, 359: 145-155.
- BURGEAP. "Etude de la nappe de l'Est Lyonnais." Le Grand Lyon Direction de l'eau, 1995.

- Charlton, M.B. (2000) Small Scale Soil-Moisture Variability Estimated Using Ground Penetrating Radar, Proceedings of the Eighth International Conference on Ground Penetrating Radar, SPIE Vol. 4084, pp798-804.
- Chocat B. (1997) Encyclopedie de l'hydrologie urbaine et de l'assainissement. Hermes Lavoisier, Paris, 1124 pp.
- Clément R, Legchenko A, Quete M, Descloitres M, Oxarango L, H Guyard H, Girard J (in press) Experimental study of a domestic waste material using magnetic resonance measurements. Near Surface Geophysics, à paraître.

D

- Debret M., D. Sebag, M. Desmet, W. Balsam, Y. Copard, B. Mourier, A.-S. Susperrigui, F. Arnaud, I. Bentaleb, E. Chapron, E. Lallier-Vergès, T. Winiarski (2011). Spectrocolorimetric interpretation of sedimentary dynamics: The new "Q7/4 diagram". Earth-Science Reviews 109 (1-2), pp 1–19.
- Dechesne M., Barraud S. and Bardin J-P. (2004) Spatial distribution of pollution in an urban stormwater infiltration basin. Journal of Contaminant Hydrology, 72: 189-205.
- Delolme C., Bedell J-P., Winiarski T., Larmet H., Neto M., Muris M. and Perrodin Y. (2005). The soil microbial compartment submitted to the infiltration of stormwater: Description and role in the heavy metals transfer. Le compartiment microbien des sols soumis à l'infiltration des eaux pluviales urbaines. Description et role dans le transfert des metaux, Houille Blanche, 3: 33-38.
- Durand C. (2003) Caractérisation physico-chimique des produits de l'assainissement pluvial. Origine et devenir des métaux traces et des polluants organiques. Thèse de doctorat, Université de Poitiers, Poitiers, 248 pp.
- Durand C., Ruban V. and Amblès A. (2005) Characterisation of complex organic matter present in contaminated sediments from water retention ponds. J Anal Appl Pyrolysis, 73: 17-28.
- Durand C., Ruban V., Ambles A., Oudot J. (2004) Characterization of the organic matter of sludge: determination of lipids, hydrocarbons and PAHs from road retention/infiltration ponds in France. Environmental pollution, 132: 375-384.

Ε

- Egli, M., Mavris, C., Mirabella, A., & Giaccai, D. (2010). Soil organic matter formation along a chronosequence in the Morteratsch proglacial area (Upper Engadine, Switzerland). Catena, 82(2), 61-69.
- Ellerbrock, R. H., Gerke, H. H., Bachmann, J., & Goebel, M. O. (2005). Composition of organic matter fractions for explaining wettability of three forest soils. Soil Science Society of America Journal, 69(1), 57-66.
- Ellerbrock, R.H., and M. Kaiser. 2005. "Stability and composition of different soluble soil organic matter fractions–evidence from δ13C and FTIR signatures." *Geoderma* 128 (1-2) (September): 28-37. doi:10.1016/j.geoderma.2004.12.025.
- Eriksson E., Baun A., Scholes L., Ledin A., Ahlman S., Revitt M., Noutsopoulos C. and Mikkelsen P.S. (2007) Selected stormwater priority pollutants -- a European perspective. Science of The Total Environment, 383(1-3): 41-51.

F

- Fest, Ellen P.M.J., E.J.M. Temminghoff, R.N.J. Comans, and W.H. van Riemsdijk. 2008. "Partitioning of organic matter and heavy metals in a sandy soil: Effects of extracting solution, solid to liquid ratio and pH." Geoderma 146 (1-2) (July): 66-74. doi:10.1016/j.geoderma.2008.05.005.
- Février, L. (2001). Transfert d'un mélange Zn-Cd-Pb dans un dépôt fluvio-glaciaire carbonaté. Approche en colonne de laboratoire. Doctorat, Ecole Nationale des Travaux Publics de l'Etat/INSA de Lyon, 295 pages.

G

Göbel P., Dierkes C., Coldewey W.G. (2007) Storm water runoff concentration matrix for urban areas. Journal of Contaminant Hydrology, 91: 26-42.

- Gonzales-Merchan C. (2012) Amélioration des connaissances sur le colmatage des systèmes d'infiltration d'eaux pluviales. Thèse présenté à L'Institut National des Sciences Appliquées de Lyon le 15 mai 2012.
- Goutaland, D., Winiarski, T., Lassabatere, L., Dubé, J.-S., Angulo-Jaramillo R. (2013). Sedimentary and hydraulic characterization of a heterogeneous fluvioglacial deposit: application to the modeling of unsaturated flow. Engineering Geology 166 (2013) pp 127-139.
- Goutaland D. (2008) Caractérisation hydrogéophysique d'un dépôt fluvioglaciaire Evaluation de l'effet de l'hétérogénéité hydrodynamique sur les écoulements en zone non-saturée. Thèse de doctorat : Ecole doctorale de chimie de Lyon, spécialité Sciences de l'Environnement Industriel et Urbain. 243p.
- Goutaland D., T. Winiarski, G. Bièvre et J.-F. Buoncristiani, 2005. Intérêt de l'approche sédimentologique en matière d'infiltration d'eaux pluviales. Caractérisation par radar géologique. Techniques Sciences Méthodes, 10, 100ème année, 71-79.

Η

- Heinz J. et Aigner T. (2003) Hierarchical dynamic stratigraphy in various Quaternary gravel deposits, Rhine glacier area (SW Germany): implications for hydrostratigraphy. International Journal of Earth Sciences, Vol. 92, pp.923-938.
- Heinz J., Kleineidam S., Teutsch G., Aigner T. (2003) Heterogeneity patterns of Quaternary glaciofluvial gravel bodies (SW-Germany): application to hydrogeology. Sedimentary Geology, Vol. 158, n° 1-2, pp.1-23.
- Huber H., Chen X., Hendriks M., Keijsers D., Voesenek L. A. C., Pierik R., Poorter H., De Kroom H. and Visser E. J. W. (2012). Plasticity as a plastic reponse: how submergence-induced leaf elongation in Rumex palustris depends on lights and nutrient availability in its early life stage. New Phytologist 194: 572-582.
- Huggenberger P. et Regli C. (2006) A sedimentological model to characterize braided river deposits for hydrogeological applications. In: G.H. Sambrook-Smith, J.L. Best, C.S. Bristow and G.E. Petts (Eds.) Braided Rivers: Process, Deposits, Ecology and Management. Oxford, UK: Blackwell Publishing. pp.51-74.

J

Jartun M., Ottesen R.T., Steinnes E. and Volden T. (2008) Runoff of particle bound pollutants from urban impervious surfaces studied by analysis of sediments from stormwater traps. Science of The Total Environment, 396(2-3): 147-163.

### Κ

- Kafi M., Gasperi J., Moilleron R., Gromaire M.C. and Chebbo G. (2008) Spatial variability of the characteristics of combined wet weather pollutant loads in Paris. Water Research, 42(3): 539-549.
- Kannan, K., Keith, T.L., C. Naylor, G., Staples, C.A., Snyder S.A., Giesy, J.P (2003). Organic contaminants of emerging concern in sediments and flatfish collected near outfalls discharging treated wastewater effluent to the Southern California Bight. Arch. Environ. Contam. Toxicol. 44, 77–82, DOI: 10.1007/s00244-002-1267-3.
- Kannan, K; Keith, TL; Naylor, CG; et al. (2003) Nonylphenol and nonylphenol ethoxylates in fish, sediment, and water from the Kalamazoo River, Michigan . Archives of Environmental Contamination and Toxicology, 44, 77-82.
- Kaye J.P., Groffman P.M., Grimm N.B., Baker L.A. and Pouyat R.V. (2006). A distinct urban biogeochemistry? TRENDS in Ecology and Evolution, 21, 192-199.
- Kim K.W., Myung J.H., Ahn J.S. and Chon H.T. (1998) Heavy metal contamination in dusts and stream sediments in the Taejon area, Korea. Journal of Geochemical Exploration, 64(1-3): 409-419.
- Koopmans, Gerwin F., and Jan E. Groenenberg. 2011. Effects of soil oven-drying on concentrations and speciation of trace metals and dissolved organic matter in soil solution extracts of sandy soils." *Geoderma* 161 (3-4) (March): 147-158. doi:10.1016/j.geoderma.2010.12.012.
- Kostic B., Becht A., Aigner T. (2005) 3-D sedimentary architecture of a Quaternary gravel delta (SW-Germany): Implications for hydrostratigraphy. Sedimentary Geology, Vol. 181, n° 3-4, pp.147-171.

- Kothawala, D.N., T.R. Moore, and W.H. Hendershot. 2008. "Adsorption of dissolved organic carbon to mineral soils: A comparison of four isotherm approaches." *Geoderma* 148 (1) (November): 43-50. doi:10.1016/j.geoderma.2008.09.004.
- Kowalsky, M.B., Y. Rubin, and P. Dietrich (2004), the use of ground-penetrating radar for characterizing sediments under transient flow conditions, in Aquifer characterization, Bridge, J.S. and D. W. Hyndman, Eds., SEPM Special Publication 80, 107–127.
- Kyle J. (2009). Identification des graminées de pâturage. http://www.omafra.gov.on.ca

L

- Larmet H. (2007) Mobilisation et transfert de Zn, Cd, Cu et des colloïdes bactériens dans les bassins d'infiltration d'eaux pluviales : Influence des conditions hydrodynamiques. Thèse de doctorat, Université Joseph Fourier Grenoble, Grenoble, 327 pp.
- Lassabatere L. (2002). Les propriétés physiques de géotextiles dans la rétention des métaux lourds. PhD génie civil/Doctorat sciences et techniques des déchets, Ecole Nationale des Travaux Publics de l'Etat/Université Laval (Québec)-INSA de Lyon, 234 pages.
- 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), pp. 1499-1508
- Lassabatere L, Angulo-Jaramillo R, Ugalde JMS, 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 DOI 10.2136/sssaj2005.0026
- Lavit C., Escoufier Y., Sabatier R. et Traissac P. The ACT (STATIS method). 1994. Computational and Data Analysis, 18, 97-119.
- Le Coustumer Sébastien-Maël. Colmatage et rétention des éléments traces métalliques dans les systèmes d'infiltration des eaux pluviales. Thèse : Laboratoire de Genie Civil et d'Ingénierie Environnementale (LGCIE), Institute for Sustainable Water Ressources (ISWR), 2008, 427 p.
- Lebourg, A. 1996. "Interet de differents reactifs d'extraction chimique pour l'evaluation de la biodisponibilite des metaux en traces du sol." Agronomie 16: 201-215.
- Leconte D. (2006) Clé de détermination des principales graminées prairiales. Groupement Nationale Interprofessionel des semences et plants. N162: 157-167.
- Lee, P.K, P Baillif, et J.C Touray. (1997). Geochemical behavior and relative mobility of metals (Mn, Cd, Zn and Pb) in recent sediments of retention pond along the A-71 motorway in Sologne France. Environmental Geology: 32(2): 141-152.
- Legret M. (2005) Origine des polluants en domaine routier. In: LCPC (Editor), Journées scientifiques du LCPC: Caractérisation et valorisation des sédiments et autres sous-produits de l'assainissement des chaussées. LCPC, Bouguenais, pp. 46-48.
- Legret M. and Pagotto C. (1999) Evaluation of pollutant loadings in the runoff waters from a major rural highway. Science of The Total Environment, 235(1-3): 143-150.
- Legros JP (2007) Les grands sols du monde. Editor PPUR, 574 pages.
- Lemoine D., Mermillod-Blondin, F., Barrat-Segretain M.H., Massé C. and Malet E. (2012) The ability of aquatic macrophytes to increase root porosity and radial oxygen loss determines their resistance to sediment anoxia. Aquatic Ecology.
- Limousin, G., J.-P. Gaudet, L. Charlet, S. Szenknect, V. Barthes, and M. Krimissa. 2007. "Sorption isotherms: A review on physical bases, modeling and measurement." Applied Geochemistry 22 (2) (February): 249-275. doi:10.1016/j.apgeochem.2006.09.010.
- Loke, M. H. (1999), Time-lapse resistivity imaging inversion, in 5th meeting of the environnemental and Engeering Society European Section, edited, Budapest, Hungary.
- Looms M.C., Jensen K.H., Binley A., Nielsen L.; (2008): Monitoring unsaturated flow and transport using cross-borehole geophysical methods. Vadose Zone J., 7,227–237.
- Lozet et Mathieu (1997). Dictionnaire des Sciences du sol, Tec & Doc Lavoisier; Édition : 3. 488 pages.
- Lunt I.A., Bridge J.S., Tye R.S. (2004a) Development of a 3-D depositional model of braided-river gravels and sands to improve aquifer characterization. In: J.S. Bridge and D.W. Hyndman (Eds.) Aquifer characterization. Tulsa, Oklahoma, U.S.A.: SEPM, pp.139-169. (SEPM Special Publications, Vol. 80)
- Luttis S., Peeters A. and Lambert J. (1987) Contribution à la mise en evidence de phénomènes d'allélopathie chez Rumex Obtusifolius L. Bulletin de la Société Royale de Botanique de Belgique 120,2 : 143-152.

- Mandier P. (1984) Le relief de la vallée du Rhône au Tertiaire et au Quaternaire. Thèse d'état, Université de Lyon II, Lyon, 654p.
- Manno E., Varrica D. and Dongarra G. (2006) Metal distribution on road dust samples collected in an urban area close to a petrochemical plant at Gela, Sicily. Atmospheric Environment, 40: 5929-5941.
- Mermillod-Blondin F., Nogaro G., Datry T., Malard F. and Gibert J. (2005). Do tubificid worms influence the fate of organic matter and pollutants in stormwater sediments? Environmental Pollution, 134(1): 57-69.
- Mermillod-Blondin F., Nogaro G., Vallier F. and Gibert J. (2008) Laboratory study highlights the key influences of stormwater sediment thickness and bioturbation by tubificid worms on dynamics of nutrients and pollutants in stormwater retention systems. Chemosphere, 72(2): 213-223.
- Michot, D., Y. Benderitter, A. Dorigny, B. Nicoullaud, D. King, and A. Tabbagh (2003), Spatial and temporal monitoring of soil water content with an irrigated corn crop cover using surface electrical resistivity tomography, Water Resources Research, 39(5).
- MISEs de la région des Pays de la Loire. Guide méthodologique pour la prise en compte des eaux pluviales dans les projets d'aménagement, Juin 2004
- Mualem Y (1976)- A new model for predicting the hydraulic conductivity of unsaturated porous media Water resources research. Water Resources Research, Volume 12, Issue 3, Pages 513-522
- Murakami, Michio, Makoto Fujita, Hiroaki Furumai, Ikuro Kasuga, and Futoshi Kurisu. 2009. "Sorption behavior of heavy metal species by soakaway sediment receiving urban road runoff from residential and heavily trafficked areas." *Journal of hazardous materials* 164 (2-3) (May 30): 707-12. doi:10.1016/j.jhazmat.2008.08.052.

#### Ν

- Nogaro G., Mermillod-Blondin F., Montuelle B., Boisson J-C., Bedell J-P., Ohannessian A., Volat B. and Gibert J. (2007a) Influence of a stormwater sediment deposit on microbial and biogeochemical processes in infiltration porous media. Science of the Total Environment, 377(2-3): 334-348.
- Nogaro G., Mermillod-Blondin F., Montuelle B., Boisson J-C., Lafont M., Volat B. and Gibert J. (2007b) Do tubificid worms influence organic matter processing and fate of pollutants in stormwater sediments deposited at the surface of infiltration systems? Chemosphere, 70(2): 315-328.

### Ρ

- Pagès J. Eléments de comparaison entre l'analyse factorielle multiple et la méthode STATIS, 1996, Revue de Statistique Appliquée, 44, 4, 81-95
- Panero J. L. and Funk V.A. (2008). The value of sampling anomalous taxa in phylogenetic studies: Major clades of the Asteraceae revealed. Molecular Phylogenetics and Evolution 47 : 757– 782.
- Parkhurst, D.L. and Appelo, C.A.J., 1999, User's guide to PHREEQC (version 2)--A computer program for speciation, batch-reaction, one-dimensional transport, and inverse geochemical calculations: U.S. Geological Survey Water-Resources Investigations Report 99-4259, 312 p.
- Petavy F. and Ruban V. (2005) Estimation des gisements. In: LCPC (Editor), Journées scientifiques du LCPC: Caractérisation et valorisation des sédiments et autres sous-produits de l'assainissement des chaussées. LCPC, Bouguenais, pp. 52-54.
- Pétavy F. (2007) Traitement et valorisation des sediments de l'assainissement pluvial. These de doctorat, Ecole Centrale de Nantes et Universite de Nantes, Nantes, 282 pp.
- Philips R. (1986). Les fleurs des chemins et campagnes. Editions Bordas.
- Poulenard J., Herbillon, A.J (2000).- Sur l'existence de trois catégories d'horizons de référence dans les Andosols.- Compte Rendus Académie des Sciences. Série IIa. 331, 651-657

### R

Ramade F. Éléments d'écologie-Écologie fondamentale. 3ème Ed. Paris : Dunod, 2003, 690 p.

- Roger S., Montrejaud-Vignoles M., Andral M.C., Herremans L. and Fortune J.P. (1998) Mineral, physical and chemical analysis of the solid matter carried by motorway runoff water. Water Research, 32(4): 1119-1125
- Ruban V. (2005) Caractérisation et gestion des sédiments de l'assainissement pluvial. Laboratoire Central des Ponts et Chaussées, Paris, 151 pp.

### S

- Saulais M. (2011). Colonisation végétale des bassins d'infiltration et de rétention. Thèse présenté à L'Institut National des Sciences Appliquées de Lyon le 15 novembre 2011.
- Schmalz,B ; Lennartz, B. ; Wachmuth, D. (2002): Analyses of soil water content variations and GPR attribute distributions. Journal of Hydrology 267, pp 217-226
- Senesi, N., D'Orazio V., Ricca G. Humic acids in the first generation of EUROSOILS. Geoderma, 116 (2003), pp. 325–344
- Shirvani, Mehran, Mahmoud Kalbasi, Hosein Shariatmadari, Farshid Nourbakhsh, and Bijan Najafi. 2006. "Sorption-desorption of cadmium in aqueous palygorskite, sepiolite, and calcite suspensions: isotherm hysteresis." Chemosphere 65 (11) (December): 2178-84.
- Smetak, K. M., Johnson-Maynard, J. L. & Lloyd, J. E. Earthworm population density and diversity in different-aged urban systems. 161–168 (2007).
- Stipp SL and Hochella MF (1991). Structure and bonding environments at the calcite surface as observed with X-ray photoelectron spectroscopy (XPS) and low energy electron diffraction (LEED). Geochimica et Cosmochimica Acta, Volume 55, Issue 6, Pages 1723-1736

### Т

Téla Botanica. http://www.tela-botanica.org/site:accueil

- Thorpe A. and Harrison R.M. (2008) Sources and properties of non-exhaust particulate matter from road traffic: A review. Science of The Total Environment, 400(1-3): 270-282.
- Tisser Ch; Morvan C; Bocquené G; Grossel; James A. et Marchand M. (2005) Les substances prioritaires de la directive cadre sur l'eau (DCE). Fiches de synthèse. 46-47p.
- Touzard, B., Amiaud, B., Langlois, E., Lemauviel, S, Clément, B. (2002). The relationships between soil seed bank, aboveground vegetation and disturbances in an eutrophic alluvial wetland of Western France. Flora, Volume 197, Issue 3, 2002, Pages 175-185.
- Twardowska, Irena, and Joanna Kyziol. 2003. "Sorption of metals onto natural organic matter as a function of complexation and adsorbent-adsorbate contact mode." Environment international 28 (8) (March): 783-91. doi:10.1016/S0160-4120(02)00106-X.
- Tuccillo M.E. (2006) Size fractionation of metals in runoff from residential and highway storm sewers. Science of The Total Environment, 355(1-3): 288-300.

### U

Urban Geochemistry, (2012) in Elements, an international magazine of mineral, geochemistry and Petrology. Eds. W. BERRY LYONS and RUSSELL S. HARMON, vol 8, N°6.

### V

Van Genuchten M (1980) A closed-form equation for predicting the hydraulic conductivity of unsaturated soils. Soil Sci Soc Am J 44: 892-898

### W

- Wever, L. A., Lysyk, T. J. & Clapperton, M. J. The influence of soil moisture and temperature on the survival, aestivation, growth and development of juvenile *Aporrectodea tuberculata* (Eisen) (Lumbricidae). 121–133 (2001).
- Winiarski T., Bedell J.P., Delolme C. and Perrodin Y. (2006) The impact of stormwater on a soil profile in an infiltration basin. Hydrogeology Journal, 14(7): 1244-1251.
- Wu M; Wang L;XuG; Liu N; Tang L;ZhengJ; Bu T; Lei B. (2012)Seasonal and spatial distribution of 4tert-octylphenol, 4-nonylphenol and bisphenol A in the Huangpu River and its tributaries,Shanghai,China.SpringerScience+Business Media B.V. 3149

Υ

- Young I.M. (2008) Soils and civilisation. http://simbios.abertay.ac.uk/ SIMBIOS\_Team/documents/ SoilandCivilizations.pdf, accession le 24 novembre 2008
- Yunker, M.B., Macdonald, R.W., Vingarzan, R., Mitchell, R.H., Goyette, D., Sylvestre, S., 2002. PAHs in the Fraser River basin: a critical appraisal of PAH ratios as indicators of PAH source and composition. Org. Geochem. 33, 489-515.
  - Ζ
- Zanders J.M. (2005) Road sediment: Characterization and implications for the performance of vegetated strips for treating road run-off. Science of the Total Environment, 339(1-3): 41-47.