HAL open science

Amélioration des connaissances sur le colmatage des systèmes d'infiltration d'eaux pluviales

Carolina Gonzalez-Merchan

To cite this version:

Carolina Gonzalez-Merchan. Amélioration des connaissances sur le colmatage des systèmes d'infiltration d'eaux pluviales. Autre. INSA de Lyon, 2012. Français. NNT : 2012ISAL0040 . tel-00943422

HAL Id: tel-00943422

https://theses.hal.science/tel-00943422v1

Submitted on 7 Feb 2014

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

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

N° d'ordre 2012ISAL0040
Année 2012

Thèse

Amélioration des connaissances sur le colmatage des systèmes d'infiltration d'eaux pluviales

Présentée devant
L'Institut National des Sciences Appliquées de Lyon

Pour obtenir
Le grade de docteur
Formation doctorale : Génie Civil
École doctorale : Mécanique, Energétique, Génie Civil, Acoustique (MEGA)

Par
Carolina Gonzalez-Merchan

Soutenue le 15 mai 2012 devant la Commission d'examen

Jury composé de MM :

Sylvie Barraud	Professeure	Directrice de thèse
Véronique Ruban	Directrice de recherche	Présidente
Didier Graillot	Directeur de recherche	Rapporteur
Nilo Nascimento	Professeur	Rapporteur
Jean - Philippe Bedell	Chargé de recherche	Examinateur
Pierre Breul	Maître de conférences	Examinateur
Isabelle Soarez	Ingénieure	Invitée

Laboratoire de Génie Civil et d'Ingénierie Environnementale (LGCIE)

Cette thèse est accessible à l'adresse : http://theses.insa-lyon.fr/publication/2012ISAL0040/these.pdf
© [C. Gonzalez-Merchan], [2012], INSA de Lyon, tous droits réservés

Cette thèse est accessible à l'adresse : http://theses.insa-lyon.fr/publication/2012ISAL0040/these.pdf
© [C. Gonzalez-Merchan], [2012], INSA de Lyon, tous droits réservés

INSA Direction de la Recherche - Ecoles Doctorales – Quinquennal 2011-2015

SIGLE	ECOLE DOCTORALE	NOM ET COORDONNEES DU RESPONSABLE
CHIMIE	CHIMIE DE LYON http://www.edchimie-lyon.fr Insa : R. GOURDON	M. Jean Marc LANCELIN Université de Lyon – Collège Doctoral Bât ESCPE 43 bd du 11 novembre 1918 69622 VILLEURBANNE Cedex Tél : 04.72.43 13 95 directeur@edchimie-lyon.fr
E.E.A.	ELECTRONIQUE, ELECTROTECHNIQUE, AUTOMATIQUE http://edeea.ec-lyon.fr Secrétariat : M.C. HAVGOUDOUKIAN eea@ec-lyon.fr	M. Gérard SCORLETTI Ecole Centrale de Lyon 36 avenue Guy de Collongue 69134 ECULLY Tél : 04.72.18 60 97 Fax : 04 78 43 37 17 Gerard.scorletti@ec-lyon.fr
E2M2	EVOLUTION, ECOSYSTEME, MICROBIOLOGIE, MODELISATION http://e2m2.universite-lyon.fr Insa : H. CHARLES	Mme Gudrun BORNETTE CNRS UMR 5023 LEHNA Université Claude Bernard Lyon 1 Bât Forel 43 bd du 11 novembre 1918 69622 VILLEURBANNE Cédex Tél : 04.72.43.12.94 e2m2@biomserv.univ-lyon1.fr
EDISS	INTERDISCIPLINAIRE SCIENCES-SANTE http://ww2.ibcp.fr/ediss Sec : Safia AIT CHALAL Insa : M. LAGARDE	M. Didier REVEL Hôpital Louis Pradel Bâtiment Central 28 Avenue Doyen Lépine 69677 BRON Tél : 04.72.68 49 09 Fax :04 72 35 49 16 Didier.revel@creatis.uni-lyon1.fr
INFOMATHS	INFORMATIQUE ET MATHEMATIQUES http://infomaths.univ-lyon1.fr	M. Johannes KELLENDONK Université Claude Bernard Lyon 1 LIRIS - INFOMATHS Bâtiment Nautibus 43 bd du 11 novembre 1918 69622 VILLEURBANNE Cedex Tél : 04.72. 43.19.05 Fax 04 72 43 13 10 infomaths@bat710.univ-lyon1.fr
Matériaux	MATERIAUX DE LYON	M. Jean-Yves BUFFIERE Secrétaire : Mériem LABOUNE INSA de Lyon École Doctorale Matériaux Mériem LABOUNE Bâtiment Antoine de Saint-Exupéry 25bis Avenue Jean Capelle 69621 VILLEURBANNE Tel : 04 72 43 71 70 Fax : 04 72 43 72 37 ed.materiaux@insa-lyon.fr
MEGA	MECANIQUE, ENERGETIQUE, GENIE CIVIL, ACOUSTIQUE (ED n°162)	M. Philippe BOISSE Secrétaire : Mériem LABOUNE Adresse : INSA de Lyon École Doctorale MEGA Mériem LABOUNE Bâtiment Antoine de Saint-Exupéry 25bis Avenue Jean Capelle 69621 VILLEURBANNE Tel : 04 72 43 71 70 Fax : 04 72 43 72 37 mega@insa-lyon.fr Site web : http://www.ed-mega.com
ScSo	ScSo* M. OBADIA Lionel	M. OBADIA Lionel Université Lyon 2

Cette thèse est accessible à l'adresse : http://theses.insa-lyon.fr/publication/2012ISAL0040/these.pdf
© [C. Gonzalez-Merchan], [2012], INSA de Lyon, tous droits réservés

Cette thèse est accessible à l'adresse : http://theses.insa-lyon.fr/publication/2012ISAL0040/these.pdf
© [C. Gonzalez-Merchan], [2012], INSA de Lyon, tous droits réservés

PUBLICATIONS, COMMUNICATIONS

Publications dans revues à comité de lecture *(soumises, acceptées ou publiées)*

Gonzalez-Merchan C., Barraud S., Le Coustumer S., Fletcher T. (2012)). Monitoring of clogging evolution in the stormwater infiltration system and determinant factors. *European Journal of Environmental & Civil Engineering*, 16 (1), 34-47.

Gonzalez-Merchan C., Barraud S., Lipeme Kouyi G. (2011). Mesure de l'évolution du colmatage d'un ouvrage. *Techniques Sciences & Méthodes Eau*, *10, 2011, 52-61.*

Publications dans conférences nationales et internationales

Gonzalez-Merchan C., Barraud S., (2009). Mesure et modélisation de l'évolution du colmatage des ouvrages d'infiltration des eaux pluviales. *Entretien du Réseau Génie Civil & Urbain Paris, 23 Juin 2009*. 8p.

Gonzalez-Merchan C., Barraud S., Le Coustumer S., Fletcher T. (2010). Caractérisation des apports sur un bassin d'infiltration et impact sur son fonctionnement hydraulique. *Journées Franco-Brésiliennes en Hydrologie Urbaine 2010 : Mesure et Gestion des polluants issus des rejets urbains de temps de pluie*. Paris, 22-24 mars 2010.

Gonzalez-Merchan C., Barraud S., Le Coustumer S., Fletcher T. (2010). Suivi de l'évolution du colmatage dans les ouvrages d'infiltration des eaux pluviales et facteurs influents. *Actes des 28èmes Rencontres Universitaires de Génie Civil, AUGC, La Bourboule, France, 2-4 Juin 2010,* 10 p *in CD-ROM.*

Gonzalez-Merchan C., Barraud S., Le Coustumer S., Fletcher T. (2010). Monitoring of clogging evolution in the infiltration system. *7th international conference on sustainable techniques and strategies in urban water management,* Lyon, France, June 27 - July 1st, 2010, 10 p.

Gonzalez-Merchan C., Barraud S., Lipeme-Kouyi G., (2010). Mesure de l'évolution du colmatage d'un ouvrage d'infiltration des eaux pluviales et sa localisation. *Journées Doctorales en Hydrologie Urbaine, JDHU, Paris, France, 16-17 Novembre 2010, 10p* in CD-ROM.

Gonzalez-Merchan C., Barraud S. (2011). Spatio-temporal evolution of Clogging of stormwater infiltration systems. *12nd International Conference on Urban Drainage, Porto Alegre/Brazil, 10-15 September 2011* - 8 p **in [CD-ROM]**.

Gonzalez-Merchan C., Barraud S., (2011). Characterization & main factors affecting clogging evolution of Stormwater Infiltration systems. *12nd International Conference on Urban Drainage, Porto Alegre/Brazil, 10-15 September 2011* - 8 p **in [CD-ROM]**.

Sebastian C., Barraud S., Perrodin Y., Becouze-Lareure C., Bazin C., Gonzalez-Merchan C. (2012). Micropollutants and ecotoxicity monitoring in a large dry retention / detention basin. 9th International Conference on Urban Drainage Modelling, Belgrade (Accepted)

Rapports de Convention de Recherche

Barraud S., Moura P., Gonzalez-Merchan C., Bedell J.-P., Delolme C., Badin A.-L., Clozel B. (2009). Analyse des dynamiques d'évolution du colmatage d'ouvrages d'infiltration des eaux de ruissellement pluvial en relation avec les apports. *Ministère de l'Ecologie du Développement et de l'Aménagement Durables – DRAST, 53 p*.

Vacherie S., Barraud S., Bertrand-Krajewski J.-L., Lipeme-Kouyi G., Gonzalez-Merchan C., Naltchayan S., Béranger Y. (2009). *Rapport annuel d'analyses sur les sites de Django Reinhardt & Ecully. Rapport de convention INSA Lyon / Direction de L'eau du Grand Lyon. 36 p.*

Cette thèse est accessible à l'adresse : http://theses.insa-lyon.fr/publication/2012ISAL0040/these.pdf
© [C. Gonzalez-Merchan], [2012], INSA de Lyon, tous droits réservés

Cette thèse est accessible à l'adresse : http://theses.insa-lyon.fr/publication/2012ISAL0040/these.pdf
© [C. Gonzalez-Merchan], [2012], INSA de Lyon, tous droits réservés

RÉSUMÉ

Les ouvrages d'infiltration sont très utilisés aujourd'hui comme alternative au réseau d'assainissement pluvial. Ils réduisent les risques d'inondation, contribuent au piégeage de polluants permettant ainsi de limiter la détérioration des milieux aquatiques superficiels et sont reconnus pour recharger la nappe. Cependant leur fonctionnement est affecté à long terme par le colmatage réduisant leur performance hydraulique. Par ailleurs, lorsque ces systèmes sont munis de surverses, le colmatage limite les capacités d'interception des flux d'eau et des polluants. Le colmatage constitue donc un facteur clé dans le bon fonctionnement de ces systèmes tant sur un plan hydraulique qu'environnemental.

Cette thèse a pour but de mesurer et de comprendre l'évolution spatio-temporelle du colmatage à une échelle mégascopique (l'échelle d'un ouvrage extensif type) et diachronique (sur le moyen terme).

Pour cela une approche expérimentale a été menée au sein de l'Observatoire de Terrain en Hydrologie Urbaine (OTHU) selon trois niveaux d'investigation sur un même ouvrage en conditions réelles de fonctionnement.

Un premier niveau (échelle globale) a consisté à mesurer l'évolution temporelle du système pris dans son ensemble grâce au calage de la résistance hydraulique au sens du modèle de Bouwer. Cette étape a nécessité de mesurer et d'exploiter des données en continu de flux d'eau, de sédiments, de matière organique apportés au système, les facteurs environnementaux comme la température d'air et d'eau, l'ensoleillement, le rythme, la nature des événements pluvieux, la saisonnalité, etc., sur un historique de 8 ans. Cette étape nous a permis de mettre en évidence la dynamique d'évolution du colmatage et notamment le rôle bénéfique du développement de la végétation sur le maintien de la capacité d'infiltration globale d'un ouvrage de ce type.

Un deuxième niveau (échelle semi globale) nous permettant de distinguer l'évolution temporelle du colmatage du fond et des parois, a montré très clairement leur dynamique respective (rapide pour le fond, très lente voire inexistante pour les parois).

Un troisième niveau (échelle locale) a tenté d'explorer la répartition spatiale et temporelle du colmatage sur le fond des ouvrages sur des échelles de temps plus courtes (environ 2 ans). L'approche expérimentale a consisté à caractériser la couche colmatante en terme physico chimique et dans une moindre mesure biologique (conductivité hydraulique à saturation, granulométrie, porosité, masse volumique apparente, masse volumique des particules solides, matière organique, biomasse). Elle a permis également d'analyser le rôle de différents types de végétation spontanée sur la capacité d'infiltration vis-à-vis des caractéristiques de l'horizon de surface et la structure aérienne et racinaire des espèces présentes.

Enfin des analyses statistiques de l'évolution du colmatage à chaque échelle nous a permis de mettre en évidence la part potentiellement importante du colmatage biologique sur ces systèmes alors que, pour la gestion des eaux pluviales ce facteur est généralement négligé.

Mots clefs : bassin d'infiltration, eaux pluviales, colmatage, hydrologie urbaine

Cette thèse est accessible à l'adresse : http://theses.insa-lyon.fr/publication/2012ISAL0040/these.pdf
© [C. Gonzalez-Merchan], [2012], INSA de Lyon, tous droits réservés

Cette thèse est accessible à l'adresse : http://theses.insa-lyon.fr/publication/2012ISAL0040/these.pdf
© [C. Gonzalez-Merchan], [2012], INSA de Lyon, tous droits réservés

ABSTRACT

Infiltration systems are widely used in urban stormwater management. Infiltration systems can significantly reduce stormwater discharges to sewer systems and may therefore contribute to the mitigation of flooding problems. In addition infiltrations systems also help to reduce stormwater pollution, contribute to groundwater recharge and to water course protection. However, the hydraulic performance of infiltration systems decreases with time due to clogging effects. A clogged layer limits the transfer of water and pollutants in infiltrations systems. The clogging has a significant impact on the long-term performance of a system.

The aim of this PhD study is to better understand spatio-temporal evolution of clogging on large infiltration systems involving different scales: (i) global scale, (ii) semi - global (the whole bottom and the sides), (iii) local scale (different part of the bottom).

An experimental approach has been carried out in the OTHU project (Field Observatory on Urban Hydrology, www.othu.org). An infiltration basin studied with three investigations scales under real operation conditions.

In a global scale, the temporal clogging evolution of the system was evaluated in terms of hydraulic resistance. This clogging indicator was calibrated from Bouwer's model. Water inflow, TSS, COD, climatic factors (air temperature and solar energy), stormwater events and season variations were measured. The results describe the clogging evolution over 8 years. It indicates that vegetation may have a beneficial effect on infiltration capacity.

In a semi global scale study, clogging evolution at the bottom and the sides, of the infiltration basin was evaluated. It proved that the clogging mainly occurs at the bottom, that is, the bottom was clogged fast and the clogging at the sides was slow.

Local scale study, spatial distribution and temporal evolution of clogging at the bottom with *in situ* measurements during 2 years were investigated. The study characterised the clogged layer, with bio physic-chemical parameters (*i.e.,* were investigated hydraulic conductivity, porosity, grain size, dry bulk density, organic matter and biomass content). This analyze compared also the role of different types of spontaneous vegetation. The result showed the high spatio-temporal heterogeneity on the infiltration surface.

Statistical analysis of clogging evolution in each scale showed the significant impacts of biological activity in the stormwater infiltration basins, which was often neglected.

Keys words: Infiltration basins, stormwater, clogging, urban hydrology

Cette thèse est accessible à l'adresse : http://theses.insa-lyon.fr/publication/2012ISAL0040/these.pdf
© [C. Gonzalez-Merchan], [2012], INSA de Lyon, tous droits réservés

Cette thèse est accessible à l'adresse : http://theses.insa-lyon.fr/publication/2012ISAL0040/these.pdf
© [C. Gonzalez-Merchan], [2012], INSA de Lyon, tous droits réservés

RESUMEN

Los sistemas urbanos de drenaje sostenibles constituyen actualmente una alternativa de saneamiento de aguas lluvias en la ciudades. Estos sistemas mitigan los riesgos de inundación, contribuyen a la retención de contaminantes, permiten proteger los recursos hídricos superficiales y además permiten la recarga del nivel freático. Sin embargo la vida útil de estos sistemas de infiltración se ve afectada por la formación del colmataje. Este, afecta el rendimiento hidráulico del sistema, limitando la capacidad de infiltración, sin embargo el colmataje limita el transporte de contaminantes a través del suelo. Es por esto que el colmataje constituye un aspecto importante en el funcionamiento de los sistemas de infiltración desde el punto de vista hidrológico y ambiental.

El presente doctorado busca entender y medir la evolución espacio-temporal del colmataje a un nivel megascopico (a la escala de un sistema extenso) y diacrónico (a través de un periodo de tiempo).

Para esto un estudio experimental se llevo a cabo en el Observatorio de Terreno en Hidrología Urbana (OTHU), teniendo en cuenta tres niveles de investigación sobre un mismo sistema de infiltración en condiciones reales de funcionamiento.

Un primer nivel (escala global de infiltración), midió la evolución del colmataje en el tiempo gracias a la calibración de la resistencia hidráulica definida por el modelo de Bouwer. Este primer análisis se realizó durante un periodo de tiempo de 8 años. Para esto se necesitó explotar la base de datos que mide constantemente el caudal, los aportes de sedimentos y de materia orgánica, la altura de agua (en la superficie del sistema), los factores ambientales como la temperatura del agua, del aire y la energía solar. Este estudio preliminar también estudió el ritmo de los aportes, el tipo de eventos lluviosos y el impacto de la variación de la estaciones. La evaluación de estos factores permitió observar la evolución del colmataje y el impacto benéfico de la vegetación sobre la capacidad de infiltración global del sistema de infiltración del sistema.

El segundo nivel de análisis (semi-escala) permitió visualizar la evolución temporal del colmataje del fondo y de los taludes del sistema. Este estudio mostró claramente la dinámica de funcionamiento del sistema (colmatación precipitada en el fondo, colmatación lenta e inexistente en los taludes)

El tercer nivel (escala local) ensayo de evaluar la repartición espacial y la evolución en el tiempo del colmataje en el fondo del sistema sobre un periodo de tiempo corto (2 años). Este análisis experimental realizó una caracterización física (conductividad hidráulica a saturación, espesor, granulometría, densidad) , química (materia orgánica) y de manera muy leve se evaluó el aspecto biológico (contenido de la biomasa) de la capa de colmataje. Este estudio permitió evaluar la capacidad de infiltración de la vegetación de tres tipos de plantas invasivas, tomando en cuenta las características del horizonte superficial, la estructura aeriana y de las raíces.

Los análisis estadísticos y de la evolución del colmataje sobre cada escala permitieron evidenciar que la causa del colmataje en los sistemas de infiltración de aguas lluvias puede ser ocasionado por los procesos biológicos, este aspecto es generalmente ignorado en el estudio de este tipo de sistemas.

Palabras claves: Sistemas de infiltración, aguas lluvias, colmataje, hidrologia urbana

Cette thèse est accessible à l'adresse : http://theses.insa-lyon.fr/publication/2012ISAL0040/these.pdf
© [C. Gonzalez-Merchan], [2012], INSA de Lyon, tous droits réservés

Cette thèse est accessible à l'adresse : http://theses.insa-lyon.fr/publication/2012ISAL0040/these.pdf
© [C. Gonzalez-Merchan], [2012], INSA de Lyon, tous droits réservés

A Flor Maria, Fernando

Juliana & Juan

Cette thèse est accessible à l'adresse : http://theses.insa-lyon.fr/publication/2012ISAL0040/these.pdf
© [C. Gonzalez-Merchan], [2012], INSA de Lyon, tous droits réservés

Cette thèse est accessible à l'adresse : http://theses.insa-lyon.fr/publication/2012ISAL0040/these.pdf
© [C. Gonzalez-Merchan], [2012], INSA de Lyon, tous droits réservés

REMERCIEMENTS

Ce travail n'aurait pas été possible sans la collaboration de la fédération OTHU (Observatoire de Terrain en Hydrologie Urbaine) et de son partenaire indéfectible la Direction de l'Eau du Grand Lyon, ni le soutien de la région Rhône Alpes à travers son Allocation Doctorale de Recherche. Je remercie également l'ANR via le projet ECOPLUIES.

Un travail de recherche est le résultat d'un travail d'équipe. Par conséquent je souhaite remercier, toutes les personnes qui ont consacré une part de leur temps pour m'aider à mener ce travail à son terme.

D'abord j'adresse mes plus sincères pensées à Sylvie Barraud qui en tant que directrice de thèse est à l'origine de ces travaux et qui m'a initiée au monde de la recherche. Je la remercie pour la confiance qu'elle m'a accordée, pour son encadrement enrichissant, et sa grande qualité scientifique, ainsi que nos échanges fréquents qui m'ont guidé tout au long de la thèse, son enthousiasme et sa bonne humeur. Ses qualités humaines et scientifiques sont pour moi un exemple que j'espère pouvoir suivre tout au long des années à venir. Pour tout cela (et d'autres choses encore), je lui suis profondément reconnaissante.

Je remercie l'ensemble des personnes ayant acceptées de participer à mon jury de thèse :

- Didier Graillot et Nilo Nascimento pour avoir accepté de rapporter mes travaux de thèse et m'avoir fait bénéficier de leurs commentaires pertinents et de leur expérience.

- Véronique Ruban, d'avoir accepté de présider mon jury de thèse, à Pierre Breul, Jean-Philippe Bedell, Isabel Soarez pour leur participation enthousiaste à mon jury de thèse.

Mes remerciements s'adressent également à Bernard Chocat pour m'avoir accueillie au sein de Laboratoire LGCIE et à Jean-Luc Bertand-Krajewski, qui ont contribué au bon déroulement de cette thèse. Je suis très admirative de leur capacité à transmettre leurs connaissances, ainsi qu'à leurs qualités scientifiques et humaines.

Un grand merci à Tim Fletcher et Nilo Nascimento qui ont apporté leur contribution aux cours des comités de pilotage de la thèse. Merci pour leurs contributions. Je remercie également Jean-Philippe Bedell, Cecile Delolme et Rafael Angulo de m'avoir initiée à différents travaux expérimentaux de laboratoire de cette thèse.

Merci beaucoup à tous les membres du Laboratoire LGCIE. Sans eux, ces années de thèse n'auraient pas été aussi agréables et enrichissantes scientifiquement. Je pense en particulier à : Gislain-Lipeme-Kouyi, Jean-Baptiste Aubin, Frederic Cherqui, Pascal Le Gauffre. Merci à l'équipe CANOE : Herve Negro et Nicolas Invernon. Je remercie aussi la super équipe du secrétariat : Valérie Orhon (merci pour sa disponibilité et son sourire), Izabel Karabedian, Valérie Boiron, Christine Boyer, Nathalie Dangla, Nadia Bensenouci…

Je souhaite adresser mes remerciements les plus chaleureux à l'équipe de support technique : Stephane, Serge, Nathalie, Dominique, Yvan, Sylvie, Christian « le chef » leur investissement et leur disponibilité sans limite ont fait que cette thèse s'est toujours déroulée dans les meilleures conditions possibles.

Je souhaite également témoigner toute ma reconnaissance à mes collègues qui ont eu la dure

Cette thèse est accessible à l'adresse : http://theses.insa-lyon.fr/publication/2012ISAL0040/these.pdf
© [C. Gonzalez-Merchan], [2012], INSA de Lyon, tous droits réservés

tâche de me supporter tout au long de la thèse. Merci pour les pauses café, les échanges scientifiques et culturels. En effet, j'ai eu la chance de connaître différentes cultures, grâce à la diversité de cette équipe formidable. Je pense très particulièrement à Christel, Mathieu, Céline, Adrien, Marjolaine, Damien, Dr. Abel, Farita, Yan, Siao, les algériens Hamouda, Abbas, les iraniens Medhi et Hamid, l'alsacien Mr. Tom, Oras……. Un grand merci aussi à l'équipe Sadi Carnot de m'avoir intégrée dans son équipe « *infinitas gracias* », pour les cadeaux de Noël, les gâteaux (sans et avec gluten), merci aussi de m'avoir permis de partager leur vie scientifique, culturelle et sociale. Merci pour votre encouragement et votre soutien moral.

Un grand merci à toutes les âmes charitables ayant contribuées à la relecture (intégrale ou partielle) de cette thèse.

Je souhaiterais exprimer ma gratitude à mes amis qui ont supporté mes absences, mes oublis de téléphone portable, …., merci pour votre amitié inconditionnelle et pour votre présence. Merci aussi pour les repas typiques, raclettes d'été, raclettes d'hiver, mojitos party,…

Enfin il semblerait que le meilleur ami de "merci" est "beaucoup", alors merci beaucoup à vous tous et désolée pour les oublis.

Cette thèse est accessible à l'adresse : http://theses.insa-lyon.fr/publication/2012ISAL0040/these.pdf
© [C. Gonzalez-Merchan], [2012], INSA de Lyon, tous droits réservés

SOMMAIRE

RÉSUMÉ 7

ABSTRACT 9

RESUMEN 11

remerciments 15

liste des figures 19

Liste des tableaux 23

Liste d'abréviations 27

INTRODUCTION GÉNÉRALE 33

Partie I : Contexte et positionnement du travail 37

SOMMAIRE 39

Chapitre 1: Synthèse bibliographique 41

INTRODUCTION 41

1. Les ouvrages d'infiltration d'eaux pluviales en milieu urbain 41

2. Colmatage 58

3. Influence des conditions de conception, de gestion et d'évolution du colmatage dans les ouvrages d'infiltration d'eaux pluviales 65

4. Etat de l'art de l'évolution du colmatage des ouvrages d'infiltration 77

5. Positionnement du travail 89

Partie II : Colmatage global d'un ouvrage d'infiltration 91

Introduction 97

Chapitre 2: Démarche et Méthodologie 99

1. Méthodologie 99

2. Calage de la résistance hydraulique globale 112

Chapitre 3: Évolution du colmatage global d'un ouvrage d'infiltration en service 125

1. Estimation des volumes d'eau et des masses de MES et DCO apportés à l'ouvrage 125

2. Evolution du colmatage global 135

3. Evolution de la capacité d'infiltration par les parois et par le fond 141

4. Variation de la résistance hydraulique globale et du fond en fonction du temps 144

5. Etude des facteurs potentiellement explicatifs des fluctuations de la résistance hydraulique globale 147

CONCLUSION 161

Partie III : Etude de la couche colmatée *in situ* 167

Sommaire 169

Introduction 173

Cette thèse est accessible à l'adresse : http://theses.insa-lyon.fr/publication/2012ISAL0040/these.pdf
© [C. Gonzalez-Merchan], [2012], INSA de Lyon, tous droits réservés

Chapitre 4: Matériels et méthodes 175

1. Complément d'information concernant le site 175

2. Échantillonnage 176

3. Caractérisation bio-physico-chimique de la couche colmatée 179

Chapitre 5: Résultats de la caractérisation de la couche colmatée 195

1. Caractéristiques bio-physico-chimiques 195

2. Facteurs influents de la capacité d'infiltration locale de l'ouvrage 222

Conclusions 231

BILAN ET CONCLUSIONS GÉNÉRALES 237

REFERENCES BIBLIOGRAPHIQUES 245

Annexes 263

Annexe 1: Résultats de calages de la résistances hydrauliques calées par événement 266
Annexe 2: Résultats des calages Rp et Rf 269
Annexe 3: Estimation des incertitudes 273
1. Estimation de l'incertitude sur la teneur en eau de l'échantillon u(θ) 273
2. Estimation de l'incertitude sur la masse volumique apparente u(ρ_d) 274
3. Estimation de l'incertitude sur la masse volumique des particules solides des sols (ρ_s) 275
4. Estimation de l'incertitude sur la porosité (ε) 276
5. Estimation de l'incertitude sur la matière organique de l'échantillon u(MO) 276
6. Estimation des incertitude sur la conductivité hydraulique à saturation 277
6.1. Estimation des incertitudes sur *Ks* 277
6.2. Procédure d'estimation 277
Annexe 4: Méthode d'estimation du contenu de biomasse d'un échantillon et incertitudes associées 281
1. Méthodologie de l'essai fumigation – extraction 281
2. Estimation des incertitudes 281
Annexe 5: Méthode Best (algorithme d'estimation des paramètres hydrodynamiques du sol) 284
Annexe 6: Résultats de la Granulométrie 286
Annexe 7: Accumulation de polluants dans la couche colmatée 288
Annexe 8: Résultats de la teneur en eau (θ) 293
Annexe 9: Résultats de la matière organique (MO) 294
Annexe 10: Résultats du contenu de la biomasse (Bio) 295
Annexe 11: Résultats de la conductivité hydraulique à saturation (*Ks*) 296

Cette thèse est accessible à l'adresse : http://theses.insa-lyon.fr/publication/2012ISAL0040/these.pdf
© [C. Gonzalez-Merchan], [2012], INSA de Lyon, tous droits réservés

LISTE DES FIGURES

Figure 1-1. (a) *Bassin de rétention – infiltration Centre Routier ; (b) Bassin d'infiltration Porte des Alpes, utilisé aussi comme un terrain de football ; (c) Bassin de rétention - infiltration Droits de l'Homme (Source : Moura, 2008)* 42

Figure 1-2. *Basin d'infiltration Django Reinhardt.* 59

Figure 1-3. *Types des racines des végétaux.(source: http://www.infovisual.info/01/013_fr.html)* 68

Figure 1-4. *L'évolution de la conductivité hydraulique d'un bassin de biofiltration au cours du temps (Source : Lewis et al., 2008).* 71

Figure 2-1. *Schéma du site expérimental de Django Reinhardt.* 100

Figure 2-2. *Bassin de rétention (1) et Bassin d'infiltration (2) du site Django Reinhardt.* 100

Figure *2-3. Station de mesure en continu située à l'entrée du bassin Django Reinhardt.* 100

Figure 2-4. *Mesures en continu des hauteurs : pas de temps 2 min. (1) Emplacement de capteurs de hauteur d'eau (2) Plan topographique du fond de l'ouvrage. (Le Coustumer, 2008).* 101

Figure 2-5. *Régressions polynomiales au sens de Williamson de la relation Débit/Hauteurs.* 102

Figure 2-6. *Régressions polynomiales au sens de Williamson de la relation Débit/Vitesse*..... 103

Figure *2-7. Estimation du débit de sortie du bassin de rétention (Q_{S_BR} en fonction de la hauteur (h_{BR}) d'eau dans le bassin de rétention. Torres (2008).* 105

Figure 2-8. *Hydrogramme de l'événement pluvieux du 16/05/2007 et la turbidité mesurée pendant ce même événement.* 108

Figure 2-9. *Régression polynomiale de degré 3, la turbidité de l'événement en fonction du débit.* 108

Figure 2-10. *Hydrogramme de l'événement pluvieux 04/06/2007 avec les turbidités mesurées et estimées.* 108

Figure 2-11. *Comparaison entre la turbidité mesurée réelle calculée avec la régression polynomiale.* 108

Figure 2-12. *Représentation du modèle de Bouwer (2002).* 112

Figure 2-13. *Représentation schématique du bassin et des grandeurs considérées. S_f : surface du fond, S_p : surface des parois.* 116

Figure 2-14. *Relation périmètre infiltré en fonction de la hauteur d'eau dans l'ouvrage utilisant le Modèle Numérique sur le Terrain.* 116

Figure 2-15. *Boxplot type utilisé pour cette étude* 119

Figure 3-1. *Bilan des apports à l'entrée et à la sortie de l'ouvrage de rétention. (a) Volumes écoulés (par temps sec ou par temps de pluie) à l'entrée et sortie du bassin de rétention. (b) Masses de sédiments de MES apportées (par temps sec ou par temps de pluie) à l'entrée et sortie du bassin de rétention. (c) Masses de DCO apportées (par temps sec ou par temps de pluie) à l'entrée et sortie du bassin de rétention.* 127

Figure 3-2. *(a) Volumes d'eau annuels, (b) Masses annuelles de sédiments (MES) et (c) Masses annuelles de matière organique (DCO) apportées après décolmatage.* 128

Figure 3-3. *(a)Volumes écoulés par temps sec et par événements pluvieux à l'entrée du bassin. d'infiltration. (b) Masses de sédiments de MES apportées par temps sec et par événements pluvieux (c) Masses de matière organique*

Cette thèse est accessible à l'adresse : http://theses.insa-lyon.fr/publication/2012ISAL0040/these.pdf
© [C. Gonzalez-Merchan], [2012], INSA de Lyon, tous droits réservés

apportées par temps sec et par événements pluvieux. 129

Figure 3-4. *(a) histogramme des concentrations moyennes événementielles de MES (mg/L) apportées à l'ouvrage pour les événements pluvieux et pour les périodes de temps sec. (b) Les distributions des concentrations de MES apportées par an, pour les événements pluvieux. (c) Les distributions des concentrations de MES apportées par an, pour les périodes de temps sec.* 130

Figure 3-5. *(a) Distribution des concentrations moyennes événementielles de DCO (mg/L) apportées à l'ouvrage pour les événements pluvieux et pour les périodes de temps sec. (b) Distribution des concentrations évènementielle de DCO apportées sur une année, pour les événements pluvieux. (c) Distribution des concentrations de DCO apportées pour les périodes de temps sec à l'échelle de l'année.* 132

Figure 3-6. *(a) distributions des masses de MES apportées par an, pour les événements pluvieux. (b) distributions des masses de MES apportées par an, pour les périodes de temps sec.* 133

Figure 3-7. *(a) Distributions des masses de DCO apportées pendant les événements pluvieux année par année. (b) Distributions des masses de DCO apportées pendant les périodes de temps sec, année par année* 133

Figure 3-8. *Evolution dans le temps des résistances hydrauliques moyennes (sur les différents capteurs) par événement de calage ainsi que l'incertitude sur son évaluation.* 135

Figure 3-9. *Boîte à moustache, représentant la distribution de la résistance hydraulique pour chaque année (2004-1 est la période de 2004 avant décolmatage, 2004-2 après décolmatage).* 135

Figure 3-10. *Illustration du bassin Django Reinhardt avant et après la croissance spontanée de la végétation.* 138

Figure 3-11. *Distribution de la résistance hydraulique par saison.* 139

Figure 3-12. *Evolution de la résistance hydraulique par saisons. Les points enfermés représentent la chute de la résistance hydraulique et la période de croissance de la végétation sur l'ouvrage* 140

Figure 3-13. *Distribution de la résistance hydraulique par saison après décolmatage pour des périodes d'intervalle de deux ans. La partie ombrée présente la température de l'air.* 141

Figure 3-14. *(a) Evolution de la résistance hydraulique du fond et des parois avec leurs incertitudes. (b) évolution temporelle de la résistance hydraulique des parois.* 142

Figure 3-15. *Boîte à moustache, représentant les distributions annuelles de la résistance hydraulique du fond R_f (a) et des parois R_p (b).* 143

Figure 3-16. *Variation de la résistance hydraulique des parois et résistance hydraulique du fond.* 144

Figure 4-1. *Configuration du site d'observation avant et après réhabilitation* 175

Figure 4-2. *(a)Distribution plus fréquente de la teneur en eau en surface de l'ouvrage et localisation des points étudiés dans le bassin d'infiltration. (b) Plan topographique du fond de l'ouvrage.* 176

Figure 4-3. *Méthode de prélèvement des échantillons in situ. Les échantillons sont prélevés manuellement à l'aide d'une pelle et mis en sachet et traité au laboratoire.* 178

Figure 4-4. *Point d'échantillonnage (maille de 10 m).* 180

Figure 4-5. *Mesure in situ de l'épaisseur de la couche colmatée qui est évaluée visuellement. On voit sur cette image la différence nette entre le sol support et l'horizon superficiel* 181

Figure 4-6. *Granulométrie laser des particules < 1600 µm. Tests sur échantillons prélevés sur 5 zones différentes du bassin et différemment préparés : avec 10 min d'ultrason (humides (sans aucun traitement), après séchage à*

Cette thèse est accessible à l'adresse : http://theses.insa-lyon.fr/publication/2012ISAL0040/these.pdf
© [C. Gonzalez-Merchan], [2012], INSA de Lyon, tous droits réservés

105°C, après calcination à 105°C) et sans ultrason (échantillons séchés à 105°C). 184

Figure 4-7. *Mesure de la capacité d'infiltration locale, à partir de l'estimation de Ks, avec l'anneau simple.* 190

Figure 4-8. *Anneau simple positionné au tour de la plante.* 190

Figure 4-9. *Zones où la capacité d'infiltration des végétaux a été analysée.* 191

Figure 4-10. *Plante Phalaris Arundinacea et détail de son système racinaire.* 192

Figure 4-11. *Plante Polygonum Mite et détail de son système racinaire.* 192

Figure 4-12. *Plante Rumex Crispus et détail de son système racinaire.* 193

Figure 5-1. *Distribution spatiale de l'épaisseur de la couche colmatée en surface. (a) mesures faites mai 2008. (b) mesures faites en avril 2010.* 196

Figure 5-2. *Diagramme en bâtons donnant les valeurs moyennes de D50 avec les coefficients de variation temporelle CVT (% entre parenthèses).* 198

Figure 5-3. *Distributions moyennes cumulées pour chaque point et chaque campagne.* 200

Figure 5-4. *(a) les diagrammes en bâtons présentent les valeurs moyennes de la taille des particules D50 avec les coefficients de variation spatiale CVS (% entre parenthèses), pour chaque campagne.* 201

Figure 5-5. *Classification des sols fins qui constituent la couche colmatée. Triangle de textures (à droite).* 201

Figure 5-6. *Masses d'ETM accumulées en fonction du temps et incertitudes associées.* 204

Figure 5-7. *Boîte à moustache représentant la distribution du contenu de la biomasse pour chaque campagne avec les coefficients de variation spatiale CVS (% entre parenthèses).* 205

Figure 5-8. *Boîte à moustache, représentant la distribution de la matière organique (MO) pour chaque point et les coefficients de variation temporelle CVT (% entre parenthèses).* 206

Figure 5-9. *Boîte à moustache, représentant la distribution du contenu de la biomasse pour les campagnes réalisées et les coefficients de variation spatiale CVS (% entre parenthèses).* 208

Figure 5-10. *Boîte à moustache, représentant la distribution du contenu de la biomasse pour chaque point et les coefficients de variation temporelle CVT (% entre parenthèses).* 209

Figure 5-11. *(a) Boîte à moustache, représentant la distribution de la conductivité hydraulique à saturation (Ks) pour les différentes campagnes et les coefficients de variation spatiale CVS (% entre parenthèses). (b) Valeurs moyennes et écarts types obtenues par campagne.* 210

Figure 5-12. *(a) Position des points sondés sur l'ouvrage d'infiltration. (b) Relevé topographique. (les parties en bleu représentent les parties les plus basses de l'ouvrage).(c) Boîte à moustache représentant la distribution de la conductivité hydraulique à saturation (Ks) pour les points analysés et les coefficients de variation temporelle CVT (% entre parenthèses). (d) Valeurs moyennes des 12 campagnes évaluées obtenues par point, avec leur écart type.* 211

Figure 5-13. *Evolution locale de Ks pour chaque zone étudiée. (a) évolution de Ks pour les zones 1 et 2. (b) évolution de Ks pour les zones 3 et 5, (c) évolution de Ks pour les zones 4 et 6, (d) évolution de Ks pour les zones 7 et 8.* 212

Figure 5-14. *Exemple de microfissure du sol localisé entre les zones 7-8.* 214

Figure 5-15. *(a) Boîte à moustache représentant la distribution de la conductivité hydraulique à saturation (Ks) sur les surfaces nues et les surfaces végétalisées. (b) Carte de l'ouvrage signalant les points où l'étude de la végétation a été menée.* 215

Cette thèse est accessible à l'adresse : http://theses.insa-lyon.fr/publication/2012ISAL0040/these.pdf
© [C. Gonzalez-Merchan], [2012], INSA de Lyon, tous droits réservés

Figure 5-16. *Boîte à moustache, représentant la distribution de la conductivité hydraulique à saturation (Ks) pour chaque zone et chaque plante analysée, sur les surfaces nues et les surface végétalisées. (b) Carte de l'ouvrage rappelant les points où l'étude de la végétation a été menée.* 216

Figure 5-17. (*a) Valeurs de Ks pour les surfaces nues et les surfaces végétalisées avec leurs incertitudes. (b) l'Evolution de la conductivité hydraulique à saturation Ks évaluée sur une surface nue et une surface végétalisée pour la plante Phalaris Arundinacea localisée sur la zone 6, avec les étapes de vie de la plante.* 218

Figure 5-18. *(a) Valeurs de Ks pour les surfaces nues et les surfaces végétalisées avec leurs incertitudes. (b) l'Evolution de la conductivité hydraulique à saturation Ks évaluée sur une surface nue et une surface végétalisée pour la plante Rumex Crispus localisée sur la zone 2 avec les étapes de vie de la plante.* 219

Figure 5-19. *(a) Valeurs de Ks pour les surfaces nues et les surfaces végétalisées avec leurs incertitudes. (b) l'Evolution de la conductivité hydraulique à saturation Ks évaluée sur une surface nue et une surface végétalisée pour la plante Polygonum Mite localisée au point 4, avec les étapes de vie de la plante. Entre les campagnes nov.-10 et févr.-11 les mesures de Ks n'ont pas été réalisées sur la surface végétalisée.* 220

Figure 5-20. *Valeurs propres issues de l'ACP* 223

Figure 5-21. *Cercle des corrélations.* 223

Figure 5-22. *Projection d'individus dans l'espace des deux premières composantes principales pour les paramètres évalués.* 224

Cette thèse est accessible à l'adresse : http://theses.insa-lyon.fr/publication/2012ISAL0040/these.pdf
© [C. Gonzalez-Merchan], [2012], INSA de Lyon, tous droits réservés

LISTE DES TABLEAUX

Tableau 1-1. *Concentrations moyennes événementielles des RUTP*..... 47

Tableau 1-2. *Contenu de matière organique dans l'horizon de surface des ouvrages de rétention - infiltration d'eaux pluviales.* 53

Tableau 1-3. *Bilan sur les concentrations en ETM (mg/kg de MS) en surface des ouvrages d'infiltration (Source : Le Coustumer, 2008)* 56

Tableau 1-4. *Coefficient de sécurité (U), appliqués sur la conductivité hydraulique (K), pour la conception des ouvrages d'infiltration d'eaux pluviales.* 66

Tableau 1-5. *État de l'art des principales études de laboratoire permettant de prendre en compte le colmatage* 81

Tableau 1-6. *Evaluation et caractérisation du colmatage sur des ouvrages de d'infiltration in situ*..... 84

Tableau *2-1. Coefficients des relations affines entre les mesures de turbidité (T [NTU]) et les concentrations (C [mg/L]) de MES ou DCO, v(a) : variance du coefficient directeur a, v(b) variance de l'ordonnée à l'origine b et cov(a,b) covariance entre a et b.* 109

Tableau 3-1. *Pourcentage annuel de valeurs comblées.* 125

Tableau 3-2. *Récapitulatif du bilan des volumes et des masses de MES et DCO à l'entrée et à la sortie du bassin de rétention.* 126

Tableau 3-3. *Récapitulatif des apports événementiels moyens par temps sec et par de temps pluie à l'entrée du bassin de rétention placé en amont du bassin d'infiltration ** (Métadier, 2011), et à l'entrée du bassin d'infiltration.* 134

Tableau 3-4. *Valeurs de la résistance hydraulique moyenne R(h) pour chaque événement analysé, de l'incertitude type absolue U(R) (h) sur les moyennes des Résistances hydrauliques, de l'incertitude relative Ur(R) sur les moyennes des résistances hydrauliques, du volume (m^3) d'eau écoulé pour l'événement calé, des masses de MES (Kg) apportées pour l'événement calé, des masses de DCO (Kg) apportées pour l'événement calé, de la durée de temps sec antérieur Tsa (h).* 136

Tableau 3-5. *Nombre annuel n de calage de la résistance hydraulique, Rmin et Rmax resp. valeur minimum et maximum de la résistance sur l'année, $\overline{R}$ valeur moyenne, R_{50} médiane, ur(R) Incertitude relative, CV Coefficient de variation annuelle, V volume d'eau annuel, masse annuelle de MES et de DCO.* 137

Tableau 3-6. $\overline{R}$ *Valeur moyenne de la résistance hydraulique par saison, R_{50} médiane, R_{max} et R_{min} valeur max et min de la résistance hydraulique par saison, CV coefficient de variation saisonnier* 139

Tableau 3-7. *Valeur moyenne de la résistance hydraulique par période et par saison, R_{50} médiane, CV-R variation de la résistance hydraulique par période et par saison, CV-T coefficient de variation de la température d'air par saison et par période analysée.* 140

Tableau 3-8. *Nombre annuel n de calage de la résistance hydraulique, R_{min} et R_{max} resp. valeur minimum et maximum de la résistance obtenue sur l'année, valeur moyenne, R_{50} valeur médiane, ur(R) Incertitude relative, CV coefficient de variation annuelle.* 142

Tableau 3-9. *Evaluation de la variation de R au cours du temps. NS : coefficient de NASH issu du calage ; NS-V : coefficient de NASH issu de la validation LOOCV ; RMSE: racine carrée de l'erreur quadratique moyenne.* 145

Tableau 3-10. *Nouvelles valeurs de résistances hydrauliques (R) mesurées en 2011.* 146

Tableau 3-11. *Comparaison entre les valeurs de la résistance hydraulique observées (R) et les valeurs de la résistance*

Cette thèse est accessible à l'adresse : http://theses.insa-lyon.fr/publication/2012ISAL0040/these.pdf
© [C. Gonzalez-Merchan], [2012], INSA de Lyon, tous droits réservés

hydraulique estimées (Re) 146

Tableau 3-12. *Evaluation de la variation de R_f au cours du temps. Validation des résultats LOOCV : moyenne du coefficient de NASH obtenu pour la validation (NS-V), racine carrée de l'erreur quadratique moyenne (RMSE).* ... 147

Tableau 3-13. *Valeurs des résistances hydrauliques et des facteurs explicatifs (variables Type A) sur l'ensemble de la période R : Résistance hydraulique, A-Vol : volume cumulé, A-MES : masse de sédiments cumulés, A-Tp : durée totale des épisodes pluvieux depuis le décolmatage du bassin, A# pluies : nombre total de pluies et A EN-Solaire : l'énergie solaire cumulée sur la période totale* et sur 3j précédents.* 150

Tableau 3-14. *Les variables Type A évaluées sur l'ensemble de la période étudié avec la sélection des variables qui peuvent mieux explique R. NS : coefficient de NASH obtenu pour le calage du modèle ; NS-V : coefficient de NASH obtenu pour la validation du modèle ; RMSE : est la racine carrée de l'erreur quadratique moyenne*..... 151

Tableau 3-15. *Evaluation de performance des variables explicatives. NS : coefficient de NASH obtenu pour le calage du modèle ; NS-V : coefficient de NASH obtenu pour la validation du modèle ; RMSE : est la racine carrée de l'erreur quadratique moyenne.* 152

Tableau 3-16. *La sélection des variables qui peuvent mieux expliquer R. NS : coefficient de NASH obtenu pour le calage du modèle ; NS-V : coefficient de NASH obtenu pour la validation du modèle ; RMSE : est la racine carrée de l'erreur quadratique moyenne. (Variables de type A – variante 2) sur la plage complète de données*..... 153

Tableau 3-17. *La sélection des variables qui peuvent mieux expliquer R. NS : coefficient de NASH obtenu pour le calage du modèle ; NS-V : coefficient de NASH obtenu pour la validation du modèle ; RMSE : est la racine carrée de l'erreur quadratique moyenne. (variables de type A – variante 2) sur les plages de données avant et après végétalisation* 154

Tableau 3-18. *Comparaison entre les valeurs mesurées de R et les valeurs estimées Re. Pour les variables Type A Après végétalisation.* 154

Tableau 3-19. *Valeurs explicatives utilisées pour la deuxième analyse de régression pour les variables normées (Type B) par unité de temps.* 156

Tableau 3-20. *Evaluation de performance des variables explicatives. NS : coefficient de NASH obtenu pour le calage du modèle ; NS-V : coefficient de NASH obtenu pour la validation du modèle ; RMSE : est la racine carrée de l'erreur quadratique moyenne.* 157

Tableau 3-21. *Comparaison entre les valeurs observées de R et les valeurs estimées Re. Pour les variables Type B.*..... 158

Tableau 3-22. *Comparaison entre les valeurs observées de R et les valeurs estimées Re. Pour les variables Type B.*..... 158

Tableau 3-23. *Comparaison entre les valeurs observées de R et les valeurs estimées Re. Pour les variables Type B.*..... 158

Tableau 4-1. *Caractérisation et localisation de chaque zone étudiée.* 177

Tableau 4-2. *Contexte des campagnes réalisées. D-Tsec : Durée de temps sec antérieure à la campagne (jours), H- 8j : Hauteur précipitée dans les 8 jours précédant la campagne; $H_{dernière}$: Hauteur d'eau précipitée lors de la dernière pluie avant la campagne (mm), T-3j : Température moyenne de l'air sur les 3 jours avant la campagne (°C) ; T : Température de l'air le jour de la campagne (°C) ; A-En [J/cm²]-3j: Energie solaire cumulée dans les 3 jours précèdent (J/cm²) ; En : Energie solaire* journalière le jour de la campagne (J/cm²) 179

Tableau 4-3. *Bilan de la granulométrie obtenue par point, évaluée aux diamètres D10, D50 et D90.*..... 185

Tableau 4-4. *Limites de détection (mg/kg MS) de l'appareil Niton et valeurs cibles et d'intervention des normes hollandaises.*..... 187

Cette thèse est accessible à l'adresse : http://theses.insa-lyon.fr/publication/2012ISAL0040/these.pdf
© [C. Gonzalez-Merchan], [2012], INSA de Lyon, tous droits réservés

Tableau 5-1. *Récapitulatif des essais réalisés*..... 195

Tableau 5-2. *Valeurs moyennes de D10, D50 et D90 et leur coefficient de variation temporelle CVT (% entre parenthèses).*..... 198

Tableau 5-3. *Valeurs moyennes D10, D50 et D90 et leur coefficient de variation spatiale CVS (% entre parenthèses).* . 201

Tableau 5-4. *Valeurs moyennes de* ρ_d *: masse volumique apparente des sédiments ;* ρ_s *: masse volumique des particules solides du sédiment ;* ε *: porosité ; e : épaisseur de la couche colmatée ; Ks : conductivité hydraulique à saturation.*..... 203

Tableau 5-5. *Masse d'ETM accumulés en fonction du temps et incertitudes associées.*..... 204

Tableau 5-6. *Les caractéristiques bio-physico-chimiques de la zone 6. CV-ZN : coefficient de variation sur les zones nues par saison ; CV-ZV: coefficient de variation de Ks sur les zones végétalisée par saison.*..... 218

Tableau 5-7. *Les caractéristiques bio-physico-chimiques de la zone 2. CV-ZN : coefficient de variation sur les zones nues par saison ; CV-ZV : coefficient de variation sur les zones végétalisée par saison.*..... 219

Tableau 5-8. *Les caractéristiques bio-physico-chimiques de la zone 4. CV-ZN : coefficient de variation sur les zones nues par saison ; CV-ZV : coefficient de variation sur les zones végétalisée par saison.*..... 220

Tableau 5-9. *Variables explicatifs de Ks.* 222

Tableau 5-10. *Combinaisons possibles qui peuvent mieux expliquer la capacité d'infiltration locale du fond de l'ouvrage.* 225

Tableau 5-11. *Analyse linéaire des variables qui permettent de mieux expliquer Ks au cours du temps.* 226

Tableau 5-12. *Analyse linéaire des couples des variables prépondérantes qui permettent d'expliquer Ks dans l'espace.*227

Cette thèse est accessible à l'adresse : http://theses.insa-lyon.fr/publication/2012ISAL0040/these.pdf
© [C. Gonzalez-Merchan], [2012], INSA de Lyon, tous droits réservés

Cette thèse est accessible à l'adresse : http://theses.insa-lyon.fr/publication/2012ISAL0040/these.pdf
© [C. Gonzalez-Merchan], [2012], INSA de Lyon, tous droits réservés

Cette thèse est accessible à l'adresse : http://theses.insa-lyon.fr/publication/2012ISAL0040/these.pdf
© [C. Gonzalez-Merchan], [2012], INSA de Lyon, tous droits réservés

Cette thèse est accessible à l'adresse : http://theses.insa-lyon.fr/publication/2012ISAL0040/these.pdf
© [C. Gonzalez-Merchan], [2012], INSA de Lyon, tous droits réservés

Nomenclature

ρw	La masse volumique du fluide qui traverse le milieu	[Kg/m^3]
ρ_d	Masse volumique apparente	[Kg/m^3]
ρ_s	Masse volumique des particules solides des sols	[Kg/m^3]
ε	Porosité	[m^3/m^3]
θ	Teneur en eau	[%]
Bio	Contenu de la biomasse	[µC/g-MS]
CV	Coefficient de variation	[%]
D10	La granulométrie (évaluée par la taille des particules D10)	[µm]
D50	La granulométrie (évaluée par la taille des particules D50)	[µm]
D90	La granulométrie (évaluée par la taille des particules D90)	[µm]
E	Epaisseur de la couche colmatée mesurée in situ	[mm]
E_e	Epaisseur de la couche colmatée estimée avec les apports	[mm]
En	Energie solaire	[J/cm²]
H	Hauteur d'eau sur l'ouvrage	[m]
h_{cr}	Charge de pression interstitielle	[m]
K_c	Conductivité hydraulique	[m/s]
Ks	Conductivité hydraulique à saturation	[m/s]
MO	Matière organique	[%]
MS	Masse seche	[g]
R	Résistance hydraulique	[h]
R_{50}	Resistance hyraulique mediane	[h]
R_f	Resistance hyraulique de fond	[h]
R_{max}	Resistance hyraulique maximum	[h]
R_{min}	Resistance hyraulique mimimale	[h]
R_p	Resistance hyraulique des paoris	[h]
S	Surface de l'ouvrage	[m²]
S_f	Surface de fond	[m²]
S_p	Surface des parois	[m²]
T	Température de l'air	[°C]
Vol	Volume d'eau	[m^3]
η_w	Viscosité dynamique de l'eau	[Pa. S]
A-Vol	volume d'eau reçu depuis le décolmatage en 2004 jusqu'à la date de calage de la résistance hydraulique	[m^3]
A-MES	masse des sédiments cumulés, apportés depuis le décolmatage en 2004 jusqu'à la date de calage de la résistance hydraulique	[Kg]
A-DCO	masse cumulée de DCO, depuis le décolmatage en 2004 jusqu'à la date de calage de la résistance hydraulique	Kg]
A-Tp	durée totale des épisodes pluvieux antécédents depuis le décolmatage du bassin en 2004 jusqu'à la date de calage de la résistance hydraulique	[s]
A#pluies	nombre total de pluies antécédentes depuis le décolmatage du bassin en 2004 jusqu'à la date de calage de la résistance hydraulique	[-]
A EN-Solaire	énergie solaire antécédente cumulée depuis le décolmatage du bassin en 2004 jusqu'à la date de calage de la résistance hydraulique et par unité de surface.	[J/cm²]

Cette thèse est accessible à l'adresse : http://theses.insa-lyon.fr/publication/2012ISAL0040/these.pdf
© [C. Gonzalez-Merchan], [2012], INSA de Lyon, tous droits réservés

ΔR/Δt	différence des résistances hydrauliques sur la période séparant deux dates consécutives de calage divisée par l'intervalle de temps les séparant	[h/s]
Δ-VOL/Δt	volume écoulé entre deux calages de la résistance hydraulique divisé par l'intervalle de temps les séparant	[m^3/s]
Δ-MES/Δt	masse de sédiments apportés entre deux calages de la résistance hydraulique divisée par l'intervalle de temps les séparant	[Kg/s]
Δ-DCO/Δt	masse de DCO apportée entre deux calages de la résistance hydraulique divisée par l'intervalle de temps les séparant	[Kg/s]
ΔT-P/Δt	durée des périodes de temps de pluie entre deux calages de la résistance hydraulique divisée par l'intervalle de temps les séparant	[s/s]
#pluies/Δt	nombre de pluies qui ont eu lieu entre deux intervalles de calage de la résistance hydraulique divisé par l'intervalle de temps les séparant	[-/s]
Δ T°C/Δt	écart entre température minimale et température maximale entre deux intervalles de calage divisé par l'intervalle de temps les séparant	[T°C/s]
Δ-ENER/Δt	moyenne des énergies journalières par unité de surface entre deux intervalles de calage divisée par l'intervalle de temps les séparant	[J/cm²/s]

Liste d'abréviations

DCO	Demande chimique en oxygene
ETM	Elements de traces metaliques
LEHNA	Laboratoire d'Ecologie des Hydrosystèmes Naturels et Anthropisés
M	Masse de sédiments
MES	Matière en suspension
NS	Coefficient de NASH
OTHU	Observatoire de terrain en hydrologie urbaine
Q	Débit
RMSE	Racine carrée de l'erreur quadratique moyenne
RUTP	Rejets urbains par temps pluies
TP	Temps pluie
TS	Temps sec

Cette thèse est accessible à l'adresse : http://theses.insa-lyon.fr/publication/2012ISAL0040/these.pdf
© [C. Gonzalez-Merchan], [2012], INSA de Lyon, tous droits réservés

Cette thèse est accessible à l'adresse : http://theses.insa-lyon.fr/publication/2012ISAL0040/these.pdf
© [C. Gonzalez-Merchan], [2012], INSA de Lyon, tous droits réservés

Cette thèse est accessible à l'adresse : http://theses.insa-lyon.fr/publication/2012ISAL0040/these.pdf
© [C. Gonzalez-Merchan], [2012], INSA de Lyon, tous droits réservés

INTRODUCTION GÉNÉRALE

L'évolution constante des villes est le résultat d'une évolution qui traduit une adaptation permanente dans un contexte géographique donné (CERTU, 2003). Les ouvrages d'infiltration contribuent à la gestion équilibrée des ressources en eau et donc deviennent indispensables. Cette vision apparaît plus nettement dans la directive cadre sur l'eau du 23 octobre 2000 dont l'objectif général est d'atteindre avant 2015 le bon état de toutes les eaux (de surface, de transition, côtières et souterraines).

Les ouvrages d'infiltration sont aujourd'hui préconisés dans les villes, afin de contribuer à la gestion durable des eaux pluviales. Leur mise en place a été encouragée par l'US-EPA (US - Environmental Protection Agency) depuis 1983. Ils permettent l'infiltration des eaux pluviales et de ruissellement en utilisant les capacités naturelles de sorption, filtration et rétention des polluants du sol. Cependant de nombreuses questions subsistent quant à leurs performances techniques et environnementales à toutes les étapes de leur vie. Parmi les questions majeures, figure celle de l'évolution de leur comportement dans le temps et notamment en regard du colmatage dont dépendent à la fois les performances hydrauliques et environnementales. En effet, la zone superficielle des bassins d'infiltration subit au cours de son vieillissement de nombreux processus, comme des apports discontinus d'eaux, de sédiments et de polluants. Ces apports intermittents liés aux pluies se traduisent par divers phénomènes physico-chimiques (filtration, adsorption…) et biologiques (développement microbien…) rendant l'interface ouvrage/sol très évolutive dans le temps et très hétérogène dans l'espace.

Depuis la fin des années 90 ont été développées et exploitées des recherches s'appuyant sur des dispositifs expérimentaux de terrain. Elles visent à mesurer les flux d'eau en continu et ponctuellement les flux polluants sur divers sites s'inscrivant dans le cadre de l'Observatoire de Terrain en Hydrologie Urbaine (Fédération de recherche OTHU). Le phénomène du colmatage a été suivi (Dechesne, 2002 ; Le Coustumer, 2008) sur différents bassins. Ces recherches ont conduit à mieux comprendre la variabilité temporelle des polluants (flux, forme et composition) entrant dans des ouvrages de rétention/infiltration, les dynamiques hydrauliques auxquelles ils sont soumis et la répartition spatiale de cette pollution au sein des ouvrages. Cependant ces recherches n'ont pas encore permis de caractériser complètement le colmatage et notamment de mesurer l'évolution couplée du phénomène avec l'évolution des flux d'eau, des sédiments, des matières organiques et des facteurs climatiques sur le long terme. Les recherches n'ont pas permis non plus de déterminer les facteurs prépondérants de son développement, ce qui est indispensable pour agir. Les observations issues du laboratoire avec des végétaux prédéfinis montrent que certaines formes de végétation peuvent piloter les variations du colmatage. Or, la végétalisation des systèmes d'infiltration des eaux pluviales est aujourd'hui largement plébiscitée par les collectivités sans qu'elles n'en maîtrisent les possibilités réelles. Ce sont à ces trois problèmes que la thèse se propose de répondre.

Cette thèse est accessible à l'adresse : http://theses.insa-lyon.fr/publication/2012ISAL0040/these.pdf
© [C. Gonzalez-Merchan], [2012], INSA de Lyon, tous droits réservés

La recherche sur le colmatage des ouvrages d'infiltration d'eau n'est pas récente. Cependant encore peu d'entre elles traitent de manière suivie de l'infiltration des eaux de ruissellement pluvial dont les caractéristiques sont très spécifiques (eaux dont les charges sédimentaire et polluante sont extrêmement variables dans le temps, granulométrie très fine des particules apportées, alimentation en eau des systèmes soumis à des pluies variables en quantité et en durée et très irrégulières dans le temps, …).

Les approches fréquemment explorées ont été basées notamment sur les expérimentations de laboratoire qui visent à étudier les mécanismes relatifs à un phénomène ou un groupe de phénomènes particuliers à partir d'expériences en colonnes ou sur pilotes. Par exemple, ont été étudiés : la formation du colmatage sur colonnes (Siriwardene *et al.,* 2007), l'implication des facteurs hydrodynamiques dans le transfert de métaux (Larmet *et al.,* 2007), le rôle du compartiment biologique (Badin, 2009), le rôle des colloïdes dans le transfert des polluants (Durin *et al.,* 2007) ou l'influence de la bioturbation sur le colmatage (Nogaro *et al.,* 2005) et d'autres encore comme (Raimbault *et al.,* 1999 ; Pokrajac *et al.,* 2002 ; Hatt *et al.,* 2007 ; Platzer *et al.,* 1997 ; Langergraber *et al.,* 2003, en partie Le Coustumer, 2008) ont aussi étudié le colmatage dans les ouvrages d'infiltration d'eaux pluviales. Le défaut de l'expérimentation de laboratoire est connu et réside dans le manque de réalisme des conditions expérimentales encore éloignées du terrain (échantillon réduit ou présent dans des conditions remaniées, etc.), simplification des entrées (par exemple, la prise en compte d'un nombre restreint de polluants et le mode régulier d'alimentation des systèmes) ne permettent pas la prise en compte de l'évolution du phénomène à long terme. Il y a donc un vrai besoin d'observation des systèmes en conditions réelles, ne serait-ce que pour mieux finaliser les recherches en milieu contrôlé.

L'objectif de la thèse consiste donc d'une part, à mesurer et comprendre l'évolution du colmatage au cours du temps de manière couplée aux flux d'eaux, de solides et de polluants (principalement les Matières en Suspension (MES) portant une part importante des polluants des eaux pluviales et la matière organique), intégrant des facteurs d'environnement naturel (contexte climatique comme la température extérieure, l'ensoleillement, le rythme, la nature des événements pluvieux, la saisonnalité, etc.) ou anthropique (pratiques en matière de gestion des bassins versants et des activités s'y trouvant, mode de conception des systèmes), sur un site réel en service. L'objectif consiste, deuxièmement, à caractériser la couche colmatée afin d'identifier les facteurs prépondérants qui peuvent jouer un rôle dans l'évolution spatiotemporelle du colmatage. Il consiste enfin à tenter de mettre en évidence *in situ* le comportement de la végétation spontanée vis-à-vis du colmatage.

Afin d'atteindre ces objectifs, cette recherche comprend trois parties :

La **première partie** présente les ouvrages d'infiltration et la problématique liée à la formation de leur colmatage. L'état de l'art des connaissances sur les mécanismes et les facteurs potentiellement influents, ainsi que les expériences et observations menées dans ce domaine y sont développés.

Cette thèse est accessible à l'adresse : http://theses.insa-lyon.fr/publication/2012ISAL0040/these.pdf
© [C. Gonzalez-Merchan], [2012], INSA de Lyon, tous droits réservés

La **deuxième partie** est divisée en deux chapitres :

Le chapitre 2 présente la démarche employée pour l'analyse des apports sur l'ouvrage et fait la description du modèle utilisé afin de suivre le colmatage au cours du temps.

Le chapitre 3 présente l'évolution du colmatage au cours du temps et sa localisation à une échelle globale (celle de l'ouvrage) et à une semi-échelle globale (à l'échelle du fond et des parois).

La **troisième partie** est divisée en deux chapitres :

Le chapitre 4 présente la démarche utilisée pour caractériser la couche colmatée en termes bio-physico-chimique et de capacité d'infiltration à une échelle locale (différentes parties du fond). La distribution des zones choisies pour faire les analyses de la distribution du colmatage au sein de l'ouvrage et les types de végétation spontanée choisis afin d'évaluer la capacité d'infiltration au sein de l'ouvrage y sont décrites.

Le chapitre 5 présente la distribution spatiale, physique et biologique du colmatage et leur évolution au cours du temps au sein même de l'ouvrage, ainsi que la comparaison de la capacité d'infiltration entre les surfaces nues et les surfaces végétalisées pour différentes zones.

Cette thèse est accessible à l'adresse : http://theses.insa-lyon.fr/publication/2012ISAL0040/these.pdf
© [C. Gonzalez-Merchan], [2012], INSA de Lyon, tous droits réservés

Cette thèse est accessible à l'adresse : http://theses.insa-lyon.fr/publication/2012ISAL0040/these.pdf
© [C. Gonzalez-Merchan], [2012], INSA de Lyon, tous droits réservés

Partie I : Contexte et positionnement du travail

Cette thèse est accessible à l'adresse : http://theses.insa-lyon.fr/publication/2012ISAL0040/these.pdf
© [C. Gonzalez-Merchan], [2012], INSA de Lyon, tous droits réservés

Cette thèse est accessible à l'adresse : http://theses.insa-lyon.fr/publication/2012ISAL0040/these.pdf
© [C. Gonzalez-Merchan], [2012], INSA de Lyon, tous droits réservés

SOMMAIRE

Chapitre 1: Synthèse bibliographique..... 41

Introduction..... 41

1. Les ouvrages d'infiltration d'eaux pluviales en milieu urbain..... 41

1.1. Description et constitution générale..... 41

1.1. Principales performances et questionnements actuels sur leur fonctionnement..... 43

1.2. Les apports et leurs caractéristiques..... 44

1.2.1 Sources..... 44

1.2.2 Principales caractéristiques des apports..... 45

1.3. Le sol et ses propriétés..... 48

1.3.1 Définitions..... 48

1.3.2 Caractéristiques du sol et de sa couche de surface..... 49

1.3.2.1 L'épaisseur..... 49

1.3.2.2 La granulométrie et la texture minérale du milieu..... 49

1.3.2.3 La structure..... 50

1.3.2.4 La porosité..... 51

1.3.2.5 La masse volumique..... 51

1.3.2.6 Composition du sol..... 52

1.3.2.7 Le régime hydrique, teneur en eau..... 53

1.3.2.8 Capacité d'infiltration, conductivité hydraulique..... 54

1.3.2.9 Variabilité spatiale des caractéristiques de sol..... 55

2. Colmatage..... 58

2.1. Définition du colmatage..... 58

2.2. Types de colmatage..... 58

2.2.1 Colmatage physique..... 59

2.2.2 Colmatage biologique..... 60

2.2.2.1 Rôle de la matière organique de la couche colmatée et de la matière vivante..... 61

2.2.3 Colmatage chimique..... 63

2.2.4 Facteurs influents dans la formation du colmatage..... 63

3. Influence des conditions de conception, de gestion et d'évolution du colmatage dans les ouvrages d'infiltration d'eaux pluviales..... 65

3.1. Les méthodes de conception..... 65

3.2. Rôle de la constitution des ouvrages..... 67

Cette thèse est accessible à l'adresse : http://theses.insa-lyon.fr/publication/2012ISAL0040/these.pdf
© [C. Gonzalez-Merchan], [2012], INSA de Lyon, tous droits réservés

3.2.1 La végétation 67
3.2.1.1 Processus de végétalisation 67
3.2.1.2 La structure racinaire et la partie aérienne 68
3.2.1.3 Influence de la végétation sur la capacité d'infiltration 69
3.2.2 Modification de la composition du sol sous-jacent ou de l'interface ouvrage / sol 72
3.2.2.1 Amendement du sol sous-jacent ou de l'interface ouvrage / sol 72
3.2.2.2 Protection des interfaces du fond de l'ouvrage 73
3.2.3 Influence du prétraitement sur le colmatage et la durée de vie d'un ouvrage 74
3.3. L'influence de la maintenance 74
4. Etat de l'art de l'évolution du colmatage des ouvrages d'infiltration 77
5. Positionnement du travail 89

Cette thèse est accessible à l'adresse : http://theses.insa-lyon.fr/publication/2012ISAL0040/these.pdf
© [C. Gonzalez-Merchan], [2012], INSA de Lyon, tous droits réservés

Chapitre 1: Synthèse bibliographique

INTRODUCTION

Ce chapitre constitue la revue bibliographique qu'il a été utile de mener dans le cadre de notre travail. L'objectif de cette partie est de présenter l'état de l'art concernant les ouvrages support de notre thèse (caractéristiques des parties qui les composent et phénomènes auxquels ils sont soumis). Cette partie fait un point plus précis sur le phénomène du colmatage, les mécanismes physiques, biologiques et chimiques qui peuvent jouer un rôle dans son développement, ainsi que les facteurs prépondérants. Enfin, une partie finale est dédiée aux différentes approches qui ont été menées pour décrire, comprendre ou modéliser le colmatage des ouvrages d'infiltration des eaux pluviales. Cette partie nous permet de définir les axes principaux de notre recherche.

1. Les ouvrages d'infiltration d'eaux pluviales en milieu urbain

1.1. Description et constitution générale

Les ouvrages d'infiltration auxquels nous nous intéressons sont des dispositifs recevant des eaux de ruissellement pluvial issues de bassins versants plus ou moins étendus. Pour de petites surfaces drainées (une placette drainée par une tranchée d'infiltration par exemple), l'apport peut se faire par collecte des eaux superficielles. Pour de grandes surfaces pouvant atteindre plusieurs centaines d'hectares, les apports sont collectés par des réseaux de conduites. Les ouvrages d'infiltration ne reçoivent en théorie que des eaux issues de ruissellement pluvial et aucune eau usée. Cependant, compte tenu de la mauvaise séparation des réseaux d'assainissement, il n'est pas rare que les apports comportent également quelques effluents autres que pluviaux.

Selon la taille des systèmes, les ouvrages d'infiltration peuvent être munis ou non de système de pré-traitement (des dispositifs arrêtant les flottants (cloison siphoïde par exemple), des systèmes de décantation pour les particules plus fines).

Les eaux ainsi acheminées sont évacuées par percolation dans le sol sous-jacent. Comme l'infiltration seule est rarement suffisante pour « évacuer » les quantités d'eaux par fortes pluies, ces ouvrages sont accompagnés de capacité de stockage. Ainsi par temps de fortes pluies, les eaux sont stockées temporairement dans l'ouvrage puis évacuées par le sol à débit régulé par les capacités d'infiltration du massif sous-jacent. Quand les capacités d'infiltration ne sont pas suffisantes dans les conditions habituelles de leur dimensionnement, les dispositifs peuvent être munis d'une double évacuation (par le sol et vers un réseau à débit régulé). Nous reviendrons ultérieurement sur la notion de sol, qui ici est définie de manière générique et désigne l'ensemble du massif sans distinction de couches.

Le fond des ouvrages peut être également différemment constitué. Il peut être nu, végétalisé intentionnellement, muni d'une couche rapportée (de graviers, de galets, …) utilisée en

Cette thèse est accessible à l'adresse : http://theses.insa-lyon.fr/publication/2012ISAL0040/these.pdf
© [C. Gonzalez-Merchan], [2012], INSA de Lyon, tous droits réservés

pratique pour homogénéiser l'infiltration et pour protéger le fond des ouvrages contre le colmatage lié au développement de biofilm). Pour isoler cette couche de surface, le fond peut aussi être muni d'un géotextile séparant le sol en place du sol rapporté.

Au cours de son infiltration dans le sol, l'eau peut rester dans les couches superficielles et être prélevée par la végétation qui s'y trouve (infiltration de surface) ou percoler plus en profondeur jusqu'à une nappe d'eau souterraine.

Les formes que peuvent prendre ces dispositifs sont nombreuses (tranchées, fossés, noues, chaussées à structure réservoir, puits et bassins). Cependant nous nous intéresserons plus particulièrement aux bassins qui sont des ouvrages plus centralisés et très répandus en France. En 1992 une enquête citée dans Gautier (1998) de Meuret *et al.* (1992) rapportait que sur 40 villes interrogées, 29 présentaient des bassins secs d'infiltration. Sur la communauté urbaine du Grand Lyon, on dénombre par exemple plus de 34 bassins d'infiltration d'eaux pluviales, chiffre qui ne comprend pas les bassins privés (Saulais, 2011).

Enfin ces dispositifs et notamment les bassins peuvent être pluri-fonctionnels et être le support d'autres fonctions (terrain de football, square paysager,…) comme illustré ci-dessous.

(a)

(b)

(c)

Figure 1-1. *(a) Bassin de rétention – infiltration Centre Routier ; (b) Bassin d'infiltration Porte des Alpes, utilisé aussi comme un terrain de football ; (c) Bassin de rétention - infiltration Droits de l'Homme (Source : Moura, 2008)*

Cette thèse est accessible à l'adresse : http://theses.insa-lyon.fr/publication/2012ISAL0040/these.pdf
© [C. Gonzalez-Merchan], [2012], INSA de Lyon, tous droits réservés

1.1. Principales performances et questionnements actuels sur leur fonctionnement

Les ouvrages d'infiltration sont à l'heure actuelle très utilisés afin d'améliorer la gestion des eaux pluviales dans les villes, que ce soit en France ou à l'étranger (Schueler *et al.,* 1992 ; Mikkelsen *et al.,* 1996 ; Geldof *et al.,* 1994 ; Chocat *et al.,* 2004 ; Wong, 2006; CIRIA, 2007, Rivard *et al.,* 2005).

Ces stratégies présentent en effet, de nombreux avantages. Elles permettent de réduire les effets de l'urbanisation et notamment :

- de réduire les débits de pointe et les volumes d'eau aux exutoires et ainsi de pouvoir contribuer à lutter contre les inondations,
- de limiter les charges polluantes liées au lessivage des surfaces et à leur aptitude à retenir les polluants majeurs présents dans les eaux de ruissellement via des processus bio-physico-chimiques (Schueler *et al.,* 1992 ; Pitt *et al.,* 1999 ; Barraud *et al.,* 2006 ; Le Coustumer, 2008 ; Weiss *et al.,* 2011 ; Browne *et al.,* 2011),
- de contribuer à la recharge des nappes notamment superficielles (Schueler *et al.,* 1992 ; Geldof *et al.,* 1994 ; Mikkelsen *et al.,* 1996 ; Chocat *et al.,* 2004 ; Rivard *et al,* 2005 ; Wong, 2006; CIRIA, 2007),
- de réduire les coûts d'urbanisation ou même de permettre le développement urbain. Par le fait même qu'elles peuvent autonomiser une zone en matière de drainage, elles constituent aussi une solution souvent incontournable pour développer des surfaces qui sont difficilement « assainissables », par un réseau de conduites car éloignées des exutoires traditionnels : rivières ou réseau de conduites,
- de contribuer à optimiser l'espace urbain. La variété des techniques dont nous avons déjà fait état leur permet de s'intégrer à différentes échelles spatiales et ainsi d'offrir un large panel de formes permettant au concepteur de les intégrer au tissu urbain et à l'aménagement. Par ce fait, elles permettent d'optimiser l'espace, précieux en milieu urbain, en offrant différents usages et en permettant de ré-introduire « un peu de nature en ville ».

Cependant, ces techniques d'infiltration soulèvent de nombreuses questions. Sont-elles aussi performantes qu'on l'énonce généralement, quelle que soit leur conception et quelle que soit l'échelle spatiale ?

Moura (2008) a développé des listes de performances attendues au stade de la conception et au stade du suivi dans le temps et a montré clairement combien il était difficile de les mesurer toutes avec un bon niveau de précision.

Les principales interrogations concernent globalement l'évolution de ces systèmes au cours du temps avec une préoccupation majeure (Schueler *et al.,* 1992 ; Moura, 2008 ; Weiss *et al.,* 2011) pour :

- leur colmatage qui réduit à terme leurs performances hydrauliques et limite donc la protection offerte contre les inondations ainsi que les possibilités de traitement lorsque les systèmes sont munis de trop-plein vers les milieux naturels ou les réseaux,
- leur comportement vis-à-vis du fonctionnement des milieux (transfert possible et

Cette thèse est accessible à l'adresse : http://theses.insa-lyon.fr/publication/2012ISAL0040/these.pdf
© [C. Gonzalez-Merchan], [2012], INSA de Lyon, tous droits réservés

impact) des rejets sur les milieux sols et eaux souterraines.

Pour les prescripteurs, concepteurs et gestionnaires, s'ajoutent également des questionnements récurrents :

- Faut-il implanter ces techniques pour un projet particulier compte tenu de l'environnement existant (environnement physique : type de sol, type d'exposition, type d'apports, environnement organisationnel et environnement social) ? qui gérera ; quels seront les utilisations et leurs usages ?
- Peut-on améliorer ces techniques (meilleure prise en compte de leur comportement au cours du temps, amélioration des méthodes de conception ou des technologies elles-mêmes) ?
- Enfin, comment assurer la maintenance des ces systèmes (que faire ? à quelle fréquence ?) et seront-ils facilement «surveillables» ?

Quelle que soit la problématique, le fonctionnement des ouvrages d'infiltration dépend des apports (fréquence, nature, quantité) et des caractéristiques du sol support naturel et/ou rapporté.

Nous n'aborderons pas dans ce travail les questions liées à la compréhension et à la gestion de ces techniques en matière de pollution dont il existe des travaux de synthèse (*e.g.* Mikkelsen *et al.,* 1997; Norrstrom et Jacks 1998; Lind et Karo 1995; Dierkes et Geiger 1999; Dechesnes, 2002 ; Ruban, 2005; Winiarksi *et al.,* 2006; Le Costumer, 2008 ; Hatt *et al.,* 2009**) mais nous nous concentrerons sur le problème particulier de leur colmatage et ne considérerons la pollution que vis-à-vis de ce problème.**

1.2. Les apports et leurs caractéristiques

1.2.1 Sources

Les ouvrages d'infiltration recueillent les effluents engendrés par temps de pluie par lessivage des surfaces urbaines et des dépôts atmosphériques. Ils reçoivent également les eaux qui ont transité dans les systèmes d'assainissement pluvial comme les réseaux ou les ouvrages de pré-traitement tels que les bassins de retenue/décantation.

La composition de ces apports est variée et rarement maîtrisée (Chocat, 1997) car elle dépend: (i) des systèmes de drainage (caractéristiques hydrologiques et morphologiques du bassin versant drainé, (ii) des réseaux notamment de leur état et de leur entretien), (iii) des caractéristiques des événements pluvieux et des périodes de temps sec (durée, intensité, succession), (iv) des activités présentes sur le bassin versant qui l'alimente, (v) des sources externes (comme la pollution atmosphérique générée en dehors du bassin versant), (Ruban *et al.,* 2004). Il s'ensuit qu'un bassin d'infiltration peut concentrer une pollution diffuse (Dechesne, 2002).

Cette thèse est accessible à l'adresse : http://theses.insa-lyon.fr/publication/2012ISAL0040/these.pdf
© [C. Gonzalez-Merchan], [2012], INSA de Lyon, tous droits réservés

De plus, comme le souligne Chocat *et al*. (2007), l'étude des données de concentrations et de masses montre qu'elles sont non seulement très variables d'un site à l'autre, mais qu'elles le sont tout autant d'un événement pluvieux à l'autre pour un même site, si bien qu'il est très délicat d'avancer des concentrations moyennes en quelques substances que ce soit sinon pour illustrer leur niveau.

1.2.2 Principales caractéristiques des apports

Les matières en suspension (MES)

Les apports par temps de pluie sont généralement caractérisés par une forte fraction particulaire et notamment par une forte présence de matières en suspension (MES), particules solides contenues dans l'eau et maintenues en suspension dans le liquide sous l'action de la turbulence. La fraction particulaire est généralement définie comme la fraction associée aux particules dont la taille est supérieure à 0.45 µm. Elles peuvent également se présenter sous forme de colloïdes lorsqu'elles sont très fines (<10 µm) (Sigg *et al*., 1992), bien que la littérature ne les distingue souvent pas au sein des MES.

La concentration de MES par événement est définie comme les masses totales de MES apportées pendant l'événement pluvieux divisé par le volume total d'eau apporté. En général la concentration de MES par événement varie en moyenne entre 50 mg/L et 1000 mg/L pour un bassin versant urbain (Fuchs *et al.,* 2004) et parfois même davantage (*Cf*. Tableau 1-1). Cette fraction particulaire est importante dans le phénomène potentiel de colmatage des bassins d'infiltration.

Dans les rejets urbains de temps de pluie, les matières en suspension présente des diamètres médian D50 de l'ordre de quelques dizaines de µm et 70 à 80 % de la masse des particules en suspension ont une taille inférieure à 100 µm (Chebbo, 1992 ; Chocat *et al.,* 2007). En outre, il apparaît que les MES portent une bonne partie des polluants des rejets urbains de temps de pluie notamment pour ce qui concerne les métaux lourds et les hydrocarbures.

Les apports organiques

La matière organique est constituée de l'ensemble des molécules à base de carbone, d'hydrogène et dans une moindre mesure, d'oxygène et d'azote. Elles sont souvent biodégradables mais avec une cinétique très variable d'une molécule à l'autre. Au cours de leur dégradation, elles libèrent des composés intermédiaires parfois toxiques. Les dérivés ultimes sont le gaz carbonique et les nutriments (Dechesne, 2002).

La matière organique peut provenir de différentes sources comme par exemple : la circulation automobile (hydrocarbures dont HAP (hydrocarbures aromatiques polycycliques)), le chauffage urbain (HAP), les activités industrielles (résidus pétroliers, rejets de micropolluants organiques (solvants en particulier)), la végétation urbaine (pollens, débris végétal, pesticides...) et les animaux (déjections,...). Elle peut donc être naturelle (débris végétal, animal, micro-organismes (bactéries, virus, champignons)) ou de synthèse comme les hydrocarbures, les pesticides et autres pour lesquelles d'innombrables molécules existent.

La quantité de matière organique d'un apport peut-être estimée globalement par différents paramètres : la Demande Biochimique en Oxygène à 5 jours (DBO5) ou par le Carbone Organique Total COT et la Demande Chimique en Oxygène (DCO). La DBO5 représente la

Cette thèse est accessible à l'adresse : http://theses.insa-lyon.fr/publication/2012ISAL0040/these.pdf
© [C. Gonzalez-Merchan], [2012], INSA de Lyon, tous droits réservés

matière organique biodégradable, la DCO évalue toute la matière oxydable qu'elle soit ou non biodégradable. Le rapport DCO/DBO5 indique le niveau de biodégradabilité qui peut atteindre 5 à 7 pour les eaux de ruissellement nettement moins biodégradables que les effluents d'eaux usées domestiques par exemple qui présentent un rapport de 2 à 2.5 environ (Chocat *et al*., 2007).

Par ailleurs on trouvera au Tableau 1-1 des ordres de grandeur des concentrations moyennes événementielles en ces paramètres généraux ainsi qu'en différents autres polluants organiques pour des rejets pluviaux (zones résidentielles et/ou commerciales et zones routières à fort trafic).

Les apports inorganiques

Outre les apports en solides, les effluents de temps de pluie alimentant les bassins d'infiltration sont également chargés en matières inorganiques qui sont principalement les métaux lourds, les nutriments.

Les métaux lourds que l'on rencontre le plus souvent dans ces effluents sont le plomb, le zinc, le cuivre et le cadmium. Ils viennent principalement de la circulation automobile, des activités industrielles et de divers déchets solides. Ils se trouvent généralement plutôt sous forme particulaire (notamment le plomb) bien que leur forme soit fluctuante d'une pluie à l'autre pour le zinc, cuivre et cadmium. Toutefois, ils s'infiltrent difficilement jusqu'à la nappe (Appleyard, 1993 ; Mason *et al.*, 1999 ; Pitt *et al.,* 1999 ; Datry, 2003) et sont fortement adsorbés sur les sédiments de fond de bassins d'infiltration (Nightingale, 1987; Mikkelsen *et al.,* 1994; Hutter *et al.,* 1998 ; Dechesne *et al.,* 2004).

Les nutriments, notamment l'azote (N), le phosphore (P) et certaines de leurs formes : les ions ammonium NH_4^+, les nitrates NO_3^- et les phosphates PO_4^{3-} sont parfois analysés, leur présence dans les rejets urbains en temps de pluie étant due pour l'essentiel aux apports d'eaux usées (réseau séparatif pluvial mal séparé du réseau d'eaux usées par exemple). Les nutriments sont des éléments essentiels à la nutrition des plantes qui proviennent de la dégradation de matière organique ou d'apports spécifiques. Les nitrates NO_3^- proviennent de la nitrification des ions ammonium mais aussi d'apports extérieurs (engrais azotés par exemple). Les risques de contamination de l'eau souterraine par les nitrates sont importants car ils sont très solubles. Ils restent en solution dans l'eau de percolation et rejoignent la nappe. Ils ont été détectés par Gautier (1998) dans la nappe à l'aval direct d'un système d'infiltration à Valence suite à des apports pluvieux riches en nitrates. Cependant, en milieu urbain ces apports sont généralement faibles. Les phosphates PO_4^{3-} peuvent provenir de lessives phosphatées (réseau séparatif pluvial mal séparé du réseau d'eaux usées par exemple) ou d'engrais mais ils sont peu solubles et en quantité généralement faibles (*Cf*. Tableau 1-1) donnant des ordres de grandeur des concentrations moyennes événementielles pour les nutriments).

Le travail que nous mènerons ultérieurement s'intéressera principalement aux apports en MES et en matière organique en raison de leur forte présomption à influer sur le colmatage, comme nous le reverrons plus loin.

Cette thèse est accessible à l'adresse : http://theses.insa-lyon.fr/publication/2012ISAL0040/these.pdf
© [C. Gonzalez-Merchan], [2012], INSA de Lyon, tous droits réservés

Tableau 1-1. *Concentrations moyennes événementielles des RUTP*

Type de zone urbaine	**Résidentielle & commerciale**	**Autoroute & route à fort trafic**
	Moyenne ou ***Médiane*** (Min – Max ou CV%)	
Paramètres globaux		
MES (mg/L)	**190 (**1 – 4582) / ***81*** (zone indus.) (24–230) [19]	**261 (**110 – 5700) **115 (** – 1350) [8]
DBO_5 (mg/L)	**11** 0.7 – 220	**24** (12.2 –32) / **7** (– 31) [8]
DCO (mg/L)	**85**(20 – 365) / ***74*** (zone indus.)(37 – 273) [19]	(128 –171) / **89** (–458) [8]
Azote & Phosphore		
N – NH4 (mg/L)	**1.45 (**0.2 – 4.6)	(0.02 – 2.1)
N total (mg/L)	**3.2** (0.4 – 20)	
P total (mg/L)	**0.34**(0.02 – 14.3)	
Métaux		
Pb total (µg/L)	**210** (10 – 3100) / ***11*** (zone indus.)(2 – 37) [19]	**960** (2 410 – 34 000)
Zn total (µg/L)	**300** (10 – 3680) / ***258*** (zone indus.)(171–678) [19]	**410** (170 – 355)
Cu total (µg/L)	**144.6** (zone rés.)(CV = 103 %) [2] ***29*** (zone indus.)(17–74) [19]	**18.5** (CV = 40 %) [4], [5], [6]
Cd total (µg/L)	**2.8** (zone com.)(CV = 151 %)[2] / **11.3** (CV = 93 %) [11] ***0.3*** (zone indus.)(0.1– 2.3) [19]	**0.76** (CV = 83 %) [3] **3.61** (CV = 30 %) [4],[5],[6]
Ni total (µg/L)	**5** (Zone com.)[18] / ***9*** (zone indus.)(4 – 21) [19]	
Hydrocarbures		
HCT (mg/L)	**1.9** (0.04 – 26)	**28** (2.5 – 400)
Somme 16 HAP (ng/L)	**10 / 320** (CV = 102 %) [2]	(30 – 6000
Antracène (ng/L)	***626*** (zone indus.) (477–2521) [19]	**50** (– 390) [8]
Fluoranthène (ng/L)	***273*** (zone indus.)(234 – 366) [19]	**160** (– 1400) [8]
Benzo (b)fluorenthène (ng/L)	***124*** (zone indus.)(104 – 203) [19]	**140** (– 1100) [8]
Benzo (b)fluorenthène (ng/L)	***116*** (zone indus.)(101–177) [19]	**90** (– 700) [8]
Benzo (a) pyrène (ng/L)		**150** (– 700 [8]
Benzo (ghi)pyrène (ng/L)		**80** (– 900) [8]
Indeno (123) cd pyrène (ng/L)		**110** (– 900) [8]
Pesticides		
Glyphosate (ng/L)	**1520** (< 100 – 4720) [7] / ***470*** (180–1020) [17] ***6960*** *(Zone Res.)* (100 – 23240) [17] **3270** *(Zone Res.)*(1060–71000) [16]	**720** (– 17500) [8]
AMPA (ng/L)	***370*** *(Zone Res.)*(170–520) [17] ***540*** (480–730) [17] / ***230*** (<100– 370)	
Diuron (ng/L)	**<1000** (< – 13000) [7] / ***16*** (zone indus.)(3 – 43)[19]	**50** (– 2020)[8]
Atrazine (ng/L)	***2*** (zone indus.)(0.5– 3) [19]	**20** (– 200) [8]
Isoproturon (ng/L)	***16*** (zone indus.)(2–135) [19]	
Simazine (ng/L)	***2*** (zone indus.)(0.1 – 5) [19]	**60** (– 900 [8]
Aldrine (ng/L)	< (zone indus.)(< – 16) [19]	
Isodrine (ng/L)	< (zone indus.)(< – 25) [19]	
Actylphénols		
Nonyl phénols (ng/L)	***294*** (zone indus.)133 – 1313) [19]	
Para–ter–octylphénols (ng/L)	***83*** (zone indus.)(< – 232) [19]	
Microorganismes		
Coliformes fécaux (Escherichia Coli) MPN/100mL	**6430** (40 – 500 000)	(10 –1000)

Synthèse de données européennes et nord américaines établie par Ellis et al., 2005 et complétée par les auteurs : ***[2]*** *Rossi, 1998 ;* ***[3]*** *Pagotto, 1999;* ***[4]*** *North Central Texas Council of Governments, 1999 ;* ***[5]*** *North Central Texas Council of Governments, 2000 ;* ***[6]****North Central Texas Council of Governments, 2001;* ***[7]*** *Ruban, 2005 ;* ***[8]*** *Crabtree et al., 2005 ;* ***[9]*** *Ellis et al., 2004 ;* ***[10]*** *Chocat, 1997 ;* ***[11]*** *Saget, 1994 ;* ***[12]*** *Chebbo et al., 1995 ;* ***[13]*** *Rossi et al 2004 ; [****14****] Pitt et al., 1994 ;* ***[15]*** *Bachoc et al., 1992 ;* ***[16]*** *Lamprea, 2009 ;****[17]*** *Zgheib, 2009 ;* ***[18]*** *Bressy, 2010 ;****[19]*** *Bécouze-Lareure, 2010*

Cette thèse est accessible à l'adresse : http://theses.insa-lyon.fr/publication/2012ISAL0040/these.pdf
© [C. Gonzalez-Merchan], [2012], INSA de Lyon, tous droits réservés

1.3. Le sol et ses propriétés

1.3.1 Définitions

Le sol par lequel s'infiltrent les eaux constitue une partie importante des ouvrages d'infiltration. Selon Van-Camp *et al.* (2004), la définition que donne le groupe de travail européen sur la stratégie pour la protection du sol indique que le « sol » peut être généralement défini comme la couche superficielle de l'écorce terrestre formée de particules minérales, de matière organique, d'eau, d'air et d'organismes vivants. Le sol est l'interface entre la terre (lithospère), l'air (atmosphère) et l'eau (hydrosphère) qui est en continuelle évolution au cours du temps.

Dans notre cas, le terme de « sol » est à préciser car le fond d'un bassin n'est pas une simple déclinaison locale du sol en place. En effet, le fond des ouvrages est un complexe stratifié formé de dépôts liés au fonctionnement de l'ouvrage, s'articulant sur un support parfois construit (*e.g.* interface en graviers, terre végétale rapportée, végétalisé ou non…) et s'appuyant enfin sur le sol support d'origine.

Nous distinguerons globalement deux couches :

- <u>*La couche de surface*</u> que l'on nommera aussi « interface ouvrage/sol » ou « horizon de surface » qui comprend les dépôts de sédiments associés à la couche de fond du bassin si couche rapportée il y a. Sa constitution est le fruit de la conception même du bassin (composition possible du fond) et des apports d'eaux et de matières. Les eaux véhiculent notamment des matières en suspension fixant une bonne partie des polluants (métaux, hydrocarbures,…) qui s'y fixent. Cette couche est également le fruit de son évolution (dégradation de la matière vivante par exemple). Globalement cette couche de surface est celle qui est la plus active aussi bien : (i) physiquement (elle retient les MES et les fines par filtration (Martinelli (1999), (ii) chimiquement (c'est elle qui fixe les polluants (Lind *et al.,* 1995 et Pagotto., 1999 ; Dechesne, 2002 ; Ruban, 2005; Winiarksi *et al.,* 2006 ; Le Coustumer, 2007 ; Hatt *et al*., 2009) selon différents processus décrits en détail dans Martinelli (1999) et (iii) biologiquement. Elle peut jouer un rôle important dans les cycles géochimiques (notamment du carbone et de l'azote). Elle est un lieu de recyclage des matières organiques (MO). La minéralisation de la matière organique est réalisée par une multitude d'organismes vivants. Ceux-ci fragmentent les MO déposées et les mélangent aux éléments minéraux des couches de sol. C'est donc un lieu de stockage de matière organique. La minéralisation des réserves constitue une source de nutriments pour les plantes pour lesquelles les couches superficielles sont un support de vie (Badin, 2009).

  De ce fait, cet horizon de surface est la couche la plus intéressante pour étudier le colmatage et son évolution.

- <u>*Le sol support ou sol sous-jacent*</u> présente sous la couche de surface. Ce sol peut présenter des hétérogénéités plus ou moins importantes qui, pour les bassins d'infiltration sont principalement d'origine naturelle et qui proviennent des diverses formations. Ces formations découlent de l'histoire géologique de l'endroit où il se situe et des évolutions liées aux actions de l'environnement sur ces formations (érosion,

Cette thèse est accessible à l'adresse : http://theses.insa-lyon.fr/publication/2012ISAL0040/these.pdf
© [C. Gonzalez-Merchan], [2012], INSA de Lyon, tous droits réservés

colmatage, dissolution,…). Leurs propriétés peuvent varier d'un endroit à un autre, d'une profondeur à l'autre. Winiarski *et al.* (2006) ont notamment beaucoup étudié cette hétérogénéité et la manière de la caractériser sous les bassins d'infiltration.

1.3.2 Caractéristiques du sol et de sa couche de surface

Les constituants du milieu interagissent pour lui conférer ses propriétés. Leurs proportions, leur variabilité spatio-temporelle, la vitesse des flux qui les relient influencent le fonctionnement du système (Gobat *et al.,* 2010).

1.3.2.1 L'épaisseur

L'épaisseur du sol support non saturé sur lequel sont généralement implantés les bassins d'infiltration est très variable. En règle générale elle ne devrait pas être inférieure au mètre puisque les recommandations en matière de conception vont dans ce sens (Barraud *et al*, 2009 ; Moura, 2008). Il n'y a par contre pas de borne supérieure.

Plus intéressante est l'épaisseur de l'horizon de surface dans les bassins d'infiltration pour notre recherche puisqu'elle traduit l'accumulation de sédiments en surface influençant le colmatage potentiel de l'ouvrage.

Le Coustumer (2008) et Cannavo *et al.* (2010) ont étudié l'épaisseur des sédiments issus d'un réseau d'eaux pluviales, afin de déterminer la performance globale d'ouvrages de ce type. Le Coustumer (2008) a estimé l'épaisseur moyenne de la couche colmatée dans l'ouvrage à partir de la masse des sédiments apportés aux bassins d'infiltration. Les résultats ont montré que le taux d'accumulation annuelle peut varier entre 1 et 3.5 mm/an. Bien que Cannavo *et al.* (2010) aient mesuré l'épaisseur de la couche colmatée *in situ* d'un bassin de rétention/infiltration d'eaux pluviales, ils n'ont pas estimé le taux d'accumulation annuelle. Cependant ils ont observé qu'après 20 ans de fonctionnement l'épaisseur des sédiments accumulés au sein de l'ouvrage d'infiltration - rétention variait entre 5 et 30 cm.

Ces études ont montré que les dépôts des sédiments en surface sont plus épais sur les zones les plus sollicitées. Cependant l'interaction de la couche colmatée et des apports et surtout la compréhension de l'évolution de l'horizon de surface n'ont pas été étudiées sur le long terme.

1.3.2.2 La granulométrie et la texture minérale du milieu

Une des caractéristiques des sols est la taille des éléments minéraux qui le composent. Les tailles des éléments sont mesurées via des courbes granulométriques donnant la distribution statistique des diamètres. La dimension des particules peut être évaluée par les différents indices granulométriques notamment les D10, D50 et D90 (représentant la dimension de mailles fictives à travers lesquelles passeraient respectivement 10%, 50% et 90% en masse des particules).

Les horizons de surface des fonds des bassins d'infiltration présentent généralement une granulométrie fine notamment dans les zones les plus sollicitées (recevant le plus fréquemment les eaux). Les études de Lee *et al.* (1997) ; Dechesne (2002) ; Durand (2003) ont montré que la granulométrie peut varier à l'intérieur d'un même bassin. En effet, les particules grossières peuvent *a priori* sédimenter beaucoup plus rapidement que les particules fines.

Cette thèse est accessible à l'adresse : http://theses.insa-lyon.fr/publication/2012ISAL0040/these.pdf
© [C. Gonzalez-Merchan], [2012], INSA de Lyon, tous droits réservés

Lee *et al.* (1997) et Durand (2003) ont obtenu des différences de granulométrie entre les sédiments prélevés en amont et en aval sur quatre bassins analysés. Ils ont observé une diminution granulométrique d'amont en aval dans les bassins avec des D50 variant de 3.5-1.5 fois la taille des particules en aval. En effet, la perte de la capacité d'infiltration à long terme induit le dépôt des particules fines en surface. Ces particules fines peuvent être mobilisées au sein de la surface de l'ouvrage lors d'un événement pluvieux en raison du ruissellement (Gilbert Jenkins *et al.,* 2010). Néanmoins, les écarts les plus marqués viennent principalement des différences entre zones peu et/ou fréquemment sollicitées (notamment sur des bassins de surface importante). La taille grossière des éléments de surface vient alors plutôt de la granulométrie du sol support sur lequel peu de sédiments s'est déposé. Dechesne (2002) a montré des différences de granulométrie de cette sorte sur 4 bassins d'infiltration. Les couches superficielles pouvaient présenter un D50 de quelques dizaines de µm pour les zones très sollicitées et de plusieurs centaines de µm sur les zones peu touchées.

La granulométrie observée sur les zones les plus sollicitées des bassins de rétention/infiltration est néanmoins généralement fine. Selon Durand (2003) ou Jacopin (1999), le D50 varie entre 20 à 40 µm et le pourcentage de particules inférieures à 100 µm est de l'ordre de 74 à 89 % sur la partie superficielle comprise entre 5 et 10 cm. Sur les mêmes niveaux de profondeur, des résultats similaires sont constatés par Dechesne (2002) sur les 4 bassins déjà évoqués et sur les zones sollicitées (entrée et point bas de l'ouvrage) avec des D50 de 10 à 30 µm. Ces travaux ont observé aussi qu'en profondeur de 45cm à 60cm les valeurs les D50 étaient supérieures à 400 µm comme les sols support.

Pour les éléments de taille inférieure à 2 mm (ce qui est majoritairement le cas de la couche superficielle où les sédiments fins sont en grande quantité), la notion de texture est également souvent utilisée. La texture reflète la part respective des constituants triés selon leur taille, plus précisément la proportion de sables, limons et argiles estimée à partir d'une analyse granulométrique. La texture minérale peut être exprimée par un terme simple (*e.g*. sableuse, argileuse) ou composé (*e.g.* limono-sableuse, argilo-limoneuse), repéré dans un triangle des textures minérales, au sein duquel des catégories sont délimitées (*e.g.* triangle USDA, 1975).

La texture de sédiments stockés sur un bassin de rétention est composée principalement de silts selon une étude présentée dans (Marsalek *et al.,* 1997). Les horizons de surface des fonds des bassins d'infiltration sont majoritairement de type limono-argilo-sableuse ou argilo-limoneuse sur 8 bassins selon Ruban (2005). Bedell *et al. (*2004) ainsi que Winiarski *et al.* (2006) ont montré que les ouvrages d'infiltration d'eaux pluviales de la région lyonnaise étaient riches en silts selon les caractéristiques de fonctionnement et leurs apports. Ceci indique une fois de plus la finesse de texture des horizons de surface sollicitée.

1.3.2.3 La structure

La structure est un état du sol, variant à court terme. Elle dépend directement de la texture mais aussi des colloïdes, du taux d'humidité ou de la matière organique. On l'observe aux échelles macroscopiques (on parle de structure proprement dite) ou microscopique (on parle dans ce cas de microstructure).

Cette thèse est accessible à l'adresse : http://theses.insa-lyon.fr/publication/2012ISAL0040/these.pdf
© [C. Gonzalez-Merchan], [2012], INSA de Lyon, tous droits réservés

Les changements affectant la structure du sol modifient la circulation de l'eau, très rapide dans les structures particulaires grossières, moyenne dans les formes granulaires, presque nulle en cas de forte compaction.

La structure évolue en fonction de nombreux paramètres dont la dynamique de la matière organique, la teneur en eau, l'activité de microorganismes, etc. A une échelle microscopique, la structure du sol peut être décrite en étudiant l'assemblage des particules et/ou la distribution de taille de pores (Husseein *et al.,* 1998 ; Six *et al.,* 2004). Cette évolution affecte la structure du sol modifiant le transfert de l'eau.

1.3.2.4 La porosité

La porosité permet de décrire les caractéristiques physiques du sol des ouvrages d'infiltration. Elle est définie par le rapport du volume des vides sur le volume total apparent du sol, ce qui représente le volume occupé par l'air dans le sol. Selon le degré d'humectation, les vides du sol sont occupés en majeure partie soit par l'eau ou soit par l'air. Leur pourcentage représente la porosité. L'écoulement de l'eau dépend fortement de la porosité du milieu poreux et des conditions hydriques dans lesquelles l'écoulement a lieu. L'homogénéité de l'écoulement est un facteur qui peut influencer la rétention colloïdale en agissant sur les zones de contact entre les particules et le milieu poreux (Lamy *et al.,* 2010). La création de pores peut permettre un meilleur échange d'air et de l'eau (Dexter, 2004).

Lorsque l'horizon de surface est suffisamment épais et en conditions saturées, la porosité peut être soumise aux effets de l'activité des organismes (bioturbations) qui tend à l'homogénéiser et parfois à modifier la porosité du milieu (Nogaro *et al.,* 2006).

Pour les sols les plus courants, la porosité varie entre 0.30-0.6 m^3/m^3, alors que les sols tourbeux peuvent présenter une porosité plus élevée jusqu'à 0.9 m^3/m^3 (Musy et Souter, 1991).

Sur les ouvrages d'infiltration, la porosité représente un paramètre intéressant pour déterminer la capacité d'infiltration du sol. Elle a été très étudiée pour le sol sous-jacent. Cependant sur l'horizon de surface des ouvrages d'infiltration, ces études sont limitées. La porosité dans l'horizon de surface de ces ouvrages peut varier entre 0.40 – 0.75 m^3/m^3 selon (Cannavo *et al.,* 2010 ; Lassabatère *et al.,* 2010).

1.3.2.5 La masse volumique

La masse volumique d'un sol est déterminée par la nature de ses composants solides, et en particulier par leurs masses volumiques respectives. La masse volumique des éléments constituants la fraction minérale varie selon le type de minéraux présents dans le sol. Pour les sols minéraux, elle se trouve comprise entre 2 600 Kg/m^3 et 2 700 Kg/m^3. La fraction organique possède quant à elle une masse volumique plus faible et relativement constante, de l'ordre de 1 300-1 400 Kg/m^3 (fibres végétales) (Musy et Soutter, 1991).

Cette thèse est accessible à l'adresse : http://theses.insa-lyon.fr/publication/2012ISAL0040/these.pdf
© [C. Gonzalez-Merchan], [2012], INSA de Lyon, tous droits réservés

La masse volumique réelle d'un sol diminue globalement avec l'augmentation du contenu de la matière organique. Les sols organiques englobent généralement tous les sols présentant un contenu de matière organique supérieure à 30%, mais les valeurs les plus faibles de masse volumique réelle ne sont atteintes que pour des sols à nette dominante organique, tels que les tourbes (MO>60%).

La masse volumique apparente est inférieure à la masse volumique réelle. Elle correspond au rapport entre la masse du sol et le volume apparent. Celle-ci permet une différenciation globale des sols.

La masse volumique apparente sèche d'un sol est rapportée au volume total apparent. Elle peut varier par rapport au type du sol : de 1 400 à 1 700 Kg/m^3 pour un sol sableux par exemple, de 300 à 1 000 Kg/m^3 pour un sol tourbeux.

Les dépôts de sédiments de RUTP dans un bassin de retenue d'eaux pluviales présentent une masse volumique apparente variant entre 746 et 964 Kg/m^3 (Sebastian *et al.,* 2011). Sur les ouvrages d'infiltration elle peut varier entre 630-1 610 Kg/m^3 (Cannavo *et al.,* 2010). En moyenne elle est de l'ordre de 1 200 Kg/m^3 selon (Lassabatère *et al., 2006*).

1.3.2.6 Composition du sol

Fraction minérale

La fraction minérale du sol est formée de matière d'origine géologique, contenant surtout du silicium, et des matières issues de la décomposition de la matière organique.

Les travaux de Lee (1996); Roger *et al.* (1998) et Durand (2003) identifient les principaux minéraux qui constituent la matrice des sédiments, tels que le quartz, les feldspaths et les carbonates. Ces travaux menés sur différents bassin d'infiltration ont montré qu'il existe un enrichissement minéral dans les fractions les plus grossières avec 30 % de quartz et 24 % de calcite dans la fraction supérieure à 500 µm alors qu'il n'y a que 14 % de quartz et 12 % de calcite dans la fraction inférieure à 50 µm. De plus, les pourcentages en quartz et calcite sont largement majoritaires par rapport aux autres éléments.

Fraction Organique

Les horizons de surface des bassins sont des matrices originales, enrichies sous l'influence des apports dus aux eaux de ruissellement d'une grande diversité d'éléments. Dans l'horizon de surface, la fraction organique se présente sous des formes très variées : débris végétaux, microorganismes, colloïdes etc. (Petavy, 2007 ; Lee, 1996). La composition varie également en fonction de la nature du bassin versant.

Pour les bassins d'infiltration, la présence en surface de sédiments issus du lessivage des surfaces urbaines engendre un colmatage des fonds de bassins d'infiltration. Par conséquent, cette couche de sédiments présente une teneur importante en matière organique (Goutaland, 2008).

Le contenu de matière organique est important principalement à la surface de l'ouvrage (Yousef *et al.,* 1990 ; Dechesne, 2002 ; Cannavo *et al.,* 2010 ; Albrechtsen *et al.,* 2001). Il est plus présent dans les particules fines que dans les particules grossières (Roger *et al*., 1998). Le contenu de la matière organique peut aussi varier au sein de la surface de l'ouvrage

Cette thèse est accessible à l'adresse : http://theses.insa-lyon.fr/publication/2012ISAL0040/these.pdf
© [C. Gonzalez-Merchan], [2012], INSA de Lyon, tous droits réservés

(Dechesne, 2002 ; Winiarski *et al.,* 2006 ; Cannavo *et al.,* 2010). Le Tableau 1-2 permet de mettre en évidence le contenu de matière organique dans l'horizon de surface dans différents ouvrages d'infiltration.

Tableau 1-2. *Contenu de matière organique dans l'horizon de surface des ouvrages de rétention - infiltration d'eaux pluviales.*

Source	Nom-Type de bassin versant	MO %	Source	Nom-Type de bassin versant	MO %
Durand (2003)	Cheviré (routier)	14.7	Larmet (2007)	Chassieu (urbain, industrialisé)	12 ± 1
	Ronchin (Routier)	15.8		Bron (routier)	16 ± 2
	Wissous (urbain)	22.3	Nogaro (2007)	Villeurbanne La Doua (urbain)	7 ± 0.5
Dechesne (2002)	Zac de Pivolles (urbain)	1-11	Pétavy (2007)	Cheviré (routier)	15
	Zac du chêne (activités tertiaires)	1-19.7		Nancy (routier)	4.1
	Boulevard droits de l'homme (Commercial)	1-20	Murakami *et al.* (2008)	Sédiments de bassin d'infiltration	11 ± 1-20 ± 0
	Bron (routier)	2-21	Cannavo *et al.* (2010)	Cheviré (routier)	8 - 32
Bedell *et al.* (2004)	Chassieu (urbain, industrialisé)	18-27	Saulais (2011)	Minerve (résidentiel) ; Grézieu la Varenne (peri-urbain) ; Pierre Blanche (residentiel) ; Pithioud	2-20
Winiarski *et al.* (2006)	Chassieu (urbain, industrialisé)	5-6		Chassieu (urbain, industrialisé)	3-30

1.3.2.7 Le régime hydrique, teneur en eau

Le régime hydrique du sol dépend de nombreux paramètres comme la texture qui détermine les forces de rétention de l'eau, la structure qui influence la circulation de l'eau et la porosité qui définit le volume de réservoir hydrique du sol et de la quantité d'eau retenue.

La quantité « totale » d'eau retenue par un sol est donnée par la teneur en eau volumique définie comme le rapport du volume d'eau au volume total de sol. Pour les ouvrages d'infiltration la teneur en eau est liée aux alternances des périodes de temps sec et de temps de pluie variables au cours du temps. Elle peut aussi varier spatialement, par exemple Saulais (2011) a montré sur un même ouvrage des valeurs de 3% à plus de 60 % en fonction de la zone évaluée.

La teneur en eau volumique varie d'une teneur en eau résiduelle, θr, correspondant au volume d'eau adsorbée à la surface des grains, à une teneur en eau saturée, θs, correspondant à un remplissage des vides par l'eau, sans présence d'air (Musy et Souter, 1991).

Cette thèse est accessible à l'adresse : http://theses.insa-lyon.fr/publication/2012ISAL0040/these.pdf
© [C. Gonzalez-Merchan], [2012], INSA de Lyon, tous droits réservés

Il existe également la notion de teneur en eau massique (ou pondérale) appelée aussi souvent "teneur en eau" (tout court). Elle est définie comme le rapport de la masse de la phase liquide sur la masse de la phase solide sèche (Musy et Souter, 1991). C'est cette dernière définition que nous utiliserons ultérieurement.

Ce paramètre est important dans l'écoulement de l'eau dans toute couche de sol car la conductivité hydraulique en dépend fortement (*Cf*. paragraphe 1.3.2.8).

Notons cependant que le taux d'humidité est pauvre en renseignements « écologiques », notamment pour décrire la disponibilité de l'eau pour les plantes. Pour ces raisons « écologiques », on peut généralement distinguer trois états de l'eau dans le sol, selon la force avec laquelle il la retient et selon la disponibilité pour les plantes : (i) l'eau *utilisable* qui s'installe dans le volume des vides du sol (les racines absorbent cette eau qui est aussi utilisée par la microfaune au sein du milieu), (ii) *L'eau inutilisable* par la plante (seule une évaporation intense permet de l'éliminer, mais même avec des températures élevées, il reste toujours un peu d'eau dans le milieu et autour de certains minéraux dont elle assure l'hydratation) et (ii) l'eau mobile.

Leur part respective dans le taux d'humidité dépend dans une large mesure de la texture et, de manière plus faible, du taux de matière organique. L'aire développée des particules est aussi déterminante pour les processus d'adsorption superficielle de l'eau.

La teneur en eau résiduelle donne une information utile pour le traitement des sédiments (boue de curage). Les études menées par Goutaland (2008) sur un ouvrage d'infiltration des eaux pluviales ont montré que les teneurs en eau résiduelles varient de 0.51 % (avec une conductivité hydraulique à saturation de 10^{-1} m/s pour une zone constituée de graviers avec une matrice sableuse) à 1.3 % (pour une zone avec une conductivité hydraulique à 5.10^{-5} m/s constituée de sables fins à grossiers). Sur un bassin d'infiltration de la région lyonnaise, Goldenfum *et al.,* (2005) donne les chiffres de 0.85 % pour le sol fin du bassin d'infiltration de Chassieu (Ks = 2.1 . 10^{-5} m/s).

1.3.2.8 Capacité d'infiltration, conductivité hydraulique

L'infiltration désigne le processus de pénétration de l'eau dans une couche de sol. Elle est engendrée par une modification quasi instantanée des conditions de pression et de teneur en eau régnant au sein du milieu (Musy et Souter, 1991). L'eau d'infiltration remplit en premier lieu les interstices du sol en surface et pénètre par la suite dans le sol sous l'action de la gravité et des forces de succion (Musy, 2005).

L'infiltration est souvent caractérisée par la conductivité hydraulique du milieu qui exprime sa résistance à l'écoulement de l'eau. Elle est différente selon le type du milieu et dépend de sa texture et de sa structure, sa teneur en eau, de la charge en eau et des caractéristiques du fluide notamment sa viscosité, qui elle-même varie en fonction de la température.

La conductivité hydraulique est donc un paramètre fluctuant en fonction de l'état hydrique du milieu supposé homogène. Lorsque le sol est saturé, sa teneur en eau est maximale et sa conductivité hydraulique à saturation devient approximativement constante dans les mêmes conditions de température. Pour suivre au cours du temps l'évolution de l'aptitude à l'infiltration d'une partie de fond de bassin homogène, il est donc nécessaire de s'affranchir

Cette thèse est accessible à l'adresse : http://theses.insa-lyon.fr/publication/2012ISAL0040/these.pdf
© [C. Gonzalez-Merchan], [2012], INSA de Lyon, tous droits réservés

des conditions hydriques. On pourra alors utiliser la conductivité hydraulique à saturation à une température de fluide donnée sur un espace jugé homogène.

Dans le fond des bassins, la conductivité hydraulique à saturation dépend beaucoup des conditions de colmatage.

Lors du dimensionnement, le concepteur s'appuie souvent sur les conductivités hydrauliques à saturation car son dimensionnement se fait dans des conditions critiques (fortes pluies) qui occasionnent du stockage (remplissage du bassin) et pour lesquels le concepteur suppose que le milieu dans lequel l'eau s'infiltre est saturé. De plus, comme les fonds construits sont très perméables, il prend comme référence la conductivité hydraulique à saturation du sol sous-jacent pondéré par un coefficient censé prendre en compte le colmatage.

Les guides donnent habituellement des recommandations pour la perméabilité limite. En règle générale, il est conseillé de ne pas descendre en dessous de 10^{-6} m/s (Azzout *et al.*, 1994 ; Ellis, 2004 ; Barraud *et al.,* 2006 ; Wong, 2006) mais ceci dépend beaucoup des surfaces d'infiltration disponibles.

Notons enfin que les fonds de bassins sont construits généralement à au moins 1 m de distance du niveau des plus hautes eaux de manière à ce que la nappe n'influence pas trop le fonctionnement de l'ouvrage.

1.3.2.9 Variabilité spatiale des caractéristiques de sol

Comme on a pu le constater dans la description des sols sous-jacents ainsi que des couches superficielles de sol, les caractéristiques présentent parfois (quand c'est étudié) une certaine variabilité. Nous aborderons ici : la variabilité des caractéristiques avec la profondeur puis la variabilité spatiale de la couche de surface.

Variabilité en profondeur de l'ouvrage

Matière organique

Les teneurs en matière organique diminuent avec la profondeur et varient de 10 à 20 % en surface et de 0.8 à 5 % en profondeur (> 5 cm) (Yousef *et al.,* 1990 ; Dechesne, 2002). Les résultats de Winiarski *et al.* (2006), ont montré que même sur les premiers 4 m de profondeur les teneurs de matière organique sont très fortes en surface en comparaison avec les horizons plus profonds où les pourcentages sont très faibles. La couche de surface est donc très marquée pour ce qui est de la matière organique.

Population bactérienne (matière vivante)

Les études de Winiarski *et al.* (2006) menées sur un bassin d'infiltration d'eaux pluviales et sur trois profils du sol, ont montré que la population bactérienne décroît également avec la profondeur. L'estimation de la population bactérienne a été réalisée par CFU/g-MS (colonie forming units), c'est-à-dire sur le nombre de bactéries viables. La population bactérienne en surface (0-5 cm) atteint valeurs de 10^9 CFU/g-MS. Sur le même profil du sol aux profondeurs de 5-20 cm la population bactérienne diminue 10^6 CFU/g-MS (Bedell *et al.,* 2004). Les résultats en surface de l'ouvrage sont similaires à un sol agricole, qui se caractérise pour un contenu important de bactéries variant entre 10^8 à 10^9 CFU/g-MS (Islam *et al.,* 2006 cité par Badin, 2009).

Cette thèse est accessible à l'adresse : http://theses.insa-lyon.fr/publication/2012ISAL0040/these.pdf
© [C. Gonzalez-Merchan], [2012], INSA de Lyon, tous droits réservés

Granulométrie

Les études de granulométrie menées par Dechesne (2002) déjà évoquées dans le texte à différentes profondeurs de 4 bassins d'infiltration d'eaux pluviales ont montré que : la granulométrie représentée par le D50 augmentait avec les profondeurs et varie de 10 à 30 µm en surface et de 200 à 400 µm en profondeur notamment dans les zones fortement sollicitées.

Dexter *et al.* (2004) et Winiarski *et al.* (2006) ont montré que dans l'horizon de surface il y a une interaction entre les propriétés physiques, chimiques, biologiques qui est liée au piégeage de polluants. Les travaux réalisés sur le profil des sols des ouvrages d'infiltration ont montré que la surface de l'ouvrage est très riche en termes de polluants et de matière organique où le contenu des fines peut être important.

Il semble donc que les caractéristiques granulométriques de surface soient très différentes de celles du sol support originel.

Polluants

Bien que nous ne nous focaliserons pas spécifiquement sur le comportement des ouvrages d'infiltration par rapport aux polluants, il est intéressant de constater que la couche de surface est là encore particulièrement active dans la rétention de certains polluants et contribue à enrichir la couche de surface et donc à participer au colmatage.

Les polluants les plus étudiés sont sans doute les métaux et les hydrocarbures. L'étude de la concentration en polluants (Cu ; Zn ; Pb) dans les ouvrages d'infiltration en fonction de la profondeur a été largement menée *in situ* (*e.g.* Mikkelsen *et al.,* 1997 ; Lind *et al.,* 1995 ; Dechesne, 2002 ; Winiarksi *et al.,* 2006 ; Achleitner *et al.,* 2006). L'évolution de ces concentrations en fonction de leur profondeur est fortement marquée, les valeurs diminuant fortement dès 35 cm ou 65 cm selon les ouvrages, où les concentrations deviennent alors proches de celles du sol témoin ou du fond géochimique (Dechesne, 2002 ; Gautier, 1998 ; Fischer *et al.*, 2003). Le Tableau 1-3 permet de mettre en évidence les concentrations de Pb, Zn et Cu présents aux surfaces des ouvrages d'infiltration des eaux pluviales.

Tableau 1-3. *Bilan sur les concentrations en ETM (mg/kg de MS) en surface des ouvrages d'infiltration (Source : Le Coustumer, 2008)*

étude	Nombre d'ouvrages	Pb	Zn	Cu
Lind et Enn (1995)	2	79-205	114-194	60-82
Norrstrom et Jacks (1998)	1	171-205	155-649	108-155
Dierkes et Geiger (1999)	4	71-290	174-1580	25-268
Dechesne (2002)	3	143-266	838-1787	103-252
Ruban (2005)	2	419-633	1417-1847	254-271
Achleitner *et al.* (2006)	11	28-196	66-229	26-131
Le Coustumer (2008)	33	1-123	11-2390	3-98
Normes Hollandaises (NMHSPE, 2000)	(valeurs cibles)	85	140	36
Normes Hollandaises (NMHSPE, 2000)	(valeurs d'intervention)	530	720	190
Sol de référence (Winiarski, 1998)		6.5±1.4	51±14	10±6

Les pesticides comme le Diuron et ses produits de dégradation (DCPMU, DCPU, DCA) ont aussi été étudiés à la surface d'un ouvrage d'infiltration d'eaux pluviales (Herbreteau, 2008). Cette étude a réalisé en deux campagnes : une première sur un échantillon moyen (juillet 2006) et une deuxième 2 ans plus tard (en mai 2008) sur 10 points représentatifs du fond d'un ouvrage

Cette thèse est accessible à l'adresse : http://theses.insa-lyon.fr/publication/2012ISAL0040/these.pdf
© [C. Gonzalez-Merchan], [2012], INSA de Lyon, tous droits réservés

de 8 000 m². Les résultats obtenus sur les sédiments du bassin d'infiltration montrent des valeurs assez faibles en Diuron lors de la deuxième campagne (entre 3 et 25 µg/Kg) contre 100 µg/Kg à la première. En revanche des valeurs plus fortes de DCPMU (jusqu'à 50 µg/Kg) sont obtenues par rapport à la molécule mère (Diuron) dans les sédiments presque systématiquement alors que le DCPMU est plus toxique.

Cependant aucune dégradation majeure de la qualité de la nappe sous les ouvrages d'infiltration n'a pas été constatée (Nightingale, 1975 ; Malmquist *et al.,* 1981 ; Gautier, 1998).

L'examen des concentrations en polluants dans les eaux de nappe montre que le bassin d'infiltration de Django Reinhardt par exemple ne constitue pas une source de pollution pour la nappe pour ce qui concerne les métaux et les hydrocarbures mais contribue à des apports de carbone organique (Datry *et al.*, 2005).

Cette analyse de variabilité en profondeur justifie que l'on étudie de plus près la couche de surface, véritable peau entre l'ouvrage et le sol pour ce qui concerne le colmatage. D'ailleurs pour étudier le colmatage les études de la littérature montrent que celui-ci n'affecte le sol que sur une profondeur d'au maximum 10 cm (Schuh, 1990 ; Langergraber *et al*., 2003 ; Mauclaire *et al*., 2004 ; Hatt *et al*., 2006).

Conductivité hydraulique

Par ailleurs, Schuh (1990) a montré sur un bassin d'infiltration que le colmatage est principalement superficiel est n'est pas uniforme à la surface de l'ouvrage. Par exemple sur un même ouvrage, la résistance hydraulique est divisée par deux ou trois dans les 8 premiers centimètres d'épaisseur du bassin puis entre 0 et 2 à une profondeur de 8 cm à 38 cm.

Variabilité spatiale du fond de l'ouvrage

La distribution spatiale des caractéristiques physico-chimiques au sein des ouvrages d'infiltration d'eaux pluviales en service a montré aussi une variabilité importante, en termes de granulométrie (de l'ordre d'un facteur 10 sur le D50 pour un même ouvrage), de matière organique (de l'ordre d'un facteur 15), de masse volumique apparente (de l'ordre d'un facteur 2.5), et de capacité d'infiltration pour un même bassin (de l'ordre d'un facteur 10 sur la conductivité hydraulique à saturation d'un même ouvrage), (Dechesne, 2002 ; Fischer *et al.,* 2003 ; Winiarski *et al.,* 2006 ; Cannavo *et al.,* 2010 ; Gilbert Jenkins *et al.,* 2010 ; Saulais, 2011).

De même, les travaux menés sur la distribution de polluants en surface ont montré que la variabilité spatiale de la pollution au sein des ouvrages peut être forte (Dechesne, 2002 ; Whiteley *et al.,* 2005 ; Winiarski, 2006; Le Coustumer, 2008). Cette variabilité a des conséquences en termes d'évaluation de la pollution à la surface des ouvrages (notamment le rôle de l'échantillonnage).

La variabilité des fonds (interface ouvrage/sol) induit une complexité supplémentaire qui consiste soit à considérer des propriétés locales qui doivent être observées ou mesurées sur un nombre suffisant de points pour être représentatives ou bien d'aborder le problème selon des schémas plus globaux. L'aptitude à l'infiltration par exemple peut être abordée selon des mesures ponctuelles de conductivité hydraulique à saturation ou par des notions de résistances hydrauliques globales du bassin. Cette variabilité constituera un point important de ce travail de recherche.

Cette thèse est accessible à l'adresse : http://theses.insa-lyon.fr/publication/2012ISAL0040/these.pdf
© [C. Gonzalez-Merchan], [2012], INSA de Lyon, tous droits réservés

2. Colmatage

Nous savons que le colmatage des bassins d'infiltration d'eaux pluviales est un phénomène inéluctable. Ainsi, la performance hydraulique des ouvrages d'infiltration se dégrade et le colmatage se manifeste par une modification de la conductivité hydraulique de l'interface ouvrage/sol. Ceci a été observé à de nombreuses reprises sur des ouvrages en service (Barrett et Taylor 2004 ; Lindsey *et al.,* 1992 ; Schueler *et al.,* 1992; Gautier *et al.,* 1998 ; Dechesne *et al.,* 2005).

2.1. Définition du colmatage

Le colmatage d'un ouvrage d'infiltration est un phénomène superficiel dû aux dépôts de particules en surface et dans les interstices du milieu poreux. Les particules les plus grosses s'accumulent superficiellement ou dans les quelques premiers centimètres. Les particules plus fines peuvent pénétrer un peu plus profondément dans le sol sous-jacent et/ou être adsorbées par la matrice solide du sol lui-même. Elles peuvent également être adsorbées par les sédiments superficiels existants. Enfin, à ces phénomènes physico-chimiques s'ajoutent des phénomènes biologiques liés au développement d'un biofilm de surface constitué principalement d'algues et de bactéries et qui aggrave le phénomène (Barraud *et al.,* 2009).

Le processus de colmatage des ouvrages d'infiltration diffère selon leur nature. Les processus prépondérants dépendent de la qualité de l'effluent, du type de milieu dans lequel l'eau s'infiltre et des conditions de sollicitation du système (Duran-Ros *et al.,* 2009 ; Baveye *et al.,* 1998).

2.2. Types de colmatage

Dans les ouvrages d'infiltration d'eaux pluviales, on distingue trois types de colmatage :

(i) le colmatage physique ou mécanique lié d'une part aux apports de particules solides (Dechesne, 2002 ; Gautier, 1998; Archer *et al.,* 2002; Pokrajac et Deletic, 2002; Siriwardene, 2007) et d'autre part à la compaction du milieu lié aux activités sur le bassin, aux charges d'eau quand le bassin est rempli et aux tassement de dépôts des sédiments eux-mêmes,

(ii) le colmatage biologique est dû au développement de microorganismes (algues, champignons, bactéries, protozoaires) à la surface du système d'infiltration ou sur une épaisseur faible (*e.g*. Baveye *et al.,* 1987 ; Vandevivere *et al.,* 1992 ; Gautier., 1998 ; Rinck-Pfeiffer *et al.,* 2000; Badin, 2009),

(iii) le colmatage chimique qui implique souvent la précipitation et dissolution des minéraux peut servir au développement bactérien en modifiant significativement le milieu poreux (Perez-Paricio, 2000). Le colmatage chimique étant très lié aux deux précédents, il est difficile d'en étudier ces effets isolément sauf à partir d'expériences dédiées en milieu contrôlé.

Cette thèse est accessible à l'adresse : http://theses.insa-lyon.fr/publication/2012ISAL0040/these.pdf
© [C. Gonzalez-Merchan], [2012], INSA de Lyon, tous droits réservés

2.2.1 Colmatage physique

La formation de la couche colmatée a lieu dans les premiers centimètres du sol, où les particules en suspension sont retenues. Ceci provoque un colmatage physique de la surface qui limite la vitesse d'infiltration de l'ensemble du système. Il a été constaté à maintes reprises (Siriwardene *et al.,* 2007 ; Bouwer *et al.,* 2002). Sa présence est facilement détectable (couche de particules fines noires). La Figure 1-2 ci-dessous représente l'horizon de surface dans le bassin d'infiltration Django Reinhardt.

Figure 1-2. *Basin d'infiltration Django Reinhardt***.**

Comme les rejets urbains de temps de pluie sont riches en MES, le colmatage physique est souvent suspecté d'être prépondérant pour les ouvrages d'infiltration d'eaux pluviales. Il dépend du contenu de MES apporté aux ouvrages d'infiltration qui dépendent eux-mêmes de l'efficacité du système de prétraitement en amont (si système il y a), de la granulométrie des particules, du milieu utilisé pour l'infiltration et de sa porosité. (Pitt *et al.,* 1999 ; Kandra *et al.,* 2010).

Dans des milieux très ouverts, les particules en suspension les plus fines peuvent migrer faisant craindre un colmatage plus profond et une migration par transport particulaire ou colloïdal (MacDowell-Boyer *et al.,* 1986 ; Pavelic *et al.,* 1998). En réalité dans les bassins d'infiltration, le colmatage et le transport de particules fines et polluées est faible (Mikkelsen *et al.,* 1997; Dierkes *et al.,* 1999 ; Dechesne, 2002; Ruban, 2005 ; Winiarski *et al.,* 2006). Siriwardene *et al.* (2007) a même montré que les particules inférieures à 6 µm sont les principales responsables du colmatage des biofiltres, colmatage qui est présent à l'interface ouvrage /sol.

La formation d'agrégats (assemblage d'éléments cohérents qui sont plus au moins fragmentés (Mussy et Soutter, 1991)) constitue un phénomène physique qui est susceptible également de diminuer la capacité d'infiltration du sol, due aux conditions hydrophobes de ce dernier (Lassabatère *et al.,* 2007). La formation d'agrégats dépend de la quantité de matière organique dans la couche colmatée et des variations de la teneur en eau (Badin *et al.,* 2009). Elle peut avoir lieu en trois phases (Allison, 1947) :

(i) la dispersion et le gonflement en conditions de saturation entraînent une évolution de la conductivité hydraulique à saturation,

Cette thèse est accessible à l'adresse : http://theses.insa-lyon.fr/publication/2012ISAL0040/these.pdf
© [C. Gonzalez-Merchan], [2012], INSA de Lyon, tous droits réservés

(ii) les conditions de saturation du sol réduisent les forces cohésives entre les particules. Dans les espaces vides, les agrégats sont piégés et les particules vont s'accumuler plus facilement. Selon les propriétés mécaniques et les composants du sol et leur nature, il peut y avoir une rupture des agrégats, entraînant la dispersion de leurs constituants qui s'accumulent dans le milieu poreux. Les microorganismes peuvent aussi y contribuer

(iii) les microorganismes et les agents organiques peuvent se fixer aux agrégats. Cela contribue à la déstabilisation physique du sol.

Compactage

Le compactage est le résultat de la superposition de charges sur la surface des ouvrages d'infiltration. Les charges mises en jeux sont liées à la pression qu'exerce la hauteur d'eau sur le sol sous-jacent (Aagaard *et al.,* 2010) et le réarrangement naturel des grains du sol.

Les pressions hydriques sont le résultat des volumes d'eau stockés temporellement dans l'ouvrage. Elles peuvent modifier les conditions physiques du sol, la vitesse d'écoulement à travers le sol, la texture et le milieu poreux. Le compactage peut dépendre des conditions physiques initiales de l'horizon de surface du sol et de la température. Le compactage joue un rôle sur la capacité d'infiltration du sol et peut conduire au développement du colmatage dans les ouvrages d'infiltration (Baveye *et al.,* 1998).

Au début de la mise en service de l'ouvrage, la pression hydrique sur la surface est faible puisque le stockage d'eau dans l'ouvrage est de courte durée. Les effets du compactage sur le colmatage peuvent donc être négligeables. Au cours du temps, quand l'épaisseur de la couche colmatée est importante, le phénomène de compactage est sans doute plus significatif. Cependant les intervalles de temps sec et de temps de pluie permettent souvent de restaurer les conditions en surface du sol.

La mesure du compactage étant faite à partir du déplacement vertical du sol ou d'un pénétromètre, la mesure *in situ* peut devenir difficile et peu précise puisque la distribution en surface est hétérogène (Schäffer *et al.,* 2008). Par conséquent, il est la plupart du temps impossible à quantifier *in situ* correctement pour ce type d'ouvrage. S. Le Coustumer (2008) a essayé de le quantifier en colonnes mais les incertitudes étaient trop importantes.

2.2.2 Colmatage biologique

Le colmatage biologique se produit dans les premiers centimètres (Baveye *et al.,* 1998 ; Rinck-Pfeiffer *et al.,* 2000 ; Bouwer, 2002).

Sur les ouvrages d'infiltration, ce type de colmatage est dû aux apports en matière organique et à la variation des conditions d'humidité du sol ainsi qu'aux conditions climatiques (notamment les conditions de température et d'ensoleillement) (Vandevivere *et al.,* 1995 ; Baveye *et al.,* 1998 ; Bouwer, 2002). Par conséquent, le colmatage est plus fréquent dans des ouvrages de traitement des eaux usées où les apports en matière organique sont plus importants (Baveye *et al.,* 1998 ; Rinck-Pfeiffer *et al.,* 2000).

Cette thèse est accessible à l'adresse : http://theses.insa-lyon.fr/publication/2012ISAL0040/these.pdf
© [C. Gonzalez-Merchan], [2012], INSA de Lyon, tous droits réservés

Le colmatage biologique est lié :

- à l'accumulation de matière organique dégradé ou vivante dans le milieu poreux,
- à l'accumulation et au développement de microorganismes (algues, champignons, bactéries, protozoaires), qui peuvent adhérer aux solides en suspension, et ainsi diminuer l'espace effectif des pores dans le milieu (Cunninghan *et al.,* 1991 ; Seki et Miyazaki, 2001; Pavelic *et al.,* 2011).

Le colmatage biologique a été étudié en colonnes de laboratoire dans le cadre de traitement des eaux usées (Vandevivere *et al.,* 1995; Baveye *et al.,* 1998). Les travaux de Pavelic *et al.* (2011) et Kandra *et al.* (2011) menés sur de colonnes ont montré d'une part, que le colmatage biologique évolue dans le temps et d'autre part, que la formation de ce dernier a lieu aussi sur les ouvrages d'infiltration et ne peut pas être négligée.

Les facteurs influents sont principalement la matière organique dont la biomasse et son mode de développement ainsi que les conditions climatiques (comme l'ensoleillement et la température de l'air).

2.2.2.1 Rôle de la matière organique de la couche colmatée et de la matière vivante

Les origines de la matière organique sont relatives à la production de la biomasse et aux facteurs exogènes (par exemple, les apports de substances organiques liés au ruissellement des eaux sur les surfaces urbaines, les facteurs climatiques…). Ils jouent un rôle important dans le métabolisme des organismes vivants (*e.g.* plantes, microorganismes) ainsi que pour les fonctions biologiques du sol.

Les dépôts de sédiments sur la surface de l'ouvrage sont non seulement liés aux particules minérales exogènes apportées mais aussi à la production et la dégradation de la matière organique (comme la matière vivante). Celle-ci est sujette aux facteurs climatiques. Il s'agit notamment de la température et l'ensoleillement qui contribuent à leur métabolisme (Baveye *et al.,* 1998). Par ailleurs, les travaux de Gautier (1998) réalisés sur des ouvrages réels de gestion des eaux pluviales, laissent penser que la formation du colmatage biologique est liée à la durée de temps sec et aux fluctuations saisonnières.

Nous avons vu que les quantités de matière organique sont localisées principalement sur la surface de l'ouvrage (Dechesne, 2002; Albrechtsen *et al.,* 2001; Cannavo *et al.,* 2010). En effet la perte de la capacité d'infiltration de l'ouvrage à long terme induit l'accumulation des sédiments et donc l'accumulation de la matière organique dans la surface de l'ouvrage.

Enfin, nous l'avons déjà évoqué, le contenu de la matière organique et l'activité microbienne sont liées et contribuent à la formation d'agrégats. Leur interaction peut contribuer à l'augmentation du colmatage (Winiarski *et al.,* 2006).

Parmi la matière organique, la matière vivante, constituée par les organismes vivants qui peuvent être d'origine végétale, animale, microbienne, fongiques, peut jouer un rôle particulier dans le colmatage favorable et défavorable. Elle peut-être quantifiée par le contenu de biomasse dans le sol (Badin, 2009).

Cette thèse est accessible à l'adresse : http://theses.insa-lyon.fr/publication/2012ISAL0040/these.pdf
© [C. Gonzalez-Merchan], [2012], INSA de Lyon, tous droits réservés

La présence de matière végétale (système racinaire), animale (vers de terre ou invertébrés) ou microbienne peuvent agir favorablement sur la capacité d'infiltration de l'horizon de surface de l'ouvrage. Nous l'avons évoqué déjà, les activités de bioturbation des invertébrés changent les propriétés physiques, chimiques et biologiques du sol (Krantzberg, 1985) et peuvent réduire les effets du colmatage (Nogaro *et al.,* 2009). Cependant, la bioturbation est liée aux conditions de température et au contenu en nutriments du milieu (Dechesne *et al.,* 2005 ; Nogaro *et al.,* 2008) ainsi qu'à son épaisseur et sa granulométrie. Pour des couches en conditions saturées par exemple, la bioturbation peut être importante sur un sédiment d'un bassin d'infiltration et inexistante sur un autre (Mermillod-Blondin, 2007). Ceci dit les bienfaits de la bioturbation n'ont jamais été pas prouvés à l'échelle d'un bassin complet. Plus intéressant et plus important est le rôle potentiellement favorable des plantes sur le colmatage, nous lui consacrerons ultérieurement un paragraphe à part entière.

S'agissant de colmatage biologique, sa formation est plutôt imputable à l'accumulation de la biomasse et aux produits issus du métabolisme bactérien dans les pores. La biomasse accumulée dans le milieu poreux peut se présenter dans un état actif ou inactif. Dans les ouvrages d'infiltration, la dynamique de la biomasse est influencée par les états secs et humides du système (Badin, 2009). Le colmatage peut donc être induit par une croissance des microorganismes et une production de substances polymériques extracellulaires, au travers du développement d'un biofilm (Holm, 1999; Rinck-Pfeiffer *et al.,* 2000).

Un biofilm est une communauté de microorganismes (bactéries, champignons, etc.) adhérents entre eux, fixés à une surface et caractérisé par la sécrétion d'une matrice adhésive et protectrice. Il peut être défini comme un agglomérat de matières minérales et organiques qui se forme à la surface de l'ouvrage d'infiltration. Il mesure quelques centimètres d'épaisseur. Les biofilms sont présents partout où la vie peut exister et principalement sur toutes les surfaces humides, comme celles du fond des bassins d'infiltration. Pour se maintenir, le biofilm a besoin d'un taux d'humidité minimum (Bavaye *et al.,* 1998). Dans le cas des bassins d'infiltration, les périodes de mise en eau et les périodes d'assèchement se succèdent. Pendant les périodes d'assèchement les biofilms se développent moins (et les existants peuvent même se dégrader), sauf si le bassin est colmaté et que le fond garde une humidité suffisante (Schuh, 1990).

En outre, le développement des microorganismes dans le biofilm et ses composants (bactéries et/ou algues) peut avoir un effet selon les saisons sur le colmatage. Les algues participent indirectement au colmatage, par la photosynthèse. Leur activité biochimique peut entraîner la cimentation sur la surface de l'ouvrage (Schuh, 1990).

Thullner *et al.* (2002) ont étudié la relation entre la décroissance de la porosité et la conductivité hydraulique en présence de la biomasse. Les résultats montrent une diminution de la conductivité hydraulique à saturation due à la croissance des agrégats et de la biomasse quand celle-ci est distribuée uniformément comme un biofilm.

Le comportement de la population bactérienne dans le système d'infiltration peut être décrit comme suit :

Cette thèse est accessible à l'adresse : http://theses.insa-lyon.fr/publication/2012ISAL0040/these.pdf
© [C. Gonzalez-Merchan], [2012], INSA de Lyon, tous droits réservés

- Les bactéries sont mobiles quelles que soient les conditions chimiques et hydrodynamiques. Elles participent activement au fonctionnement du sol. (Marshall, 1980; Larmet *et al.,* 2007).
- La plupart mesurent entre 0.5 et 2 µm. Les bactéries peuvent potentiellement jouer un rôle dans le transport des métaux lourds et leur transfert dans le milieu poreux (Bellin et Rao 1993, Ledin 2000).
- Les bactéries sont en particulier abondantes à la surface des sols, généralement riche en substrat. Les populations bactériennes sont liées d'une part au type de milieu et à la profondeur, et d'autre part aux variations environnementales.

Le colmatage biologique par la biomasse se développe alors en différentes étapes (Seifert, 2005) : (i) le transfert de la biomasse dans le sol sous-jacent entraîne une dispersion hydrodynamique, (ii) la biomasse devient inamovible dans le profil du sol en modifiant le milieu poreux, (iii) le contenu de la biomasse diminue la conductivité hydraulique du sol sous-jacent.

Il s'avère globalement et en tout état de cause que le contenu de la biomasse est une information intéressante qui permet de décrire le colmatage biologique.

La liaison entre la biomasse et la perméabilité n'est pas directe pour ce qui concerne les fonds de bassins d'infiltration et les études y afférant sont limitées. Cette liaison entre la biomasse et la perméabilité a cependant déjà été utilisée par Taylor *et al.* (1990) ; Baveye *et al.* (1998) et Seifert (2005), pour la gestion des eaux usées.

2.2.3 Colmatage chimique

Le colmatage chimique se produit dans le milieu poreux. Il est le résultat de la précipitation de $CaCO_3$ (Rinck-Pfeiffer *et al.,* 2000) et de la dissolution de minéraux qui peuvent altérer significativement la porosité et la perméabilité du sol. La géométrie et l'espace des pores sont donc liés aux propriétés des particules solides du sol, des matériaux constituant le milieu dans lequel s'opère le transfert.

En outre, l'introduction de particules argileuses et de matière organique dans le milieu poreux peut induire la formation d'un colmatage chimique. Rengasamy *et al.* (1996) et Baveye *et al.* (1998) ont montré que la décroissance de la concentration d'électrolytes, la croissance de l'adsorption de sodium et les solutions de percolation jouent un rôle sur le transfert de l'eau dans le milieu poreux. La capacité d'infiltration peut donc être réduite en raison des processus de gonflement et de dispersion de particules (Baveye *et al.,* 1998).

Pour les ouvrages d'infiltration, la présence du colmatage biologique et physique implique un colmatage chimique (Rinck-Pfeiffer *et al.,* 2000), si bien que ce dernier est très compliqué à isoler. C'est la raison pour laquelle, ultérieurement dans le travail, nous n'y ferons pas explicitement référence.

2.2.4 Facteurs influents dans la formation du colmatage

Le colmatage sur les ouvrages d'infiltration est dû principalement à l'interaction du colmatage physico-chimique et biologique au sein de la surface du système (Baveye *et al.,* 1987 ; Vandevivere 1992). Cette interaction joue un rôle sur la capacité d'infiltration de l'ouvrage. Par

Cette thèse est accessible à l'adresse : http://theses.insa-lyon.fr/publication/2012ISAL0040/these.pdf
© [C. Gonzalez-Merchan], [2012], INSA de Lyon, tous droits réservés

conséquent ce phénomène dépend (Cunninghan *et al.,* 1987 ; Rice 1974) :

- du compactage du sol,
- des charges d'eaux
- du dépôt de matières en suspension, et de sa concentration dans les apports,
- de la taille des particules,
- du développement des algues et de microorganismes,
- de l'action des bactéries sur le terrain,
- du développement des plantes,
- de la précipitation ou dissolution des solides lors de la mise en contact des effluents et du sol,
- de la structure du milieu poreux
- des facteurs climatiques tels que le changement saisonnier, les périodes de temps secs et les périodes humides peuvent avoir un effet sur l'évolution du colmatage. Par exemple, le biofilm et ses composants (bactéries et/ou algues) peuvent avoir un effet saisonnier. Les algues, qui participent indirectement au colmatage, peuvent évoluer en lien avec la photosynthèse qui dépend du rayonnement solaire. Ceci, peut favoriser la cimentation de la surface induite par les méchanismes biologiques, physique et chimiques qui interviennent (Schuh, 1990).

Comme l'alternance mise en eau-assèchement est typique des ouvrages d'infiltration d'eaux pluviales, elle est donc favorable à l'élimination du biofilm et des activités bactériennes en surface lors de périodes sèches et à son développement en période d'humidité. L'alternance des périodes sèches et des périodes humides permet de restaurer en partie la conductivité hydraulique, (optimisant la capacité d'infiltration du sol) (Le Coustumer, 2008 ; Proton, 2008). Les études de Schuh (1990) et Platzer *et al.* (1997) ont déterminé, qu'un assèchement de l'ouvrage pendant quelques jours permet de restaurer la vitesse d'infiltration de l'ouvrage d'infiltration de recharge de nappe.

Les études réalisées par Gautier (1998), ont montré une corrélation entre le niveau de colmatage et la durée de temps sec et des fluctuations saisonnières provenant d'un probable colmatage biologique.

Les variations climatiques sont également marquées par les changements saisonniers. Ces variations jouent un rôle sur la température de l'eau, de l'air et du sol, et par conséquent sur la viscosité de l'eau qui a un impact direct sur la perméabilité (Jaynes 1990 ; Emerson et Traver, 2008).
Cerda (1996, 1997) a évalué la capacité d'infiltration d'un bassin versant de 7 500 m² localisé en climat Méditerranéen (étés chauds et secs et des hivers doux et humides) à l'aide d'un anneau simple. Ces travaux ont montré que pendant les saisons humides, il y a une diminution de la capacité d'infiltration du sol. La capacité d'infiltration pendant les saisons d'été est plus élevée que pendant les saisons de printemps, d'hiver et d'automne (1.4 fois supérieure à celle d'hiver ; 1.5 à celle de printemps et 1.2 fois à celle de l'automne).

Cette thèse est accessible à l'adresse : http://theses.insa-lyon.fr/publication/2012ISAL0040/these.pdf
© [C. Gonzalez-Merchan], [2012], INSA de Lyon, tous droits réservés

En général, la capacité d'infiltration augmente pendant les périodes sèches ou chaudes. C'est-à-dire que les taux d'infiltration augmentent à la fin du printemps et l'été, et diminuent à partir de la fin de l'été jusqu'à l'automne. C'est pourquoi, il faut avoir un contrôle saisonnier selon le développement de la matière organique, de l'activité végétale et des microorganismes.

Les conditions hivernales ont une influence significative sur la performance hydraulique des ouvrages d'infiltration d'eaux pluviales. Fach *et al.*, (2010) ont beaucoup étudié ces conditions en Autriche où les conditions hivernales sont particulièrement rigoureuses. Il s'avère effectivement que les températures basses (en dessous de zéro) dégradent les capacités d'infiltration (d'un facteur d'environ 3 entre une température à +5°C et une température à -5°C à même niveau d'humidité). Il la dégrade d'autant plus que la teneur en eau initiale est grande. Néanmoins, les résultats montrent (sur des colonnes puis sur site réel) que le fonctionnement des noues d'infiltration est satisfaisant en conditions hivernales, malgré une diminution des performances.

3. Influence des conditions de conception, de gestion et d'évolution du colmatage dans les ouvrages d'infiltration d'eaux pluviales

Les conditions de conception (*i.e.* composition des bassins, implantation, structures des solutions techniques), de maintenance et d'utilisation peuvent également jouer un rôle sur la formation et l'évolution du colmatage.

Nous explorons dans cette partie la manière de concevoir les ouvrages d'infiltration la disposition des structures, les solutions techniques et les conditions de maintenance et leur influence vis-à-vis du colmatage.

3.1. Les méthodes de conception

Vis-à-vis du colmatage potentiel, les méthodes de dimensionnement hydraulique des systèmes d'infiltration émettent généralement des prescriptions à deux niveaux : (i) sur la perméabilité (conductivité hydraulique) du sol initial et (ii) sa décroissance possible au cours du temps.

Le choix de sol sous-jacent initial de l'ouvrage constitue un facteur important à prendre en compte dans la conception de l'ouvrage (Barraud *et al.,* 2011). Les recherches menées par Le Coustumer (2008), Bratières *et al.* (2010) sur des biofiltres drainant des eaux pluviales montrent que la chute de conductivité hydraulique à saturation est d'autant plus importante que la conductivité hydraulique à saturation du sol initiale est forte même si globalement une condition initiale forte reste plus performante au cours du temps.

Les recommandations pour les valeurs initiales des conductivités hydrauliques des sols dépendent d'un pays à l'autre et des prescripteurs : *e.g*. au moins égales à 12.5 mm/h (environ 3.5 x 10^{-6} m/s) en Nouvelle Zélande et aux Etats-Unis (ARC, 2003 ; Claytor and Schueler, 1996 ; Winogradoff, 2002), entre 10^{-4} et 10^{-5} m/s en Autriche (ONORM B2501-1, 2000), supérieures à 50 -200 mm/h (soit 1.5 et 5.5 x 10^{-5} m/s) (Melbourne Water, 2005). En France, les recommandations que l'on trouve dans la littérature (Grand Lyon, 2007) sont en général les suivantes : les sols dont la conductivité hydraulique (à saturation) varie entre 10^{-6} – 10^{-4} m/s

Cette thèse est accessible à l'adresse : http://theses.insa-lyon.fr/publication/2012ISAL0040/these.pdf
© [C. Gonzalez-Merchan], [2012], INSA de Lyon, tous droits réservés

peuvent *a priori*, être envisagés pour un système d'infiltration. Pour une conductivité hydraulique très élevée (en dessous de 10^{-2} m/s par exemple) des précautions s'imposent car elle peut conduire à des transferts de pollution très rapides et peu maîtrisés (cas des sols faillés présentant des écoulements hétérogènes (Karst,...), dans lesquels il faut proscrire l'infiltration (Barraud *et al.,* 2006)). Dans le Guide de Conception des techniques alternatives du Grand Lyon (Grand Lyon, 2007), la recommandation est que la conductivité doit être comprise entre 10^{-5} et 10^{-2} m/s, dans le cas d'une perméabilité plus forte que 10^{-2} m/s des dispositifs de prétraitement.

Comme le souligne Moura (2008), si l'on s'appuie sur la littérature faisant la plupart du temps référence à des limites applicables en conception (limite à partir de laquelle il est raisonnable de ne pas infiltrer), on suppose généralement qu'un système présentant une conductivité hydraulique à saturation (mesurée en différents points) inférieure à 10^{-6} m/s dysfonctionne (Azzout *et al.*, 1994 ; CIRIA, 1996 ; Ellis, 2000 ; Wong, 2006).

Pour prendre en compte le colmatage, les méthodes de conception ont recours à un coefficient de sécurité. À titre d'exemple celles que l'on trouve le plus communément dans la littérature sont présentées dans le Tableau 1-4. Soit il y a minimisation de la conductivité hydraulique du sol initial, soit minimisation de la surface d'infiltration, soit encore qu'une partie des apports ne s'infiltre pas. Par exemple, Furumai (2005) prend en compte le colmatage en considérant que 10 % des apports simulés sur le bassin versant ne s'infiltrent pas.

Parfois les marges de sécurité prises dépendent du type de sol support et parfois d'autres conditions (*e.g*. présence ou absence de prétraitement, type de bassin versant), (Browne *et al.,* 2011 ; Azzout *et al.*, 1994). Cependant, dans la majorité des cas, la conception de l'ouvrage ne considère pas l'évolution du colmatage dans le temps.

Tableau 1-4. *Coefficient de sécurité (U), appliqués sur la conductivité hydraulique (K), pour la conception des ouvrages d'infiltration d'eaux pluviales***.**

Pays	U
Australie (Wong, 2006)	0.5
France (Azzout *et al.,* 1994)	Dépend du type de technique, du type d'entretien, du type d'apport (organigrammes proposés)
Japon (Imbe, 2002)	0.8
Nouvelle Zélande (Auckland City Council, 2003)	0.7
Pays bas (Leeflang *et al.,* 1995)	U = 0.5 si *Ks* est mesurée *in situ*, U = 0.3 si *Ks* est estimé
Royaume-Uni (CIRIA, 2007)	*Ks* est divisée par les valeurs $\in$ [1.5, 10]
Suède et USA (Leeflang et al., 1995)	essai *in situ* pour déterminer *K* et 0.3< U <0.5

Cette thèse est accessible à l'adresse : http://theses.insa-lyon.fr/publication/2012ISAL0040/these.pdf
© [C. Gonzalez-Merchan], [2012], INSA de Lyon, tous droits réservés

3.2. Rôle de la constitution des ouvrages

Les ouvrages, nous l'avons vu, peuvent être constitués différemment. Nous examinons dans la suite le rôle et le mode de fonctionnement potentiel de certaines formes de constitution des ouvrages, du moins celle qui peuvent jouer un rôle dans la formation ou le retardement du colmatage : la végétation, la composition de l'interface ouvrage/sol et la présence d'une structure de prétraitement.

3.2.1 La végétation

Dans un ouvrage d'infiltration d'eaux pluviales, la végétation est soit implantée volontairement, soit spontanée. Saulais (2011) montre bien en outre qu'une végétation implantée intentionnellement, à moins d'un entretien extrêmement scrupuleux, évolue indépendamment des intentions de départ. Néanmoins son rôle ne peut être occulté.

Dans un ouvrage d'infiltration d'eaux pluviales, le rôle principal qui est le plus souvent mis en avant concerne son aptitude à créer des conditions en matières de piégeage des polluants (Hatt *et al.,* 2007 ; Saulais *et al.,* 2010).

Les avantages des végétaux dans les ouvrages d'infiltration les plus souvent cités sont (NCDENR, 2007) :

- la diminution des concentrations de nutriments (qui dépend de la plante et la structure racinaire de l'espèce (Bratières *et al.,* 2008)),
- la stabilisation des facteurs environnementaux tels que la température de l'eau et la concentration d'oxygène dans les sédiments,
- la stabilisation du sol, des agrégats et la réduction des polluants adhérés aux particules sédimentaires tels que les métaux lourds (Bedell *et al.,* 2009),
- la mise en place de la végétation peut avoir des effets sur la texture du sol due à l'évolution de la plante ; mais aussi elle peut modifier les conditions physiques et biologiques du sol (Saulais, 2011), en conséquence la capacité d'infiltration du sol peut être modifiée.

Cependant le rôle de la végétation sur le colmatage est bien réel, parfois bénéfique parfois moins comme nous l'expliquerons au paragraphe 3.2.1.2.

3.2.1.1 Processus de végétalisation

La colonisation naturelle d'un sol nu débute par la germination des graines qui ont été apportées dans le milieu par différents agents : l'eau, le vent, les animaux. Une fois présentes dans le sol, les graines peuvent mettre du temps à germer (Saulais, 2011).

Le type de végétation qui se met en place dans un milieu dépend notamment des conditions abiotiques. Plusieurs facteurs sont considérés comme indispensables à la vie de la plante : l'accès à la lumière, l'oxygénation du milieu, la disponibilité en eau et nutriments (Saulais, 2011).

Cette thèse est accessible à l'adresse : http://theses.insa-lyon.fr/publication/2012ISAL0040/these.pdf
© [C. Gonzalez-Merchan], [2012], INSA de Lyon, tous droits réservés

Dès qu'il pleut, l'eau du sol et les nutriments sont massivement absorbés par les racines superficielles de la plante. La dynamique des nutriments dans la plupart des écosystèmes dépend de l'équilibre entre « l'offre » (disponibilité) des nutriments dans le sol et les demandes nutritionnelles des plantes (Meyer *et al.,* 2008).

L'eau est un facteur très influant sur la nature des espèces qui peuvent se développer dans le milieu. Celle-ci est éliminée en partie par la transpiration. La disponibilité en eau pour les plantes va dépendre notamment de la texture et la structure du sol, avec une plus faible disponibilité dans les sols argileux très compacts (ce qui n'est pas le cas des fonds de bassins d'infiltration). Les espèces végétales peuvent présenter des exigences en eau très différentes les unes des autres et vivre en milieu plus humides.

3.2.1.2 La structure racinaire et la partie aérienne

Le système racinaire

La plante explore l'horizon du sol via son système racinaire qui peut présenter des dimensions considérables (Saulais, 2011).

Il diffère grandement d'une espèce à l'autre. Certaines développent un système pivotant, d'autres un système fasciculé… ainsi la zone d'échange avec le milieu sera propre à l'espèce. La Figure 1-3 présente différents types de racines.

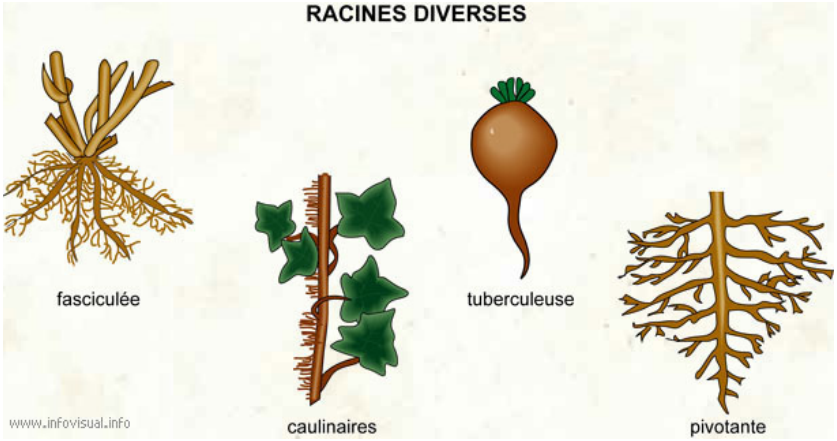


Figure 1-3. *Types des racines des végétaux.(source: http://www.infovisual.info/01/013_fr.html)*

Le système racinaire est un réseau de grandes racines pérennes, ligneuses, portant un réseau de très nombreuses petites racines latérales fines, dont la durée de vie est plus courte et le renouvellement rapide (*Cf.* Figure 1-3).

Les racines assurent différents rôles (Meyer *et al.,* 2008) :

- un rôle mécanique d'ancrage et de stabilisation. Ce système est très efficace pour résister à la force du vent.
- un rôle dans la nutrition : les racines sont le siège de l'absorption d'eau et d'éléments minéraux. L'absorption la plus active a lieu au niveau des fines racines mycorhizées.

Cette thèse est accessible à l'adresse : http://theses.insa-lyon.fr/publication/2012ISAL0040/these.pdf
© [C. Gonzalez-Merchan], [2012], INSA de Lyon, tous droits réservés

- un rôle dans la relation avec l'environnement biotique du sol grâce à l'excrétion d'exsudats racinaire.
- un rôle dans la multiplication végétative, le plus souvent par l'émission de racines adventives à partir d'un nœud de la tige, la racine grandissant par son extrémité.

La partie aérienne peut également présenter des formes diverses et jouer un rôle dans le maintien de la perméabilité du sol. Si la plante présente des tiges donnant prise au vent par exemple, elle peut par effet mécanique aérer le sol ou le sédiment qui l'entoure et ainsi contribuer au maintien d'une certaine perméabilité.

De même le couvert végétal que la partie aérienne peut permettre de protéger le fond du rayonnement solaire (ombre), ce qui est de nature à limiter le développement du biofilm.

3.2.1.3 Influence de la végétation sur la capacité d'infiltration

La présence de végétation, on le sait, a une influence sur la capacité d'infiltration. Nous faisons l'état de l'art en deux points : d'un point de vue général (observation sur toute sorte de système d'infiltration (traitement des eaux usées, recharge de nappe, potabilisation de l'eau par filtre à sable, tranchées ou biofiltres) et du point de vue particulier des systèmes d'infiltration des eaux pluviales.

De manière générale

A partir des synthèses de Le Coustumer (2008) que nous avons complétées, les principales observations montrent que :

- Un sol végétalisé peut présenter une conductivité hydraulique supérieure au sol nu imputable à la création de macropores lors de la dégradation des racines des plantes ainsi qu'à l'activité plus importante de la microfaune dans les sols végétalisés selon Gardner (1962) cités dans Dunne *et al.* (1991) et Archer *et al.* (2002) (observations faites en milieu agricole et naturel). Les études de Mubarak *et al*.(2010) et Archer *et al*. (2002) semblent également montrer un effet favorable de la végétation sur la conductivité hydraulique (augmentation de la conductivité hydraulique ou restauration au cours du temps).
- La végétation permettrait d'augmenter la conductivité hydraulique d'un facteur de 2 par rapport à un sol nu, (Cammeraat, 1999 et Cerda., 1997) ; observations faites sur des sols arides plantés d'espèces telles que *Stipa tenacissima*. Cela serait dû au système racinaire qui se développe et permet d'établir des connexions plus nombreuses entre les pores du sol (Mubarak *et al.,* 2009).
- Cependant la végétation réduirait initialement la conductivité hydraulique puis l'augmenterait avec le temps. Gile *et al.* (1995) expliquent que pendant la croissance initiale des racines, la conductivité hydraulique a tendance à diminuer car les racines occupent l'espace poral. Avec le temps et la mort des racines, des macropores se recréent progressivement.
- D'après Moore *et al.* (2011), des racines longues à travers le sol favoriseraient l'augmentation de la conductivité hydraulique par la création d'écoulements préférentiels. Ces résultats ont été obtenus à partir de la comparaison de deux ouvrages d'infiltration d'eaux pluviales en service. Le premier ouvrage a été conçu avec la végétation en place ; il

Cette thèse est accessible à l'adresse : http://theses.insa-lyon.fr/publication/2012ISAL0040/these.pdf
© [C. Gonzalez-Merchan], [2012], INSA de Lyon, tous droits réservés

présentait en surface du gazon, quatre différents types de plantes graminées et des herbes résistantes à la sécheresse. Le deuxième a été conçu initialement avec du gazon, au cours du temps deux types de graminées ont été mis en place. Cette étude de performance a été basée sur des observations qualitatives.

- En outre, Morgan *et al.* (1995) (cité dans Archer *et al.,* 2002) a vérifié que les espèces à racines fines et denses en surface (comme par exemple *Agrostis tenuis*) diminueraient la conductivité hydraulique : les racines créent un tapis épais à la surface du sol remplissant l'espace poral qui diminueraient la perméabilité du sol support.
- Selon (Dunkerley, 2000), plus on s'éloigne de la base de la plante plus la conductivité hydraulique diminue (observations faites sur *Maireana*).
- Afin de comprendre la recharge des nappes et le rôle de la végétation Archer *et al.* (2002) ont étudiés un bassin dont le sol support est d'origine alluvial. Ces études ont montré que lorsque l'on est en présence de racines fines à la surface et épaisses en profondeur, deux mécanismes peuvent entrer en compétition. L'un est lié aux racines fines qui ont un renouvellement très rapide et créent une grande quantité de matière organique remplissant l'espace poral. Le deuxième est lié aux racines plus grosses, dont le renouvellement est plus lent et conduit à un développement plus en profondeur, qui en mourant conduit à la création de canaux et donc d'écoulements préférentiels.
- Par ailleurs, la végétation peut contribuer également à diminuer la conductivité hydraulique à saturation dans les milieux humides, ce qui pourrait être imputable aux effets des exsudats racinaires (Schueler *et al.*, 1992). Les exsudats de nature très diverse, font du sol un compartiment d'excrétion végétal (Meyer *et al.,* 2008).

Il ressort de la revue bibliographique générale que les mécanismes sont très dépendants des plantes, du type de sol, des conditions climatiques et des différentes périodes de vie de la plante. Les études sont ponctuelles et centrées sur certaines conditions (espèces, types de sol particuliers) si bien qu'il n'est pas aisé d'en tirer des conclusions générales sinon quelques hypothèses sur leur rôle potentiel. Examinons maintenant les expériences menées sur les systèmes d'infiltration des eaux de ruissellement pluvial ou sur des dispositifs expérimentaux censés les représenter.

<u>Rôle de la végétation dans les systèmes d'infiltration des eaux de ruissellement pluvial</u>

Les guides techniques suggèrent la mise en place de la végétation au fond du bassin puisqu'elle est suspectée d'améliorer la capacité d'infiltration (Sommer 2009 ; USEPA, 2003 ; MOE, 2003 ; Washington State Department of Ecology Water Quality Program, 2005 ; Barraud *et al.,* 2006 ; Wong *et al.,* 2006 ; Gulliver, 2008 ; CIRIA, 2007).

Les études réalisées par Le Coustumer (2008) concernent 135 colonnes de grandes tailles supposées représentatives de biofiltres (tranchées d'infiltration) qui ont été plantées de 5 espèces (*Carex apressa, Dianella revoluta, Microleana stipoides, Leucophyta brownii, Melaleuca ericifolia)* en 5 réplicats et selon différentes configurations en termes d'épaisseurs et de composition du sol support, de mode d'alimentation (quantité et qualité, notamment

Cette thèse est accessible à l'adresse : http://theses.insa-lyon.fr/publication/2012ISAL0040/these.pdf
© [C. Gonzalez-Merchan], [2012], INSA de Lyon, tous droits réservés

différentes concentrations de MES). L'expérimentation a été menée sur une période de 40 à 72 semaines. Elle montre clairement que seule l'espèce *Melaleuca ericifolia* permet de limiter le colmatage des ouvrages dans la majorité des configurations testées, les conductivités hydrauliques finales étant semblables ou supérieures aux conductivités initiales. L'hypothèse avancée pour expliquer cette différence de comportement est l'architecture et le type de racines des plantes. *Carex* par exemple avait des racines très longues, très fines et très fournies alors que *Melaleuca* présentait de racines moins denses en surface mais plus épaisses. Ces résultats semblent donc corroborer l'hypothèse d'Archer *et al.* (2002) qui stipule que les racines denses en surface auraient tendance à créer un matelas limitant la conductivité hydraulique.

Lewis *et al.,* (2008) ont mené une étude sur un biofiltre *in situ* drainé par un bassin versant routier de petite taille (4 500 m²). Le biofiltre divisé en trois cellules a été suivi événement par événement en termes de hauteur d'eau et de débit au pas de temps de la minute pour chaque évènement. Ces travaux ont montré qu'après une réduction importante de la conductivité hydraulique sur une période de l'ordre de 6 mois, une augmentation vers la valeur originelle a été observée sur l'année qui a suivi. Ceci peut être lié au développement du système racinaire des plantes dans l'ouvrage (*Cf.* Figure 1-4). Par ailleurs, il a été +montré que la végétation permettait de réduire l'érosion dans l'ouvrage.

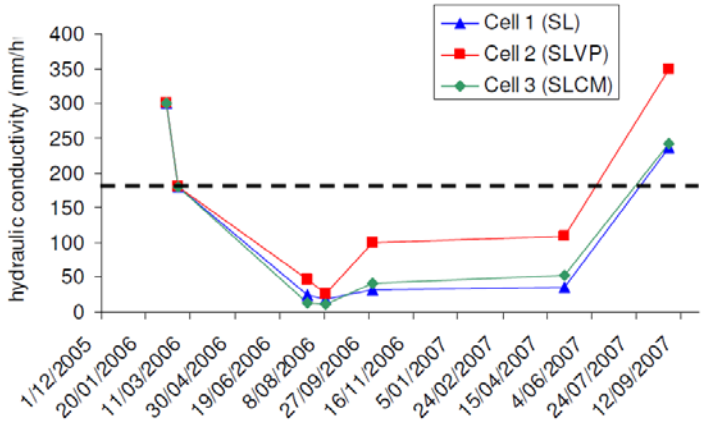


Figure 1-4. *L'évolution de la conductivité hydraulique d'un bassin de biofiltration au cours du temps (Source : Lewis et al., 2008). Cell (SL) : Cellule 1 composée de Sable limono - argileux ; Cell (SLVP) : Cellule 2 composée de 80% Sable limono - argileux , 10%vermiculite, 10% perlite ; Cell (SLCM) : Cellule 3 composée de 80% Sable limono, 10% compost, 10% paillage de bois.*

Une étude supplémentaire sur trois biofiltres de petit taille (Surface < 1 ha) (Hatt *et al.,* 2009) a permis d'observer que la végétation permettait de préserver la conductivité hydraulique. L'un de biofiltres est drainé par un bassin versant résidentiel. Les deux autres sont drainés chacun par un bassin versant routier. Pour cette étude, la capacité d'infiltration des ouvrages a été suivie pendant 18 mois, 7 mesures de la conductivité hydraulique ont été réalisées. Les résultats laissent penser que la croissance des racines à travers le sol permet de diminuer l'effet de compaction sur la couche colmatée.

Les recherches de Bratières *et al.* (2010) ont testé des biofiltres alternatifs à base de sable, dont la spécification technique et la construction serait facile et fiable. Cette expérience

Cette thèse est accessible à l'adresse : http://theses.insa-lyon.fr/publication/2012ISAL0040/these.pdf
© [C. Gonzalez-Merchan], [2012], INSA de Lyon, tous droits réservés

comportait vingt colonnes, dans lesquels les deux sables fins de conductivités hydrauliques initiales différentes étaient testés en configuration plantée et non plantée. Cette étude a été suivie pendant 13 mois, où 5 mesures de la conductivité hydraulique à saturation ont été faites. Cette étude a mis en évidence qu'au début de l'expérience les colonnes avec végétation présentaient une capacité d'infiltration supérieure aux colonnes sans végétation. Cependant, la capacité d'infiltration dans les biofiltres plantés a réduit significativement au cours de temps pour finalement atteindre des valeurs similaires aux biofiltres sans végétation (sables qui présentent une conductivité hydraulique à saturation qui varie entre 9.9×10^{-5} et 1.8×10^{-4} m/s).

A partir d'un modèle et afin d'étudier la performance des ouvrages d'infiltration à long terme Lucas (2010) a simulé des tranchées et des biofiltres. Ces simulations ont été réalisées sous différentes conditions de configuration de l'ouvrage, de conditions du sol, où la présence de végétation a été prise en compte. Les apports aux systèmes ont été considérés sous conditions extrêmes avec des pluies de 24 h. Ces études permettent de représenter l'écoulement horizontal et vertical de l'eau en prenant en compte l'influence des plantes. Les résultats ont mis en évidence le fait que la végétation permet d'améliorer la structure du sol, même si la capacité de stockage de la tranchée a été réduite. En outre, cette étude a observé que la mise en place d'une végétation haute peut contribuer à augmenter l'évapotranspiration, à améliorer l'équilibre hydrique et à protéger la surface de l'ouvrage (effet d'ombre).

Les études menées sur des conditions proches de celles rencontrées sur les ouvrages d'infiltration montrent donc un rôle potentiellement bénéfique de la végétation, mais pas de n'importe quelle espèce. Le système racinaire est souvent mis en exergue pour expliquer son rôle dans le maintien, l'amélioration ou la décroissance de la conductivité hydraulique. Des racines plus grossières et ne formant pas de tapis dense semblent être plus adaptées. Cependant, il y a vraisemblablement des comportements différents de la végétation au cours du temps. On voit par exemple une « régénération » de la conductivité hydraulique (Lewis *et al.*, 2008) ou au contraire une dégradation pour Bratières *et al*. (2010) dans d'autres conditions.

Cependant les études spécifiques sur le rôle de la végétation vis-à-vis de la capacité d'infiltration des ouvrages de gestion des eaux pluviales restent limitées dans le temps (expérience qui n'excède pas 2 ans). Les dispositifs expérimentaux, même s'ils tentent de se rapprocher de conditions réelles, fonctionnent malgré tout dans des modalités qui ne sont pas tout à fait réalistes (rythme des apports, influence des facteurs climatiques, durée des observations, …). Ainsi elles donnent peu d'information sur le fonctionnement des systèmes d'infiltration des eaux pluviales en service où la végétation est implantée depuis un certain nombre d'années et sur différentes périodes de vie des plantes.

3.2.2 Modification de la composition du sol sous-jacent ou de l'interface ouvrage/sol

3.2.2.1 Amendement du sol sous-jacent ou de l'interface ouvrage/sol

Afin d'améliorer la capacité d'infiltration des ouvrages notamment au niveau de la surface de l'ouvrage, des tests d'amendements ont été réalisés.

Cette thèse est accessible à l'adresse : http://theses.insa-lyon.fr/publication/2012ISAL0040/these.pdf
© [C. Gonzalez-Merchan], [2012], INSA de Lyon, tous droits réservés

De nombreuses études (Ouattara *et al.,* 2007 ; Pagliai *et al.,* 2004 ; Celik *et al.,* 2004 ; Aggelides et Londra, 2000 par exemple) ont montré que l'ajout de compost permettait d'améliorer les propriétés physiques des sols, en augmentant la macroporosité, diminuant la densité et augmentant la conductivité hydraulique.

Le Coustumer (2008) a alors étudié le rôle de différents ajouts pour amender le sol du point de vue du colmatage sur des systèmes représentatifs des biofiltres. À partir d'un sol initial (sable limoneux typique des biofiltres) il a testé l'influence de différents ajouts sur la performance des systèmes et notamment l'influence d'un ajout de vermiculite et de perlite (V+P) et l'ajout de compost. La composition de la variante V+P est de 80% de sable limoneux, 10% de Vermiculite et 10% de Perlite. Celle avec compost est de 80% de sable limoneux, 10% de compost organique et 10% de mulch. Quinze colonnes (les 3 variantes en 5 réplicats de diamètre de l'ordre de 40 cm sur 70 cm de profondeur) ont été alimentées par des eaux semi-synthétiques et plantés de *Carex apressa*. Les différents ajouts testés ont montré que l'apport de V+P ou de compost permettait d'augmenter la conductivité hydraulique initiale entre le sable limoneux (de l'ordre de 250 mm/h) et le sol avec l'ajout de compost (272 mm/h) ou de V+P (600 mm/h). Cependant, au bout de 72 semaines pour V+P et 39 pour le compost, les conductivités hydrauliques n'ont pas été très différentes de celles du sol sans amendement. Les ajouts de V+P ou de compost ne permettent donc pas de limiter le colmatage, mais seulement d'augmenter la conductivité hydraulique initiale.

3.2.2.2 Protection des interfaces du fond de l'ouvrage

Afin de protéger la surface du sol sous-jacent et de réduire les effets du colmatage biologique les guides de conception et de maintenance des ouvrages d'infiltration suggèrent de: protéger le fond des bassins d'infiltration construits à l'air libre par une couche de graviers ou d'un autre matériau granulaire, de manière à le protéger de la lumière et donc du développement des biofilms (Barraud *et al.,* 2006) . Un géotextile peut également être placé au fond ou à quelques dizaines de centimètres de profondeur en dessous de la couche drainante (Dechesne, 2002).

Selon Barraud *et al.*, (2009), l'adjonction d'un géotextile à quelques dizaines de centimètres de profondeur peut également avoir un impact positif sur l'homogénéisation des flux d'eau notamment les géotextiles thermoliés, et donc d'accroître le temps de contact entre les polluants et la matrice du sol et ainsi favoriser la rétention des micropolluants notamment des métaux lourds (Lassabatère, 2002). Il peut également avoir un effet sur l'accumulation des MES par filtration au droit du géotextile lorsque celui-ci n'est pas trop profond (Gautier, 1998).

Son rôle vis-à-vis du colmatage est donc compliqué et ambivalent. D'un côté, il a clairement un rôle « anti-contaminant » très utile lorsque, par exemple, le fond de l'ouvrage est situé sur un sol très perméable et que l'on souhaite le revêtir d'une couche de terre végétale destinée à être végétalisée. Le géotextile permet dans ce cas d'éviter que les fines issues de la terre végétale viennent migrer et colmater le sol sous-jacent. Utilisé plus en profondeur (c'est-à-dire à quelques dizaines de centimètres dans le sol) il peut avoir un rôle bénéfique sur l'homogénéisation des flux vers le sous-sol. La forte porosité et perméabilité des géotextiles leur confère des conductivités hydrauliques à saturation importantes. Celles-ci sont comparables aux conductivités hydrauliques des sols grossiers de type graviers ou sableux

Cette thèse est accessible à l'adresse : http://theses.insa-lyon.fr/publication/2012ISAL0040/these.pdf
© [C. Gonzalez-Merchan], [2012], INSA de Lyon, tous droits réservés

(Freeze et Cherry, 1979). Ces matériaux s'apparentent donc à des matériaux grossiers très conducteurs lorsqu'ils sont saturés. Cependant son rôle de filtre qui a été mis en évidence (Gautier, 1998) laisse craindre le colmatage bien qu'il n'ait pas été démontré. Pour l'instant ce qui est avancé est que le colmatage accéléré du géotextile et donc de l'ouvrage dépend essentiellement de la stabilité interne du sol ainsi que des caractéristiques du géotextile. Ce dernier doit être dimensionné de manière à pouvoir laisser passer les particules les plus fines tout en retenant les plus grossières qui confèrent au sol sa structure (Farkouh, 1994 cité par Lassabatère, 2002).

Des recherches réalisées sur de colonnes par Hatt *et al.* (2008a) ont montré que les filtres peuvent être construits sans géotextile. Fernandez-Barrera *et al.* (2011) a montré aussi que la présence de géotextile dans le système d'infiltration ne joue pas un rôle dans la capacité d'infiltration.

Il semblerait que la mise en place d'un géotextile dans les ouvrages d'infiltration d'eaux pluviales, pour des considérations de lutte contre le colmatage, ne soit pas prépondérante sauf rôle « anti-contaminant » particulier. Cela mériterait cependant des études complémentaires que nous ne mènerons pas.

3.2.3 Influence du prétraitement sur le colmatage et la durée de vie d'un ouvrage

La mise en place d'un prétraitement en amont des systèmes d'infiltration notamment ceux recevant des eaux drainées par de grands bassins versants permet de réduire les effets du colmatage, en contribuant à augmenter la longévité des différents ouvrages d'infiltration. Ces systèmes, s'ils sont bien dimensionnés, doivent permettre de limiter les apports de MES et de matières organiques.

Afin d'améliorer les traitements des eaux pluviales, un traitement en amont est recommandé (par exemple un bassin de rétention/décantation), en prenant en compte notamment : (i) une ratio adéquat entre surface active du bassin versant et surface de l'ouvrage d'infiltration (*e.g*. l'EPA recommande une relation de 10:1 (Gilbert Jenkins *et al.,* 2010)), (ii) un dimensionnement des compartiments de rétention/décantation non seulement sur des critères hydrauliques mais également sur des critères de bonne décantation (temps de séjour suffisant, court-circuit à éviter, …) ou encore en évitant (ii) les apports permanents d'eau de temps sec qui favorisent le développement de biofilm (Barraud *et al*., 2006).

Si l'on trouve ce type de recommandations dans la littérature technique, aucune étude scientifique n'a cependant permis de quantifier le rôle de ces compartiments sur la prévention du colmatage.

3.3. L'influence de la maintenance

La maintenance contribue à préserver la performance de l'ouvrage et à réduire les effets du colmatage. Elle peut être faite plus au moins régulièrement en fonction des ouvrages, de la conception initiale, des ressources économiques et du personnel qui gère.

Comme le souligne Moura (2008) dans sa thèse sur les méthodes d'évaluation des

Cette thèse est accessible à l'adresse : http://theses.insa-lyon.fr/publication/2012ISAL0040/these.pdf
© [C. Gonzalez-Merchan], [2012], INSA de Lyon, tous droits réservés

performances des systèmes d'infiltration des eaux de ruissellement en milieu urbain, la littérature offre nombre de recommandations ou des check-lists (Sommer, 2009 ; USEPA, 2003 ; MOE, 2003 ; Washington State Department of Ecology Water Quality Program, 2005 ; Wong *et al*., 2006 ; Gulliver, 2008 ; CIRIA, 2007 ; Barraud *et al*., 2006) qui permettent d'aider à la maintenance et qui abordent :

- le nettoyage des systèmes, des dispositifs de prétraitement et des entrées, sorties d'eau ;
- l'état de la végétation ;
- la présence de phénomènes d'érosion ;
- le repérage du colmatage ;
- la présence de flaques d'eau après les pluies ;
- le contrôle de la structure des ouvrages (santé des berges, des accès, …).

Si les informations sont disponibles sous forme de recommandations par type d'ouvrages, la littérature donne rarement l'état des pratiques réelles sauf interviews des gestionnaires. De plus, là encore, les recommandations sont rarement assises sur de bases scientifiques solides.

Pour les bassins d'infiltration par exemple, Moura (2008) rapporte les éléments suivants. Elle indique qu'« *il est souvent recommandé d'inspecter les ouvrages après chaque épisode pluvieux notamment dans les premiers mois de fonctionnement. Une attention particulière doit être portée à l'accumulation d'eau dans le bassin qui ne doit pas excéder 48 ou 72 heures selon les auteurs, ce qui peut indiquer que le bassin a été mal dimensionné. Après ces premiers mois de fonctionnement, les bassins doivent être visités annuellement, pour inspection de l'état de la végétation, des conditions des arrivées d'eau et l'accumulation de sédiments (CIRIA, 1996). Le Grand Lyon fait normalement des visites d'inspection hebdomadaires. Il est fait un nettoyage des ouvrages de prétraitement : curage des dessableurs une fois par an, nettoyage des régulateurs de débit une fois par an, enlèvement des flottants des séparateurs à hydrocarbures deux fois par an et un nettoyage complet une fois par an. CIRIA (1996) recommande que le nettoyage des bassins se fasse « régulièrement ». Le Grand Lyon conseille un grattage annuel avec des griffes de 30/40 centimètres à la surface des bassins d'infiltration (pour les bassins sans géotextile et sans végétation). Si les recommandations sont annuelles, le griffage est plutôt déclenché soit par des plaintes des riverains (e.g. mauvaises odeurs, accumulation d'eau sur le bassin). Le désherbage, du fond et des berges, est recommandé une fois par an. En ce qui concerne l'entretien des espaces verts la fréquence de maintenance est très variable, elle peut être nécessaire plusieurs fois par an ou encore être annuelle d'après CIRIA (1996), tandis que UPRCT (2004) recommande cette entretien tous les 6 mois. Dans le cas des bassins d'infiltration le remplacement de la couche de surface (40/50 centimètres ou jusqu'au géotextile) doit être fait tous les 15 ans, selon les recommandations du Grand Lyon ».*

Cette thèse est accessible à l'adresse : http://theses.insa-lyon.fr/publication/2012ISAL0040/these.pdf
© [C. Gonzalez-Merchan], [2012], INSA de Lyon, tous droits réservés

Ainsi suivant les conditions de fonctionnement et de maintenance la durée de vie des systèmes d'infiltration est variable. Elle peut varier entre 2 à 10 ans pour les ouvrages sans prétraitement et de 50 à 100 ans pour les systèmes avec les composants adéquats selon Wong (2006) et Bergman *et al.* (2010). Dechesne (2002), Gilbert Jenkins *et al.* (2010), Bergman *et al.* (2010) et Emerson *et al.* (2010) ont montré que les ouvrages d'infiltration peuvent assurer leur fonction entre 8 et 30 ans de service sans maintenance. Néanmoins, les études réalisées par Perrodin *et al.* (2005) ont montré que certains bassins ayant fonctionné sans se colmater pendant plus de 20 ans, peuvent se colmater en quelques mois après une réhabilitation. Emerson *et al.* (2010) a montré aussi que la performance de l'ouvrage décroît plus vite sur les premières années de fonctionnement.

En réalité, les chiffres sont, encore une fois, obtenus très empiriquement.

Examinons maintenant les approches qui ont permis de décrire, observer, modéliser le colmatage des ouvrages d'infiltration.

Cette thèse est accessible à l'adresse : http://theses.insa-lyon.fr/publication/2012ISAL0040/these.pdf
© [C. Gonzalez-Merchan], [2012], INSA de Lyon, tous droits réservés

4. Etat de l'art de l'évolution du colmatage des ouvrages d'infiltration

Quand on analyse la littérature sur le sujet, trois grandes approches sont proposées pour avancer sur ces questions : (i) les expérimentations en colonnes ou sur pilotes, (ii) les observations *in situ* et (iii) la modélisation ; les unes alimentant parfois les autres.

Les résultats et les conditions dans lesquels sont effectuées les recherches sont synthétisés aux Tableau 1-5, Tableau 1-6.

Globalement il ressort les éléments suivants.

Les expérimentations en colonnes présentent l'avantage d'être menées en conditions contrôlées et permettent donc d'étudier l'influence de certains facteurs sur la formation du colmatage (*Cf*. Tableau 1-5). Ainsi les expériences menées ont montré que :

- la formation du colmatage est principalement étudié vis-à-vis du colmatage physique dont les mécanismes sont bien mis en évidence et qui sont liés à l'accumulation de sédiments en surface (Pokrajac et Deletic, 2002 ; Siriwardene et *al.,* 2007 ; Hatt *et al.,* 2008). En effet, les MES constituent une partie importante des rejets urbains de temps de pluie. Cependant les travaux préliminaires de Kandra *et al.* (2011) ont montré que les process biologiques jouent un rôle important sur le colmatage dans les ouvrages d'infiltration des eaux pluviales en faisant varier les quantités d'apports en nutriments dans une fourchette compatible de valeurs compatible avec celle trouvées dans les eaux pluviales.
- le colmatage est principalement localisé à l'interface du sol sous-jacent et de la surface de l'ouvrage (Pokrajac et Deletic, 2002 ; Hatt *et al.,* 2008),
- les particules responsables du colmatage sont les fines et mêmes très fines (diamètres inférieurs à 6µm selon (Siriwardene *et al.,* 2007)),
- la capacité d'infiltration sous des conditions extrêmes de température a aussi été étudiée à partir de la reconstitution d'un sol sous-jacent à une noue sur une colonne (Fach *et al.,* 2010). Les tests ont montré une dégradation des conditions d'écoulement en condition hivernale et notamment une augmentation du temps d'écoulement au travers des colonnes dépendant de l'humidité initiale du sol. Ils montrent par exemple qu'à -5°C la conductivité hydraulique est d'autant plus faible que l'humidité initiale est grande. Les résultats indiquent néanmoins que dans les régions alpines, le fonctionnement des noues d'infiltration est satisfaisant en conditions hivernales, malgré une diminution des performances (la conductivité hydraulique n'étant jamais inférieure à 10^{-6} m/s limite imposée dans les recommandations autrichiennes).

Cependant, les expériences en colonnes sont généralement menées :

- sur des systèmes simplifiés (par exemple le sol modélisé à partir de billes de verre (Raimbault *et al.,* 1999), ou bien des colonnes censées représenter des biofiltres ou des tranchées à partir de colonnes de quelques dizaines de centimètres de diamètre (Pokrajac et Deletic, 2002 ; Siriwardene *et al.,* 2007 ; Bratière *et al.,* 2010 ; ou Le Coustumer *et al.,* 2008 ; Fach *et al.,* 2010),

Cette thèse est accessible à l'adresse : http://theses.insa-lyon.fr/publication/2012ISAL0040/these.pdf
© [C. Gonzalez-Merchan], [2012], INSA de Lyon, tous droits réservés

- avec des effluents également modèles (eau chargée de bentonite) ou plus satisfaisants mais également simplifiés comme les effluents semi synthétiques (Siriwardene *et al.,* 2007, Bratière *et al.,* 2010 ; Hatt *et al.,* 2008 ; Le Coustumer *et al.,* 2008 ; Kandra *et al.,* 2011). Par exemple, l'avantage d'utiliser des eaux pluviales naturelles (les eaux pluviales collectées à la sortie d'une zone drainée) est que les caractéristiques physiques, biologiques et chimiques seront véritablement représentatives des eaux pluviales sous conditions réelles.
- et enfin sur des durées relativement courtes (de 1 à 12 mois) et en conditions forcées ou accélérées qui ne sont pas forcément représentatives des sollicitations réelles.

Pour ce qui concerne l'approche par modélisation, on peut constater que relativement peu de modèles prennent en compte le colmatage et encore moins sa formation.

Les différentes approches qui sont présentées reposent classiquement sur les écoulements en milieu poreux avec des hypothèses plus ou moins simplifiées (1D, 2D, 3D, régime permanent ou non, hauteur d'eau constante ou non dans l'ouvrage, régime saturé ou insaturé du sol, etc.).

La façon la plus courante est d'intégrer une couche de colmatage supplémentaire à la ou les couches formant le sol support ou plus généralement au sein de l'ouvrage (Bouwer 1969, 2002 ; Duchene *et al.,* 1994 ; Browne *et al.,* 2008, 2009, 2011 ; Freni *et al.,* 2010). On trouve également des modèles assez raffinés des écoulements en profondeur qui traitent des hétérogénéités du sol sous-jacent mais qui ne prend pas en compte explicitement le colmatage des bassins d'infiltration (*e.g.* Goutaland *et al.*, 2008).

La plupart du temps les modélisations sont synchroniques et concernent la réponse d'un type d'ouvrage à un évènement pluvieux ou à une sollicitation donnée. Bouwer (1969, 2002) par exemple propose un modèle global de canal puis de bassin d'infiltration ayant recours à une loi de Darcy en 1D à partir de deux paramètres (la résistance hydraulique globale intégrant une couche colmatée quelle qu'en soit sa nature et une hauteur de pression critique du sol sous-jacent). Notons que sa pertinence a été vérifiée sur des ouvrages *in situ* (Gautier, 1998 ; Dechesne, 2002 ; Proton, 2008 ; Le Coustumer, 2008 ; Emerson *et al.,* 2010). Autre exemples : Browne *et al.* 2009 simulent un biofiltre et le sol environnant en 2D (résolution par équation de Richards) ou Li *et al.* (2008) simulent sur une tranchée d'infiltration en 3D mais les deux travaux supposent un état de colmatage donné que les modèles ne déterminent pas. La vérification est faite à partir d'expérimentations de laboratoire. Furumai *et al.* (2005) ont proposé une simulation d'un bassin versant complet contenant des systèmes d'infiltration en supposant que le colmatage de l'ensemble des ouvrages d'infiltration se comporte comme celui observé sur quelques ouvrages.

Cette thèse est accessible à l'adresse : http://theses.insa-lyon.fr/publication/2012ISAL0040/these.pdf
© [C. Gonzalez-Merchan], [2012], INSA de Lyon, tous droits réservés

Quelques auteurs ont développé des modèles potentiellement plus diachroniques prenant en compte la formation du colmatage mais toujours vis-à-vis du colmatage physique lié à l'accumulation des sédiments à l'interface ouvrage/sol sous-jacent. C'est le cas de Freni *et al. (2009 ; 2010)* dont les travaux permettent de définir l'évolution du colmatage d'un ouvrage en fonction des apports supposés de MES puis de simuler une stratégie intégrant des ouvrages d'infiltration à l'échelle d'un bassin versant. Browne *et al.* (2011) utilisent un modèle 2D couplé à un module de filtration des MES basé sur les équations proposés par Yao *et al.* (1971), calé en laboratoire à partir des travaux de Siriwardene (2007) et permettant de simuler l'efficacité de filtration physique. Le modèle prend en compte 2 fractions de fines <2 µm et de 2 à 6 µm.

D'autres travaux existent intégrant des lois de vieillissement calées à partir de données *in situ* (Dechesne, 2002) qui a utilisé un modèle de Bouwer et une loi d'évolution de la résistance hydraulique mais dont l'approche comme celle de Furumai *et al.* (2005) n'est pas transposable à un bassin quelconque. Le long terme est pris en compte parfois pour ce qui concerne la migration des polluants dans des ouvrages d'infiltration (*e.g.* Zimmermann *et al.,* 2004) mais ne traite pas des polluants particulaires qui pourraient aider à modéliser le colmatage par apports particulaires sur ce type d'ouvrages.

Des observations *in situ* ont également été menées concernant le colmatage (*Cf*. Tableau 1-6 pour les références impliquant des études centrées sur l'infiltration des eaux pluviales ou d'eaux dont les caractéristiques sont proches). Globalement les observations sont réalisées selon plusieurs modalités. La plupart sont des observations de courtes durées n'excédant pas 3 ans et sur des évènements ponctuels (*e.g.* Gautier (1998), Gautier *et al.* (1999), Warnaars *et al.* (1999), Proton (2008), Lewis *et al.* (2008), Hatt *et al.* (2009), Gilbert Jenkins *et al.* (2010), Emerson *et al.* (2010)).

Les suivis sont réalisés soit par des mesures de conductivités hydrauliques ponctuelles ou régulièrement faites au cours du temps sur une période donnée (*e.g.* Le Coustumer, 2008 ; Gilbert Jenkins *et al.*, 2010 ; Cannavo *et al.,* 2010), pour une part soit par mesure de hauteurs et de débits d'entrée dans les ouvrages (*e.g.* Warnaars *et al.,* 1999; Dechesne, 2002 ; Beenen et Boogaard 2007 ; Lewis *et al.,* 2008 ; Le Coustumer, 2008 ; Hatt *et al.*, 2009 ; Proton, 2008 ; Emerson *et al.,* 2010 ; Bergman *et al.*, 2011).

L'évolution au cours du temps est un problème majeur et toujours menée de manière simplifiée, soit (i) en faisant un suivi sur peu d'années (*e.g*. Gautier (1998), Gautier *et al.* (1999), Warnaars *et al.* (1999), Proton (2008), Lewis *et al.* (2008), Hatt *et al.* (2009), Gilbert Jenkins *et al.* (2010), Emerson *et al.* (2010)), soit (ii) en mesurant sur un même ouvrage un différentiel entre deux états (*e.g.* Beenen et Boogaard (2007) font des mesures à 10 ans d'intervalle, Le coustumer (2008) fait des observations sur 38 biofiltres après plusieurs années de fonctionnement et en considérant le différentiel avec les caractéristiques annoncées lors de la conception), soit encore (iii) en recréant un historique artificiel (*e.g*. Dechesne (2002) sélectionne 5 bassins de conception et d'environnement similaires mais d'âges différents et étudie de manière synchronique ces systèmes pour « reconstituer » un historique sur 10 ans).

Les observations montrent :

Cette thèse est accessible à l'adresse : http://theses.insa-lyon.fr/publication/2012ISAL0040/these.pdf
© [C. Gonzalez-Merchan], [2012], INSA de Lyon, tous droits réservés

- que le développement de la couche colmatée est hétérogène à la surface de l'ouvrage aussi bien sur des ouvrages de grandes taille que sur des petits ouvrages (Schuh, 1990 ; Cannavo et *al.,* 2010; (Le Coustumer, 2008),
- que la couche colmatée permet le piégeage des MES et des polluants qui leur sont fixés tels que les métaux lourds contenus dans les RUTP ou les hydrocarbures qui restent donc principalement en surface (Hatt *et al.,* 2008 ; Dechesne, 2002 ; Le Coustumer, 2008; Gilbert Jenkins *et al.,* 2010 ; Ruban *et al.,* 2005 ; Cannavo *et al.,* 2010)
- que les particules les plus fines se trouvent dans les premiers centimètres de la surface de l'ouvrage (Dechesne, 2002 ; Gilbert Jenkins *et al.,* 2010),
- qu'un changement de la capacité d'infiltration peut être lié aux changements saisonniers (Schuh, 1990 ; Gautier, 1998 ; Emerson *et al.,* 2010),
- que les variations saisonnières de la capacité d'infiltration au cours du temps sont plus difficiles à identifier quand les ouvrages d'infiltration montrent un colmatage avéré. Par exemple sur une tranchée, Emerson *et al.* (2010) ont montré qu'au début du fonctionnement la capacité d'infiltration présentait une variation saisonnière (notamment en été), mais lorsque l'ouvrage est colmaté, cette variation n'est plus visible,
- qu'après 10 ans de fonctionnement les ouvrages peuvent présenter une performance d'infiltration admissible (Beenen et Boogard 2007 ; Bergman *et al.,* 2011, Dechesne, 2002) alors que le colmatage peut être rapide (Proton, 2008 ; Le Coustumer, 2008 ; Perrodin *et al., 2009*) sous certaines conditions de conception ou de réhabilitation.

Les études *in situ* ont permis d'améliorer les connaissances. Cependant elles montrent également des lacunes concernant :

- le suivi en continu : en général ces études sont faites au début de la mise en place de l'ouvrage et 10 ou 15 ans après, ou sur de courte période n'excédant pas 3ans. Par conséquent, l'évolution intermédiaire n'a pas été prise en compte.
- Les facteurs climatiques et les intervalles du temps de sec et du temps humide au sein de l'ouvrage ne sont pas généralement pas considérés,
- La caractérisation de la couche colmatée vis-à-vis de la capacité d'infiltration est réalisée à partir d'un maximum de 2 campagnes ponctuelles et ceci sur une période maximum de 2 ans.

Il est donc nécessaire de poursuivre le travail d'observation et de suivi de sites de manière à disposer d'observations longues et continues qui permettront de fournir de véritables historiques de l'évolution du colmatage dans différentes situations. Un contrôle permanent des facteurs de colmatage est également nécessaire pour assortir ces suivis de véritables grandeurs explicatives.

Cette thèse est accessible à l'adresse : http://theses.insa-lyon.fr/publication/2012ISAL0040/these.pdf
© [C. Gonzalez-Merchan], [2012], INSA de Lyon, tous droits réservés

Tableau 1-5. *État de l'art des principales études de laboratoire permettant de prendre en compte le colmatage*

Référence bibliographique	**Indicateur de colmatage** / facteurs influents évalués	**Type de système** / Type de Sol **Type de sollicitations**	**Objectifs et Résultats**
Raimbault *et al.* (1999)	**Conductivité hydraulique** / Concentration en bentonite, influence du temps sec	**Colonnes** de billes de verres de diamètres compris entre 45-90 µm **Type d'effluent** : eaux chargées en bentonite (0.1 à 10 g/l)	**Objectifs :** Etude en laboratoire l'influence la concentration en bentonite de l'effluent et des périodes de temps sec sur le colmatage. Il s'agit principalement d'étudier le colmatage physique lié aux apports de sédiments et aux cycles humidification/séchage **Résultats :** Le colmatage est plus important lorsque la concentration en argile est forte. La conductivité hydraulique diminue avec le nombre de cycle de séchage et de mouillage. Le colmatage a lieu en deux étapes, tout d'abord un colmatage mécanique avec le piégeage des particules sableuses puis un colmatage par des particules plus fines qui auront un effet important sur la réduction de perméabilité.
Pokrajac et Deletic (2002)	**Résistance hydraulique** / Concentration en MES (hauteur d'eau reste constante pendant l'expérience)	**Colonnes** de 20 cm de diamètre et de 2 m de hauteurs, composées d'une couche de sable et une couche de gravier, parfois d'un géotextile. **Type d'effluent :** effluents semi-synthétiques composés de sédiments mélangés avec de l'eau du robinet (concentration en MES (1 g/l à 4 g/l)	**Objectifs :** Influence de la concentration en MES de l'effluent (1 g/l à 4 g/l) sur le colmatage. Il s'agit principalement d'étudier le colmatage physique lié aux apports de sédiments. **Résultats** : Les effets du colmatage se traduisent par une baisse du débit sortant avec le temps. Il a été remarqué que le dépôt sédimentaire se faisait à l'interface sable/filtre. Même si les résultats sont dispersés, on remarque une tendance à l'augmentation de la résistance hydraulique avec le temps (et donc avec le volume d'eau qui est passé à travers le système). La résistance hydraulique est aussi fonction de la masse de sédiment cumulée apportée au système.
Nogaro (2007)	**Conductivité hydraulique** / hauteur d'eau	**Colonnes** Une colonne expérimentale (hauteur = 45 cm et diamètre interne = 10 cm) avec 5 couche indépendantes. Chaque couche est composée de sédiments hétérogènes constitués d'un mélange de sable et de gravier sur une hauteur de 28 cm. Une couche de 2 cm de sédiments fins est apportée en surface : soit des sédiments urbains pollués, soit des sédiments naturels riches en matière organique, soit des sédiments naturels pauvres en matière organique. Milieu saturé. **Type d'effluent :** Eau synthétique	**Objectif :** Déterminer les effets des sédiments fins (en particulier ceux d'origine urbaine) sur les processus de minéralisation de la matière organique et le recyclage des nutriments évaluer le rôle de le bioturbation vis-à-vis les caractéristiques physico-chimiques (en particulier la charge en matière organique) des dépôts des sédiments fins issus du ruissellement des eaux pluviales. **Résultats :** Ces travaux ont mis en évidence les rôles des invertébrés sur la perméabilité (réduction du colmatage) et la dégradation de la matière organique. Les résultats de cette étude suggèrent de prendre en compte pleinement le rôle de la bioturbation dans les milieux sédimentaires naturels et anthropisés.
Siriwardene *et al.* (2007)	**Conductivité hydraulique** /hauteur d'eau ; débit ; granulométrie ; hauteur constante ou non	**Colonnes** formées d'une couche de gravier de 90 cm puis couche de sable de 70 cm d'épaisseur et de perméabilité 2-8 x 10^{-5} m/s. (Biofiltre) **Type d'effluent :** Eau synthétique avec des concentrations de MES qui varient entre 85 mg/l et 315 mg/l (Duncan, 1999).	**Objectif :** Il s'agit là encore d'étudier le colmatage physique lié aux apports de sédiments en condition saturée et insaturée, à partir d'un scénario expérimental unidimensionnel sur un filtre en grave. **Résultats :** Le colmatage a lieu à l'interface sol - gravier quel que soit le type de sollicitation. Cette étude a montré le rôle prépondérant des particules inférieures à 6 µm sur le colmatage (pour des filtres de gravier) ainsi que la localisation du colmatage à l'interface des deux couches de sol. Une simple régression a été proposée afin de tester la prédiction du colmatage lié aux MES contenus dans les apports d'eaux pluviales.

Cette thèse est accessible à l'adresse : http://theses.insa-lyon.fr/publication/2012ISAL0040/these.pdf
© [C. Gonzalez-Merchan], [2012], INSA de Lyon, tous droits réservés

Référence bibliographique	**Indicateur de colmatage** / facteurs influents évalués	**Type de système** / Type de Sol	**Objectifs et Résultats**
Hatt *et al.* (2008)	**Conductivité hydraulique** / les polluants à la sortie du filtre, le débit à la sortie	**Colonne** avec un diamètre de 20 cm. Composée de deux couches : (i) grave (90 cm), 2.4 x 10^{-5} m/s porosité 0.45 m^3/m^3 ; (ii) sable très fine (70 cm) **Type d'effluent** : Eau synthétique dont la composition est MES: 150 mg/l; Azote total: 2.6 mg/l; phosphore total: 0.35 mg/l; Cuivre: 0.05 mg/l; Plomb: 0.14 mg/l et Zinc : 0.25 mg/l.	**Objectifs** : tester la performance du filtre-grave à piéger les polluants et les MES. Etudier les effets de l'accumulation de sédiments dans le filtre. **Résultats :** La colonne a simulé 7 apports extrêmes d'un bassin versant sur les colonnes. L'étude a montré que le colmatage constitue la cause principale de la perte de la capacité d'infiltration dans le filtre. Les polluants (métaux lourds et nutriments) sont piégés dans le sol. Cette étude a montré que la conductivité hydraulique finale était environ égale à 50% de la conductivité initiale après 40 semaines de fonctionnement. Les travaux suggèrent un décolmatage des ouvrages tous les deux ans.
Le Coustumer (2008)	**Conductivité hydraulique** (type de végétation, différents ajouts au sol, différentes concentrations en MES, différentes hauteurs de filtre)	140 **colonnes** de grande dimension (diamètre de 375 mm et de hauteur variable) comportant -Une couche de drainage d'environ 10 cm composée d'une couche de gravier (approximativement 70 mm d'épaisseur, D50=5 mm) -une couche de sable grossier (approximativement 30 mm d'épaisseur, D50=0.62 mm) -un drain de 50 mm de diamètre au fond de la colonne -Une couche de transition composée d'un sable fin (100 mm) afin de limiter le transfert de fines vers la couche de drainage - Une couche de sable limoneux (le corps du système) d'épaisseur variable (entre 300 et 700 mm) - Un couvert végétal (dans la plupart des cas). **Type d'effluent :** Eau synthétique qui représente un bassin versant urbain	**Objectifs :** Evaluation de l'évolution de la conductivité hydraulique à saturation vis-à-vis : -de différents types d'ajouts (Vermuculite+ perlite, compost) - de différents types de végétations (5 au total possédant différents types de systèmes aérien et racinaire+ 1 témoin sans végétation) couplé à différentes concentrations en MES (150 et 300 mg/L) - de différentes hauteurs du corps du biofiltre **Résultats :** Pas d'effet majeur sur le long terme concernant l'ajout de vermiculite +perlite ou de compost (effet bénéfique en début d'expérience seulement), ni d'effet concernant la hauteur du biofiltre Le type de végétation joue un rôle indéniable (*e.g. Carex* est sans effet alors que *Melaleuca* permet un maintien voire une augmentation de la conductivité hydraulique . Le rôle des concentrations en MES sont mises en évidence avec certaines espèces (Crex par exemple) mais ne sont pas majeures pour d'autres dont Maleleuca pour la gamme de concentrations en MES étudiée.

Cette thèse est accessible à l'adresse : http://theses.insa-lyon.fr/publication/2012ISAL0040/these.pdf
© [C. Gonzalez-Merchan], [2012], INSA de Lyon, tous droits réservés

Référence bibliographique	**Indicateur de colmatage** / facteurs influents évalués	**Type de système** / Type de Sol	**Objectifs et Résultats**
Bratières *et al.* (2010)	**Conductivité hydraulique** mesurée sous charge constante. / nutriments	20 **colonnes** de bioretention en conditions plantées et non-plantées. Couche de sables avec Ks qui varient entre 9 x 10^{-5} et 2 x 10^{-4} m/s. **Type d'effluent :** Soumise aux apports de l'eau synthétique typique des RUTP (Duncan, 1999 ; Taylor *et al.,* 2005) où les concentration de polluants ont été bien connues.	**Objectif :** Tester des spécifications constructives faciles à mettre en œuvre : (i) un filtre alternatif, où la présence ou absence de la végétation a été prise en compte, (ii) différentes compositions du sol (Conductivité hydraulique, compactage…), **Résultats :** Le suivi a duré 12 mois. La mise en place de la végétation ne joue pas un rôle important sur la capacité d'infiltration. Les proportions de fines et de matière organique dans la composition du filtre jouent un rôle sur le piégeage des polluants mais qui est antagoniste avec le mécanisme de colmatage.
Fach *et al.* (2010)	**Conductivité hydraulique** / température, teneur en eau	**Colonnes** reconstituées avec un sol issu d'une noue végétalisée construite en accord avec la norme ÖNORM Autrichienne B 2506 (2003). **Type d'effluent :** l'eau du robinet à différentes températures.	**Objectif :** étudier le fonctionnement hivernal d'une noue végétalisé vis-à-vis sa capacité d'infiltration. **Résultats :** Les tests en laboratoire, avec des colonnes de sol, ont montré une augmentation du temps d'écoulement au travers des colonnes dépendant de l'humidité initiale du sol (à -5°C, plus l'humidité initiale est grande, moins la conductivité hydraulique l'est) . Dans l'ensemble, la conductivité hydraulique était optimale autour de 0°C quel que soit le degré d'humidité du sol. Toutefois, à -5°C le coefficient de conductivité hydraulique était toujours au moins au-dessus de 10^{-6} m/s, donc dans la plage de conductivité hydraulique tolérée dans les recommandations autrichiennes. Les résultats indiquent donc que dans les régions alpines, le fonctionnement des noues d'infiltration est satisfaisant en conditions hivernales, malgré une diminution des performances.
Kandra *et al.* (2011)	**Conductivité hydraulique** / hauteur d'eau, débit de sortie,	**Colonnes** de sol qui reconstitue un milieu filtrant de 300 mm, milieu de drainage grave (50mm). **Type d'effluent :** Effluent synthétique où l'on suit différentes charges en nutriments et MES	**Objectifs :** effets du colmatage biologique sur la performance de l'ouvrage. **Résultats :** Même si le colmatage biologique existe, le colmatage physique est plus important. Observation des effets des facteurs climatiques tels que l'ensoleillement, la température de l'air ; les effets du vent ne sont pas pris en compte

Cette thèse est accessible à l'adresse : http://theses.insa-lyon.fr/publication/2012ISAL0040/these.pdf
© [C. Gonzalez-Merchan], [2012], INSA de Lyon, tous droits réservés

Tableau 1-6. *Evaluation et caractérisation du colmatage sur des ouvrages de d'infiltration in situ*

Référence	Indicateur de colmatage	Type de système / Type de Sol	Objectifs / Type d'effluent	Durée de l'étude / Résultats
Schuh (1990)	**Conductivité hydraulique**	**Bassin de recharge** / sol sableux	**Objectifs :** Evaluation du colmatage de l'ouvrage en fonction de la saison ; étude de l'effet de l'alternance / temps sec temps de pluie sur l'évolution du colmatage. **Type d'effluent :** eaux de rivière avec des concentrations en MES entre 50 et 60 mg/l (proche de celle des bassins d'infiltration des EP)	**Durée de l'étude :** 25 jours par campagne **Résultats :** Diminution de la conductivité hydraulique avec le temps. Le taux d'infiltration est divisé par deux pendant la période d'automne. Le colmatage est dû à un dépôt de fines à la surface du bassin pendant les premières heures de fonctionnement puis à la formation d'un 'cake' de MES à la surface du bassin. La résistance hydraulique est divisée par deux ou trois dans les 8 premiers centimètres d'épaisseur du bassin puis entre 0 et 2 à une profondeur de 8 cm à 38 cm. Une augmentation de la concentration en argile a été remarquée jusqu'à une profondeur de 5 cm. Pendant le printemps, le dépôt de MES est le même que pendant l'automne. De plus, la précipitation des carbonates (due à une augmentation du pH à cause de la photosynthèse des algues) et du fer oxyhydrique a causé la cimentation de la surface du sol. Cette cimentation a pour conséquence une augmentation de la résistance hydraulique et donc une diminution de la recharge. En laissant le bassin sec pour 10 jours, cela a permis de retrouver un taux d'infiltration initiale de 64%. Après cette période de temps sec, le bassin s'est recolmaté de façon plus rapide et la capacité d'infiltration a diminué. Cependant cette phase de temps sec n'a eu d'effets que sur la couche supérieure du bassin (absence d'effets à une profondeur de 8 cm). L'aspect biologique de la couche colmatée est mis en évidence. Une période de temps sec suffisamment longue permet de rétablir une conductivité acceptable. Il est montré que le colmatage est superficiel et n'est pas uniforme à la surface des ouvrages.
Warnaars *et al.* (1999)	**Conductivité hydraulique –Résistance hydraulique**	**2 tranchées d'infiltration** / sable limoneux avec une conductivité hydraulique à saturation de 2 x 10^{-6}	**Objectifs :** évaluer la capacité d'infiltration des tranchées d'infiltration (sable limoneux avec une conductivité hydraulique à saturation de 2 x 10^{-6}m/s) **Type d'effluent :** eaux de ruissellement de trottoirs et de toitures de bâtiments résidentiels.	**Durée de l'étude :** 30 mois ; 89 événements étudiés **Résultats :** l'approche permet d'étudier l'évolution du colmatage à partir de données hydrologiques, les débits et les hauteurs d'eau dans l'ouvrage. Les valeurs des conductivités hydrauliques suggérées par les manuels de conception des ouvrages d'infiltration varient entre 10^{-5} et 10^{-4} m/s . Cette étude a montré que les ouvrages peuvent être mis en place avec des conductivités hydrauliques « faibles » 10^{-6}m/s. Pendant les 30 mois de suivi il y a eu une perte de la capacité d'infiltration et donc un développement du colmatage. Entre 30 et 70 % de la conductivité hydraulique a diminué. Cependant cette diminution est inférieure à l'écart de conductivité hydraulique entre les deux tranchées dû à la variabilité spatiale.

Cette thèse est accessible à l'adresse : http://theses.insa-lyon.fr/publication/2012ISAL0040/these.pdf
© [C. Gonzalez-Merchan], [2012], INSA de Lyon, tous droits réservés

Référence	Indicateur de colmatage	Type de système / Type de Sol	Objectifs / Type d'effluent	Durée de l'étude / Résultats
Gautier (1998)	**Résistance hydraulique**	**1 Bassins d'infiltration :** / 50 cm de gravier /galets, géotextile, alluvions fluvioglaciaires (zone non saturée de 0-2m) **2 puits d'infiltration** : un jeune (3ans) et un ancien (30 ans) sur un même bassin versant (même rue) / alluvions sable et gravier. Hauteur de zone non saturée de 3 à 3.5m pour le puits jeune et 0.4 à 0.9 m pour le vieux système	**Objectifs :** étudier l'évolution du colmatage vis-à-vis la durée de temps sec, les fluctuations saisonnières et les caractéristiques du site **Type d'effluent :** Eaux de ruissellement pluviales d'un bassin versant industriel pour le bassin d'infiltration et urbain classique (voirie, toitures, cours) pour les puits	**Durée de l'étude :** l'étude a été menée sur une durée de 8 mois pour un bassin d'infiltration et 2 puits d'infiltration. **Résultats :** Le fond du bassin est complètement colmaté et l'infiltration a lieu par les parois. Pour le bassin Il n'y a pas d'évolution du colmatage avec le temps sur la durée d'étude de 8 mois. Dans les ouvrages d'infiltration l'interface ouvrage sol joue un rôle très important dans le fonctionnement tant quantitatif que qualitatif. Les Facteurs influents sont liés aux phénomènes mécaniques et biologiques (imputables aux saisons) dans l'interface sol surface de l'ouvrage. Pour les puits, on constate que les process biologiques ont été limités, puisque les temps de contact entre l'intérieur du puit et les facteurs climatiques (température de l'air et énergie solaire) est moindre.
Gautier *et al.* (1999)	**Résistance hydraulique**	**Bassin d'infiltration de recharge,** / 30 cm de sable puis alluvions, sable et gravier zone non saturée = 4.5 m.	**Objectifs :** caractériser l'évolution du colmatage au cours du temps. **Type d'effluent :** Eau de rivière	**Durée de l'étude :** trois années de mesures collectées su les deux bassins d'infiltration de recharge de nappe, alimentées par des eaux de rivières. 42 évènements étudiés. **Résultats :** Colmatage lié à l'âge et à la masse de MES cumulée. Ces études ont montré une corrélation entre le développement du colmatage et la durée du temps sec et les fluctuations saisonnières provenant d'un probable colmatage biologique. Sur les bassins de recharge une augmentation du colmatage a été observée avec les masses de MES cumulée. Il semble aussi qu'il y a une composante saisonnière au colmatage.
Dechesne (2002)	**Résistance hydraulique /** hauteur d'eau	**4 bassins d'infiltration**, / sol fluvio-glaciaire de conductivité d'environ 10^{-3} à 10^{-4} m/s	**Objectifs :** Etude du colmatage sur 5 ouvrages de conception et d'environnement similaires mais d'âges différents (10 à 25 ans) **Type d'effluent :** Des eaux de ruissellement d'un Bassin versant de type mixte (industriel, résidentiel, commercial et routier)	**Durée de l'étude :** 3 ans, de 5 à 7 événements étudiés **Résultats :** Sur les quatre bassins les plus jeunes (10 à 21 ans), les valeurs de résistance sont peu élevées (quelques heures) et montre un faible colmatage. Lorsque l'on compare ces résultats au bassin le plus ancien (25 ans) on constate une différence importante de la résistance hydraulique en un temps relativement faible qui pourrait laisser penser que le phénomène « s'emballe » rapidement en fin de vie.
Beenen et Boogaard (2007)	**Résistance hydraulique (temps d'infiltration)**	**Puits d'infiltration, tranchée d'infiltration et noue** / Conductivité d'environ 5 x 10^{-6} m/s	**Objectifs :** évaluer l'évolution de trois ouvrages d'infiltration **Type d'effluent :** Eaux de ruissellement d'un bassin versant résidentiel	**Durée de l'étude :** deux campagnes de mesure au début de chaque ouvrage et 10 ans après **Résultats :** les ouvrages ont été suivis pendant deux ans au début de leur construction et 10 ans après. Après dix ans de fonctionnement les ouvrages ne montrent pas une diminution des capacités d'infiltration par rapport aux essais initiaux. L'analyse d'échantillons de géotextile prélevé sur la tranchée d'infiltration montre une forte présence de fines, la perméabilité hydraulique du géotextile restant néanmoins supérieure à celle du sol en place.

Cette thèse est accessible à l'adresse : http://theses.insa-lyon.fr/publication/2012ISAL0040/these.pdf
© [C. Gonzalez-Merchan], [2012], INSA de Lyon, tous droits réservés

Référence	Indicateur de colmatage / Paramètres évalués	Type de système / Type de Sol	Objectifs / Type d'effluent	Durée de l'étude / Résultats
Proton (2008)	**Résistance hydraulique** / Débit à l'entrée et à la sortie ; hauteur d'eau (par chaque tranchée)	**6 tranchées d'infiltration et 2 tranchées d'infiltration** construites à l'échelle 1 en situation complètement contrôlée / gravier	**Objectifs :** optimiser le dimensionnement des tranchées, simuler le fonctionnement hydraulique des tranchées de rétention - infiltration. **Type d'effluent** : eaux de ruissellement	**Durée de l'étude :** 2 ans ; 7 événements étudiés **Résultats :** Le colmatage du fond de l'ouvrage semble très rapide, presque complet après 3 années de fonctionnement. La résistance hydraulique de paroi reste pour sa part sensiblement constante au cours du temps.
Le Coustumer (2008)	**Conductivité hydraulique** / Mesure de la conductivité hydraulique : (i) Infiltromètre à anneau profond, (ii) Infiltromètre de surface	**37 biofiltres qui présentent différents usages** / conductivité hydrauliques du sol étudié entre 9.5 x 10^{-6} à 8.7 x 10^{-5} m/s	**Objectifs :** Evaluer l'importance du colmatage et son évolution au cours du temps. Comprendre qualitativement les facteurs qui influent la capacité d'infiltration à long terme des biofiltres. **Type d'effluent** : source du ruissellement et sans systèmes de prétraitement. Drainés par de bassin versants de type : routières, résidentiels ou mixtes.	**Durée de l'étude :** 1 campagne de mesure sur les 37 biofiltres et sur différents points de la surface de chaque biofiltre. **Résultats :** Le colmatage se forme à la surface du sol ou dans les premiers centimètres du corps du biofiltre. les mesures de conductivité hydraulique *in situ* présentent des incertitudes de l'ordre de 30%. La variabilité de de la conductivité hydraulique à saturation pour un même ouvrage est de l'ordre de 50%. La conductivité hydraulique diminue pour les ouvrages ayant une forte conductivité initiale mais reste tout de même élevée. Une diminution par un facteur de 2 a été montrée. La conductivité hydraulique ne montre pas de corrélation avec les paramètres étudiés (ratio taille bassin versant/surface de l'ouvrage, volume total ayant transité par le biofiltre)
	Résistance hydraulique / débit d'entrée, hauteur d'eau, température de l'eau	**Bassin d'infiltration** / Fluvio-glaciaire	**Objectifs :** Evaluer l'évolution du colmatage au sein d'un bassin d'infiltration en service. Evaluation des polluants pièges au sein de l'ouvrage en surface d'infiltration. **Type d'effluent** : Bassin versant de type industriel.	**Durée de l'étude :** 3 ans, 19 événements étudiés. **Résultats :** Il semble y avoir une bonne corrélation entre les hauteurs d'eau maximales dans l'ouvrage et les masses de sédiments apportées à l'ouvrage. Le rôle des MES sur le colmatage est donc montré. L'épaisseur de la couche colmatée évolue avec un taux de 1 à 3.5 mm/an .
Lewis *et al.* (2008)	**Conductivité hydraulique** / débits d'entrée-sortie hauteur d'eau	**Biofiltre 3 compartiments** / compartiment : (i) 100% de limo-sableux ; (ii) 80% de limo-sableux, 10% vermiculite et 10% de perlite (V+P) ; (iii) 80% sol limo-sableux, 10% de compost organique et 10% de mulch	**Objectifs :** Evaluer la durée de vie d'un biofiltre, la capacité d'infiltration ; le dimensionnement de l'ouvrage par rapport à la taille du bassin versant **Type d'effluent** : eaux de ruissellement d'un bassin versant routier (parking universitaire)	**Durée de l'étude :** le temps de suivi a été réalisé pendant un an, 32 événements pluviaux ont été évalués. **Résultats** : La capacité d'infiltration qui au début est très importante décroît rapidement (en 6 mois environ). Ceci peut être expliqué par le compactage en raison de la mise en place de la végétation. La croissance des racines peut ensuite contribuer à améliorer la capacité d'infiltration dans l'ouvrage et ce dans les 6 mois qui suivent. La capacité d'infiltration a été évaluée à partir de la conductivité hydraulique en considérant la loi de Darcy (à charge constante). 37% des événements ont montré que les ouvrages qui ont une surface de 1% plus petite que leur bassin versant permettent de traiter 90% des apports. Si l'ouvrage est 2.5% plus petit que le bassin versant il permet un traitement de 88% des apports. L'étude a montré qu'il peut avoir une perte de 42% du volume au sein du biofiltre à cause de l'évapotranspiration.

Cette thèse est accessible à l'adresse : http://theses.insa-lyon.fr/publication/2012ISAL0040/these.pdf
© [C. Gonzalez-Merchan], [2012], INSA de Lyon, tous droits réservés

Référence	**Indicateur de colmatage** / Paramètres évalués	**Type de système** / Type de Sol	**Objectifs /** Type d'effluent	Durée de l'étude / Résultats
Hatt *et al.,* 2009	**Conductivité hydraulique** **/** débits d'entrée-sortie hauteur d'eau	**3 Biofiltres de petite taille** / (i) 80% sol limo-sableux, 10% de compost organique et 10% de mulch ; (ii) limo-sableux ; (iii) composé d'une couche de : mulch ; limo-sableux ; grave et un géotextile	**Objectifs :** Evaluer la capacité d'infiltration des en service. Evaluer la performance à piéger les polluants sur deux différents climats. **Type d'effluent** : eau de ruissellement pluvial drainé par des bassins versants de type routier et résidentiel	**Durée de l'étude :** 1 an, 7 événements étudiés. **Résultats :** l'évaluation de la conductivité hydraulique au cours de temps a permis d'observer que la mise en place de la végétation contribue à maintenir la capacité d'infiltration initiale de l'ouvrage. Les ouvrages d'infiltration permettent de piéger une grande partie des polluants contenus dans les RUTP (notamment les matières en suspension et les métaux lourds diminuent jusqu'à un 90%).
Gilbert Jenkins *et al.* (2010)	**Conductivité hydraulique à saturation** / anneau simple, la granulométrie des apports et des sédiments	**Jardins de pluie (bassin d'infiltration végétalisé)** / mélange de sable gros avec un sol végétal d'un horizon de surface.	**Objectifs :** évalué la distribution de particules en la surface de l'ouvrage. Evaluer les fréquences de la maintenance et la capacité d'infiltration de l'ouvrage. **Type d'effluent** : eau de ruissellement pluvial drainée par un parking universitaire.	**Durée de l'étude :** 2 ans. Deux campagnes de mesure de la perméabilité et de la granulométrie. 10 points ont été évalués et sur deux points spécifiques, la granulométrie a été évaluée à différentes profondeurs. **Résultats :** La migration de particules à travers le sol dépend de la qualité d'eau apportée. L'infiltration des particules fines à travers le sol ne dépend pas du type d'événement. Sur la surface de l'ouvrage, la distribution des particules est hétérogène. Les ouvrages d'infiltration tolèrent les dépôts de sédiments après 8 ans de fonctionnement sans maintenance. La masse volumique apparente et le pourcentage des fines du sol sous-jacent changent au cours de temps.
Fach *et al.*, 2010	**Conductivité hydraulique à saturation** / double anneau simple, capteurs de la teneur en eau et de température, évaluation de la matière organique, granulométrie	**Noue végétalisée.** / sol limo-sableux, grave	**Objectifs :** évaluer la performance d'une noue végétalisée sous condition hivernale (températures extrêmes). **Type d'effluent** : eau de ruissellement pluvial drainée par un parking.	**Durée de l'étude :** 1 saison hivernale **Résultats** L'étude sur site d'une noue végétalisée sur un parc de stationnement dans les Alpes montre que la noue a bien rempli ses fonctions. Bien que la couche supérieure ait été gelée pendant quelques temps, la capacité de stockage de la noue était suffisante pour contenir l'eau de pluie jusqu'à l'amélioration des conditions météorologiques. Le sol jouant un rôle de tampon pour adoucir la température extérieure, les 20 cm de sol en dessous de la surface n'ont gelé que sur une période d'une semaine. La maintenance hivernale s'est révélée poser problème, car avec la neige du parking, une grande quantité de graviers et de fines particules s'était déposée à une extrémité de la noue, diminuant significativement la conductivité hydraulique.
Cannavo *et al.* (2010)	**Conductivité hydraulique saturation** / Evaluation des paramètres physico-chimiques et de la perméabilité avec un anneau simple.	**Bassins de rétention - infiltration** / conductivité hydraulique à saturation du sol sous-jacent varie entre 2.8×10^{-5} à 6×10^{-4}	**Objectifs :** caractériser le dépôt de sédiments au sein d'un bassin de rétention - infiltration **Type d'effluent** : eau de ruissellement pluvial drainée par un bassin versant de type routier.	**Durée de l'étude :** 1 campagne de mesure de la perméabilité et des paramètres physico-chimiques. 12 points ont été évalués. **Résultats :** L'étude a montré une liaison entre la capacité d'infiltration du sol et les propriétés physico chimiques.

Cette thèse est accessible à l'adresse : http://theses.insa-lyon.fr/publication/2012ISAL0040/these.pdf
© [C. Gonzalez-Merchan], [2012], INSA de Lyon, tous droits réservés

Référence	**Indicateur de colmatage** / Paramètres évalués	**Type de système** / Type de Sol	**Objectifs /** Type d'effluent	Durée de l'étude / Résultats
Emerson *et al.* (2010)	**Résistance hydraulique** / (i) A partir de données pluviométriques estimation de la hauteur d'eau au sein de la tranchée, (ii) évaluation de l'évolution des propriétés physiques du sol à partir d'un indicateur du colmatage (la résistance hydraulique, déduite de la loi de Darcy).	**Tranchée d'infiltration** / 80% de sable, 15 de silt et 5% d'argile. Conductivité hydraulique du sol 2 x 10^{-5}.	**Objectifs :** étudier la performance d'une tranchée d'infiltration à long terme et l'efficacité de l'ouvrage à piéger les MES. **Type d'effluent** : eaux de ruissellement d'un parking universitaire.	**Durée de l'étude :** 3 ans ; 72 calages de mesure **Résultats :** Les résultats montrent que les deux méthodes de suivi de l'ouvrage permettent de bien représenter l'évolution de la tranchée au cours du temps. La résistance hydraulique permet de représenter l'évolution du colmatage dans l'ouvrage. La performance de la tranchée décroît dans le temps. La capacité d'infiltration sur le fond diminue plus vite que sur les parois. L'étude a montré l'influence de la température de l'eau et du sol vis-à-vis de l'infiltration. Dans la première période de l'analyse, les auteurs ont observé que la résistance hydraulique diminue pendant l'été. Cependant, cette variation n'est plus évidente lorsque l'ouvrage est complètement colmaté. Cette recherche met en évidence l'importance d'un prétraitement et d'une maintenance afin d'améliorer la performance de l'ouvrage à long terme. La végétation peut aussi contribuer à diminuer les effets des charges en MES.
Bergman *et al.* (2011)	**Conductivité hydraulique** / Débit à l'entrée, hauteurs d'eau dans les tranchées	**Tranchée d'infiltration** / sable limoneux avec une conductivité hydraulique à saturation de 2 x 10^{-6}	**Objectifs :** évalué la durée de vie des tranchée d'infiltration. Comparer la capacité d'infiltration initiale et 15 ans de service après. (étude préliminaire Warnaars *et al.,* 1999) **Type d'effluent** : eaux de ruissellement de trottoirs et de toitures de bâtiments résidentiels.	**Durée de l'étude :** Suivi en continu pendant les trois premières années de fonctionnement, 15 ans après un suivi en continu pendant 4 moins. Un total de 9 événements calés. **Résultats :** Les résultats montrent que le compactage n'est pas la seule conséquence du colmatage dans la tranchée. La performance de l'ouvrage décroît plus vite pendant les premières années de fonctionnement. Le colmatage doit être pris en compte dans la conception de l'ouvrage. Les tranchées peuvent assurer la gestion de RUTP pendant 100 ans de façon durable.

Cette thèse est accessible à l'adresse : http://theses.insa-lyon.fr/publication/2012ISAL0040/these.pdf
© [C. Gonzalez-Merchan], [2012], INSA de Lyon, tous droits réservés

5. Positionnement du travail

La revue bibliographique précédente a montré que le colmatage a été largement étudié sur colonnes. Des modèles et de mesures *in situ* ont été aussi explorés. Les recherches sur colonnes ont permis de mieux connaître le phénomène, cependant les résultats ne peuvent pas être pris comme absolus car, elles n'ont pas été réalisées en conditions réelles. Par exemple, cette synthèse bibliographique a montré que les expériences en laboratoire suggèrent une maintenance tous les 2 ans (Hatt *et al*., 2008), alors que les études *in situ* ont montré que l'ouvrage peut rester sans aucune maintenance jusqu'à 8 ans (Gilbert Jenkins *et al.,* 2010) sur des systèmes voisins.

Les modèles qui permettent de représenter la capacité d'infiltration des ouvrages d'infiltration des eaux pluviales considèrent la formation du colmatage due principalement à l'accumulation de sédiments à l'interface sol/surface de l'ouvrage. Même s'ils permettent de prédire la durée empirique de l'ouvrage d'infiltration, ils ne prennent pas en compte, là encore, les conditions réelles de fonctionnement. Par exemple, le modèle de Freni *et al.* (2009) considère que le colmatage est dû uniquement aux apports de MES sans considérer les facteurs climatiques auxquels l'ouvrage peut être soumis.

Les suivis des ouvrages d'infiltration en service sont menés en conditions réalistes. Néanmoins, ces études sont rarement menées en continu et si elles le sont, elles restent cantonnées à des durées faibles (quelques années) peu compatibles avec la dynamique relativement lente du colmatage.

Les guides de conception et de gestion des ouvrages d'infiltration des eaux pluviales proposent de réduire les effets du colmatage à long terme en prenant en compte principalement un prétraitement, une maintenance et une bonne conception de l'ouvrage par rapport à la capacité d'infiltration du sol. Bien que ces trois aspects contribuent à réduire les effets du colmatage, certaines questions se posent encore vis-à-vis de la durée de vie de l'ouvrage :

- Peut-on localiser le colmatage au sein d'un ouvrage d'infiltration à différentes échelles ?
- Comment le colmatage peut-il évoluer au cours du temps dans un ouvrage d'infiltration d'eaux pluviales ?
- Est-ce que les facteurs climatiques, les apports et leur dynamique peuvent jouer un rôle sur l'évolution du colmatage ?
- Quelles sont les caractéristiques principales de la couche colmatée ?
- Comment l'accumulation de sédiments est-elle distribuée dans la surface d'un ouvrage d'infiltration de grande taille ?
- Les changements saisonniers peuvent-ils avoir un effet sur la capacité d'infiltration de l'horizon de surface, de l'ouvrage ?

D'autre part, des études du rôle de la végétation faites sur les systèmes de biofiltration avec un sable limoneux et dans le contexte du climat australien ont montré les bénéfices potentiels pour la durabilité des ouvrages d'infiltration. Cette recherche tente donc de savoir si ces effets seront

Cette thèse est accessible à l'adresse : http://theses.insa-lyon.fr/publication/2012ISAL0040/these.pdf
© [C. Gonzalez-Merchan], [2012], INSA de Lyon, tous droits réservés

aussi importants pour les ouvrages d'infiltration en France, avec un sol sous-jacent fluvio-glaciaire et concernant des systèmes de plus grande taille.

Afin d'approfondir les connaissances sur le colmatage des ouvrages d'infiltration des eaux pluviales, cette thèse va essayer de répondre aux précédents questions à partir du suivi en continu d'un ouvrage en service de grande taille. Pour cela nous avons suivi cet ouvrage sur trois échelles différentes : globale, semi globale, et locale.

Cette thèse est accessible à l'adresse : http://theses.insa-lyon.fr/publication/2012ISAL0040/these.pdf
© [C. Gonzalez-Merchan], [2012], INSA de Lyon, tous droits réservés

Partie II : Colmatage global d'un ouvrage d'infiltration

Cette thèse est accessible à l'adresse : http://theses.insa-lyon.fr/publication/2012ISAL0040/these.pdf
© [C. Gonzalez-Merchan], [2012], INSA de Lyon, tous droits réservés

Cette thèse est accessible à l'adresse : http://theses.insa-lyon.fr/publication/2012ISAL0040/these.pdf
© [C. Gonzalez-Merchan], [2012], INSA de Lyon, tous droits réservés

SOMMAIRE

Introduction **97**

Chapitre 2 : Démarche et Méthodologie **99**

1. Méthodologie 99

1.1. Présentation du site et de son instrumentation 99

1.2. Estimation des apports (Débits, volumes d'eau et masses de MES et DCO) 101

1.2.1 Estimation du débit, comblement des données manquantes et incertitudes 101

1.2.1.1 Estimation du débit avec les mesures *in situ* sur un pas de temps 101

1.2.1.2 Comblement des débits par modélisation 103

1.2.1.3 Récapitulatif des modes de calcul et corrections des débits 106

1.2.1.4 Estimation du volume par pas de temps 106

1.2.1.5 Incertitudes sur les débits estimés et volumes par pas de temps 106

1.2.2 Estimation des turbidités 107

1.2.2.1 Estimation des turbidités manquantes 107

1.2.3 Estimation des concentrations, masses de MES et DCO et de leurs incertitudes pour un pas de temps108

1.2.3.1 Mode d'estimation des concentrations en MES et DCO en continu 108

1.2.4 Estimation des volumes et masses de MES et DCO à l'échelle événementielle ou d'une période de temps sec 110

1.2.4.1 Mode d'estimation du volume évènementiel ou sur une période de temps sec 110

1.2.4.2 Estimation des masses de MES et DCO évènementielles ou sur une période de temps sec 110

1.2.4.3 Les incertitudes sur V_e ou M_e 110

1.2.5 Estimation des volumes et masses de MES et DCO à l'échelle inter-évènementielle intégrant des périodes de temps de pluie et de temps sec 111

1.2.6 Définition des périodes de temps sec et de temps de pluie 111

2. Calage de la résistance hydraulique globale 112

2.1. Principe du calage 112

2.2. Evaluation des incertitudes sur la résistance hydraulique globale 114

2.3. Récapitulatif de la procédure d'évaluation de la résistance hydraulique globale 114

2.4. Calage de la résistance hydraulique du fond et de la paroi de l'ouvrage. 115

2.5. Analyse des facteurs susceptibles d'expliquer l'évolution du colmatage - Grandeurs considérées dans l'analyse de corrélation avec la résistance hydraulique 117

2.5.1 Jeu de corrélation 1 (Type A) 117

2.5.2 Jeu de corrélation 2 (Type B) 117

2.6. Analyses statistiques mises en œuvre 118

Cette thèse est accessible à l'adresse : http://theses.insa-lyon.fr/publication/2012ISAL0040/these.pdf
© [C. Gonzalez-Merchan], [2012], INSA de Lyon, tous droits réservés

2.6.1 Outil de visualisation utilisé pour les comparaisons de différentes populations : la boîte à moustache ou Boxplot 118

2.6.2 Tests comparatifs entre les populations 119

2.6.3 Analyse de corrélations 120

2.6.3.1 Critère de bonne corrélation 120

2.6.3.2 Sélection des meilleures variables explicatives au sein d'un jeu prédéfini 121

Chapitre 3 : Évolution du colmatage global d'un ouvrage d'infiltration en service 125

1. Estimation des volumes d'eau et des masses de MES et DCO apportés à l'ouvrage 125

1.1. Estimation des pourcentages de données comblées 125

1.2. Résultats généraux sur les apports 126

1.2.1 Analyse des volumes d'eau et des masses de MES et DCO apportées à l'ouvrage 126

1.2.1.1 Bilan de volumes et de masses 126

1.2.1.2 Etude des apports sur le bassin d'infiltration (*sortie bassin de rétention*) 127

1.2.2 Concentrations événementielles et masses de MES et DCO apportées à l'ouvrage 129

1.2.2.1 Analyse des concentrations moyennes événementielles de MES apportées 129

1.2.2.2 Analyse des concentrations moyennes événementielles de DCO apportées 131

1.2.2.3 Analyse des masses événementielles de MES 132

1.2.2.1 Analyse des masses événementielles de DCO apportées 133

2. Evolution du colmatage global 135

2.1. Evolution temporelle de la résistance hydraulique globale sur les 7 années 135

2.2. Analyse saisonnière de la résistance globale 138

2.2.1 Analyse globale saisonnière 138

2.2.2 Analyse saisonnière par période 139

3. Evolution de la capacité d'infiltration par les parois et par le fond 141

3.1. Colmatage du fond 142

3.2. Colmatage des parois 143

3.3. Comparaison de l'évolution du colmatage par les parois et par le fond 143

4. Variation de la résistance hydraulique globale et du fond en fonction du temps 144

4.1. Résistance hydraulique globale 145

4.2. Résistance hydraulique du fond 146

5. Etude des facteurs potentiellement explicatifs des fluctuations de la résistance hydraulique globale 147

5.1. Analyse des facteurs explicatifs de *R* (Type A) 148

5.1.1 Variante 1 148

5.1.1.1 Analyse sur l'ensemble de la période (plage 1) 148

Cette thèse est accessible à l'adresse : http://theses.insa-lyon.fr/publication/2012ISAL0040/these.pdf
© [C. Gonzalez-Merchan], [2012], INSA de Lyon, tous droits réservés

5.1.1.2 Analyse avant et après le développement en surface de la végétation (plages 2 et 3)..... 151

5.1.2 Variante 2..... 152

5.2. Analyse des variables normées par rapport à la différence de temps entre chaque calage de la résistance hydraulique (*Type B*) 155

Conclusions ……161

Cette thèse est accessible à l'adresse : http://theses.insa-lyon.fr/publication/2012ISAL0040/these.pdf
© [C. Gonzalez-Merchan], [2012], INSA de Lyon, tous droits réservés

Cette thèse est accessible à l'adresse : http://theses.insa-lyon.fr/publication/2012ISAL0040/these.pdf
© [C. Gonzalez-Merchan], [2012], INSA de Lyon, tous droits réservés

INTRODUCTION

Cette recherche a été menée dans le cadre de l'Observatoire de Terrain en Hydrologie Urbaine (OTHU, www.othu.org).

L'OTHU est une structure fédérative comprenant : 9 établissements de recherche (BRGM, IRSTEA, Ecole Centrale de Lyon, ENTPE, INSA de Lyon, VetAgro Sup et Universités Lyon 1, Lyon 2 et Lyon 3), 12 Laboratoires, et plus de 85 Chercheurs. Les recherches menées au sein de l'observatoire, reposent sur un ensemble de dispositifs de mesure installés sur le système d'assainissement de la Communauté urbaine de Lyon et sur les milieux récepteurs recevant les effluents issus de ce système d'assainissement. Les principaux objectifs scientifiques de la fédération OTHU sont : (i) l'amélioration des connaissances sur la pluviométrie et la climatologie à l'échelle urbaine, et sur les facteurs de risques associés aux inondations et aux pollutions ; (ii) une meilleure connaissance des processus de production et de transfert de l'eau et des polluants en temps sec et en temps de pluie ; (iii) l'évaluation des transformations physiques, chimiques et biologiques des rejets au sein des systèmes d'assainissement (réseau et ouvrages associés notamment déversoirs d'orage et systèmes de rétention/infiltration) et après rejet dans les milieux naturels ; (iv) le développement et la validation de modèles prévisionnels d'évaluation des rejets et de leurs impacts sur les différents milieux récepteurs (*sols et nappes*) (Barraud *et al.,* 2008). Pour notre part nous nous inscrivons dans la volonté d'améliorer les connaissances de l'interface ouvrage/sol des bassins d'infiltration de grande taille.

Pour atteindre ces objectifs, plusieurs bassins versants font l'objet d'un suivi en continu des rejets de temps sec et de temps de pluie, qui sont complétés par des mesures de climatologie (principalement la pluviométrie). Ces bassins versants sont différents par leur nature et également par les types de réseau d'assainissement et d'exutoire qui leur sont associés.

Pour notre cas et afin d'améliorer les connaissances de l'interface ouvrage/sol des bassins d'infiltration de grande taille, nous retenons comme site expérimental : Django Reinhardt.

La recherche menée dans le cadre de la thèse, concerne les impacts de rejets urbains de temps de pluie et de temps sec sur le sol et plus particulièrement sur l'horizon de surface. Cette étude vise plus particulièrement la caractérisation de l'interface ouvrage/sol du point de vue de l'évolution du colmatage et des facteurs pouvant l'influencer. Pour essayer de remplir ces objectifs nous avons mis en place une méthodologie qui permet d'améliorer les connaissances du fonctionnement d'un ouvrage d'infiltration en service sur le long terme, à partir de la résistance hydraulique (indicateur du colmatage global de l'ouvrage).

Cette thèse est accessible à l'adresse : http://theses.insa-lyon.fr/publication/2012ISAL0040/these.pdf
© [C. Gonzalez-Merchan], [2012], INSA de Lyon, tous droits réservés

Cette thèse est accessible à l'adresse : http://theses.insa-lyon.fr/publication/2012ISAL0040/these.pdf
© [C. Gonzalez-Merchan], [2012], INSA de Lyon, tous droits réservés

Chapitre 2: Démarche et Méthodologie

Dans ce chapitre nous présentons dans un premier temps le site expérimental retenu pour l'étude et la démarche suivie lors de l'élaboration de notre méthodologie. Il aborde successivement les points suivants :

- la description du site et des dispositifs d'observation métrologique en continu,
- le mode actuel de gestion des données et l'estimation des apports au bassin d'infiltration
- enfin, nous décrivons la méthodologie qui permet le suivi en continu de la capacité d'infiltration d'un ouvrage d'infiltration en service et les outils utilisés pour tenter de lier l'évolution de la capacité d'infiltration aux apports et aux données d'environnement du bassin.

1. Méthodologie

1.1. Présentation du site et de son instrumentation

Le bassin de rétention/infiltration Django Reinhardt est situé dans la banlieue Est de Lyon, sur la commune de Chassieu (France). Il draine un bassin versant de type industriel, d'une surface de 185 ha, plutôt plat (pente moyenne de 4‰ dans le sens Est-Ouest) et de coefficient d'imperméabilisation d'environ 70%. Le bassin versant est drainé par un réseau séparatif pluvial qui reçoit entre autre et en permanence des eaux de temps sec « théoriquement » propres venant de process industriels de la zone (eaux de refroidissement notamment). Ce réseau aboutit à un système composé d'un bassin de rétention/décantation suivi d'un bassin d'infiltration (*Cf.* Figure 2-1 et Figure 2-2) situé au-dessus d'une nappe dont le toit est à 13 m de profondeur. Les volumes de ces deux compartiments sont respectivement de 32 000 m^3 et 61 000 m^3.

L'ouvrage d'infiltration a une surface de fond d'environ 8 000 m² relativement plane. Le rapport entre surface d'infiltration et la surface imperméabilisée du bassin versant est d'environ 0.6 %.L'ensemble du système est situé dans la plaine de l'Est Lyonnais dont le substratum est composé de dépôts fluvio-glaciaires, qui ont une conductivité hydraulique moyenne de 5.10^{-4} m/s. L'analyse granulométrique a montré que cette couche fluvio-glaciaire est composée majoritairement de matériaux grossiers : 30% de graves (diamètre > 20 mm), 45% de gravier (20 mm > D > 2 mm), 20% de sable grossier (2 mm > D > 0.2 mm) et 5% de sable fin (0.20 mm > D > 0.08 mm), (Barraud *et al.,* 2002).

On pourrait opposer à cette étude la singularité d'un site et de son sol support, cependant selon (Arambourou, 2007) la majorité des villes françaises sont érigées en zone alluvionnaire (74% d'entre elles sur le bassin Rhône Méditerranée et Corse par exemple) et présente donc des caractéristiques proches de celui de Django Reinhardt. Cela nous incite à penser que la portée des observations faites dépasse le simple cas du bassin Django Reinhardt.

La description de l'équipement utilisé pour cette recherche est la suivante. On trouvera la description complète et détaillée du dispositif métrologique général dans (Barraud *et al.,* 2002) et (Bertrand-Krajewski *et al.,* 2008).

Cette thèse est accessible à l'adresse : http://theses.insa-lyon.fr/publication/2012ISAL0040/these.pdf
© [C. Gonzalez-Merchan], [2012], INSA de Lyon, tous droits réservés

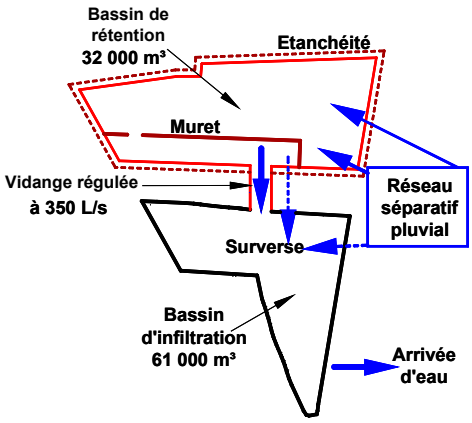


Figure 2-1. *Schéma du site expérimental de Django Reinhardt.*

Figure 2-2. *Bassin de rétention (1) et Bassin d'infiltration (2) du site Django Reinhardt.*

L'entrée du bassin d'infiltration est munie d'une mesure en continu au pas de temps de deux minutes des débits (mesure de hauteur d'eau et de la vitesse d'écoulement en conduite), de la turbidité, de la conductivité électrique et de la température de l'eau. Pour la mesure de turbidité, de conductivité et de température, les eaux sont pompées vers un bac dans lequel plonge les différents capteurs (*Cf.* Figure 2-3).

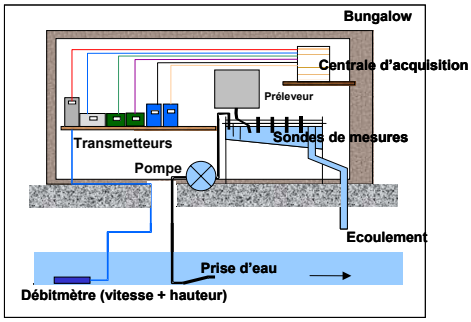


Figure 2-3. *Station de mesure en continu située à l'entrée du bassin Django Reinhardt.*

La hauteur d'eau dans l'ouvrage d'infiltration est mesurée par quatre capteurs piézorésistifs (*Cf*. Figure 2-4) au pas de temps de deux minutes. Le capteur 1 se situe au niveau de l'arrivée d'eau, le capteur 2 (installé en avril 2005) et 3 (installé en août 2005) se trouvent au milieu de l'ouvrage et le capteur 4 (installé en septembre 2005) est le plus éloigné de l'entrée et est localisé au niveau altimétrique le plus bas du bassin d'infiltration.

Les conditions climatiques permettant de contextualiser les mesures acquises sur le site sont :

-La pluviométrie qui est donnée par les intensités de pluie suivies au pas de temps de 1 minute et au moyen d'un pluviomètre à pesée.

-L'ensoleillement qui est acquis grâce à un solarimètre mesurant l'énergie solaire au pas de temps de 2 minutes correspondant au rayonnement solaire direct et diffus en provenance de l'atmosphère et de l'environnement de la sonde.

Cette thèse est accessible à l'adresse : http://theses.insa-lyon.fr/publication/2012ISAL0040/these.pdf
© [C. Gonzalez-Merchan], [2012], INSA de Lyon, tous droits réservés

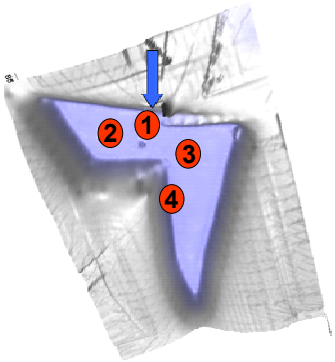


Figure 2-4. *Mesures en continu des hauteurs : pas de temps 2 min. (1) Emplacement de capteurs de hauteur d'eau (2) Plan topographique du fond de l'ouvrage. (Le Coustumer, 2008).*

1.2. Estimation des apports (Débits, volumes d'eau et masses de MES et DCO)

L'évaluation des volumes et des masses de MES ou DCO apportés à l'ouvrage sur différentes périodes permet de donner une estimation de la « pression » qui s'exerce sur le système d'infiltration en termes de quantités d'eau, de flux de sédiments et de matière organique qui arrivent à l'ouvrage. Ces grandeurs ont été estimées principalement par la mesure conjointe des débits et de la turbidité.

La mesure de débit fait l'objet d'une procédure de validation en accord avec le protocole développé au sein de l'observatoire (Bertrand-Krajewski *et al*, 2000 ; Mourad, 2005 et Métadier, 2011). La validation des données préliminaires prend en compte les considérations suivantes :

- les capteurs sont étalonnés périodiquement et leur fonction d'étalonnage définie à partir de régressions polynomiales au sens de Williamson (Bertrand-Krajewski *et al.,* 2007) ;
- Les incertitudes sont calculées à partir des incertitudes types des capteurs, liées aux conditions locales de mesure et au fonctionnement de ces capteurs. Les incertitudes types des capteurs sont estimées lors de l'étalonnage.

1.2.1 Estimation du débit, comblement des données manquantes et incertitudes

Le débit à l'entrée du bassin d'infiltration est déduit des mesures de hauteurs d'eau (*H*) effectuées au moyen de sondes piézorésistives et de vitesses (*V*) effectuées avec des capteurs de vitesse à effet Doppler situés dans la conduite d'entrée du bassin.

1.2.1.1 Estimation du débit avec les mesures *in situ* sur un pas de temps

Lorsque les capteurs de hauteurs et de vitesses ont fonctionné normalement, le débit est déterminé classiquement à partir de l'équation suivante, pour une conduite circulaire de rayon R_c:

$$Q_i = V_i.A(H_i) = V_i.R_c^2\left[\text{Arccos}\left(1-\frac{H_i}{R_c}\right)-\left(1-\frac{H_i}{R_c}\right)\sin\left(\text{Arccos}\left(1-\frac{H_i}{R_c}\right)\right)\right] \qquad \textbf{Équation 2-1}$$

où V_i est la vitesse, $A(H_i)$ la surface mouillée fonction de la hauteur d'eau H_i au pas de temps *i* et *Rc* le rayon de la conduite.

Cette thèse est accessible à l'adresse : http://theses.insa-lyon.fr/publication/2012ISAL0040/these.pdf
© [C. Gonzalez-Merchan], [2012], INSA de Lyon, tous droits réservés

Une vérification est également faite systématiquement pour s'assurer de la compatibilité du débit obtenu avec la régulation.

Cependant les mesures de vitesse faites avec les capteurs à effet Doppler sont supposées n'être fiables que pour des hauteurs d'eau (*H*) supérieures à 0.10 m (Bertrand-Krajewski *et al.,* 2000). Le volume de mesure exploré par le capteur dépend des variations de concentration en MES dans l'écoulement et du gradient de concentration en fonction de la hauteur, notamment au cours des épisodes pluvieux (Bertrand-Krajewski *et al.,* 2000, Larrarte *et al.,* 2008).

Pour des hauteurs d'eau plus faibles en réseau (H < 0.10 m), les caractéristiques techniques du capteur de vitesse à effet Doppler ne garantissent pas des mesures correctes. Une hauteur d'eau minimale au-dessus du capteur est nécessaire pour obtenir un signal exploitable. Cette hauteur varie de 0.02 m à 0.10 m (Bertrand-Krajewski *et al.,* 2000). Dans notre cas la hauteur nécessaire est de 0.10 m.

Pour pallier à ce problème, nous avons utilisé les débits mesurés pour des hauteurs d'eau H > 0.10 m, sur la période 2005 à 2007 où le capteur débitmétrique était récent et nous avons approximé pour ces débits une loi *Débit / Hauteur* au sens de Williamson. Enfin, nous avons extrapolé cette loi pour des hauteurs H < 0.10 m, (*Cf*. Figure 2-5)**.**

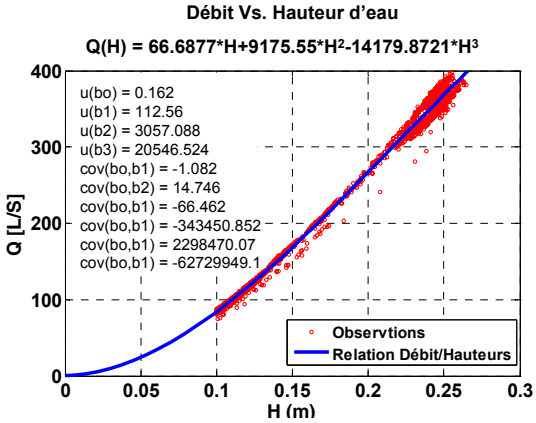


Figure 2-5. *Régressions polynomiales au sens de Williamson de la relation Débit/Hauteurs.*

Lorsque la mesure de vitesse à effet Doppler est inexistante, soit que les capteurs n'ont pas fonctionné soit que la mesure donne une valeur aberrante la procédure a consisté à utiliser la relation *Débit / Hauteur* (*Cf.* Figure 2-5).

Lorsque les mesures de hauteurs sont inexistantes, soit que les capteurs n'ont pas fonctionné, soit que la mesure donne une valeur aberrante, la procédure a consisté à utiliser la relation *Débit / Vitesse,* beaucoup moins fiable, mais qui permet d'avoir un ordre de grandeur du débit même si c'est avec une incertitude plus importante. Pour l'établissement de la relation *Débit / Vitesse,* la même démarche que pour la relation *Débit / Hauteur* a été appliquée. On trouvera cette relation à la Figure 2-6.

Cette thèse est accessible à l'adresse : http://theses.insa-lyon.fr/publication/2012ISAL0040/these.pdf
© [C. Gonzalez-Merchan], [2012], INSA de Lyon, tous droits réservés

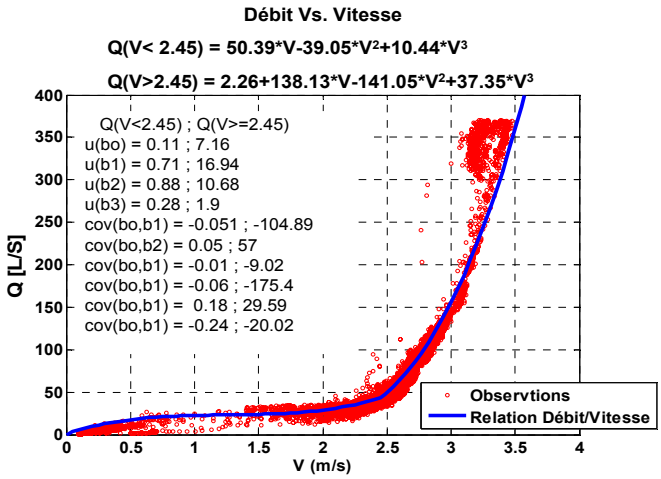


Figure 2-6. *Régressions polynomiales au sens de Williamson de la relation Débit/Vitesse*

Lorsque ni la mesure de hauteur, ni la mesure de vitesse n'est correcte ou existante, on a alors recours à une ultime procédure, celle du comblement par modélisation, développée au paragraphe 1.2.1.2.

1.2.1.2 Comblement des débits par modélisation

En raison de la maintenance ou des problèmes techniques, des intervalles de données manquantes peuvent apparaître. Pour représenter les sollicitations sur le bassin, les données sont alors comblées.

La procédure de « comblement » pour de longues périodes est la suivante :

Dans un premier temps il y a une détermination des intervalles de 2 min pour lesquels le débit est manquant.

- *Cas 1* : *Quand les valeurs manquantes correspondent à un intervalle de temps de durée inférieure ou égale à 10 min*, on prend la valeur immédiatement précédente existante.
- *Cas 2* : *Si la période de données manquantes est supérieure à 10 min*, la reconstitution du débit à l'entrée du bassin d'infiltration se fait en plusieurs étapes selon les cas et pas de temps par pas de temps.

  Pour cela, on cherche à déterminer s'il y a eu une pluie détectée sur les pluviomètres environnants du bassin versant qui alimente le bassin de rétention, en amont du bassin d'infiltration.

  - Si c'est le cas, on estime le débit en entrée du compartiment d'infiltration à partir des mesures de hauteurs d'eau dans le bassin de rétention et de sa loi de vidange du bassin de retention (débit de fuite en fonction de la hauteur dans l'ouvrage). La loi de vidange du bassin de retetnion a été évaluée grâce à des calages antérieurs réalisés par Torres (2008) (*Cf.* Figure 2-7).
  - Si les hauteurs d'eau dans le bassin de rétention sont manquantes, on calcule par modélisation le débit entrant dans le compartiment d'infiltration en appliquant successivement : (i) un modèle de pertes (modèle de pertes continues, fonction

Cette thèse est accessible à l'adresse : http://theses.insa-lyon.fr/publication/2012ISAL0040/these.pdf
© [C. Gonzalez-Merchan], [2012], INSA de Lyon, tous droits réservés

d'un coefficient de ruissellement volumétrique moyen dépendant de la gamme de pluies simulées -*Cf*. Équation 2-2), (ii) un modèle de ruissellement sur le bassin versant (modèle du réservoir linéaire -*Cf*. Équation 2-3) permettant d'obtenir le débit d'entrée au bassin de rétention et (iii) un modèle de fonctionnement du bassin de rétention (méthode dite « des débits » - *Cf*. Équation **2-4**) permettant d'obtenir le débit de sortie du bassin de rétention et donc le débit en entrée au compartiment d'infiltration.

Modèle de pertes

$$Q_{s\_BV}(t) = Q_{e\_BR}(t) = C_r \cdot I(t) \cdot A_{BV}$$ **Équation 2-2**

Où $Q_{s\_BV}(t)$: débit sortant du bassin versant

$Q_{s\_BV}(t)$: débit correspondant à la pluie nette (calculé à partir des données pluviométriques du site ou à défaut à partir de la station proche de Bron)

$Q_{e\_BR}(t)$: débit d'entrée du bassin de retenue au temps *t*

C_r : Coefficient de ruissellement volumétrique moyen estimé à 0.4 pour le type d'évènements que nous avons eu à combler, calé lors d'une étude antérieure (Bardin *et al.,* 2004)

$I(t)$: Intensité de pluie mesurée sur le site

A_{BV} : Surface totale du bassin versant (*ici* 185 ha)

Modèle de réservoir linéaire :

Il est régi par les équations suivantes :

$$Q_{e\_BR}(t+\Delta t) = Q_{s\_BV}(t+\Delta t)$$
$$Q_{e\_BR}(t+\Delta t) = C_1\, Q_{e\_BV}(t+\Delta t) + C_2\, Q_{s\_BV}(t)$$ Équation 2-3
$$avec\ \ C_1 = 1 - e^{-\frac{\Delta t}{K}},\quad C_2 = e^{-\frac{\Delta t}{k}}$$

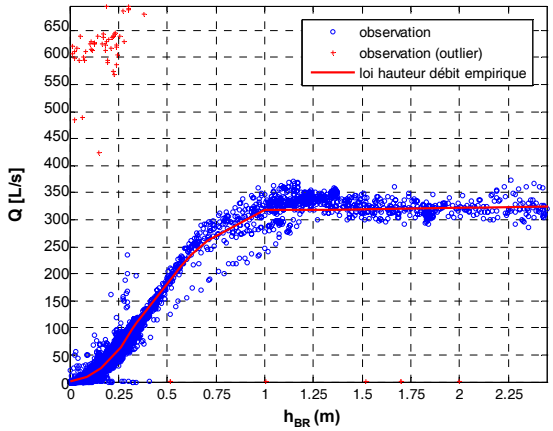
$Q_{e\_BV}(t)$, $Q_{S\_BV}(t)$ sont respectivement le débit d'entrée et sortie du bassin versant

$Q_{e\_BR}(t)$ débit d'entrée du bassin de retenue au temps *t*

K est le lag time calé antérieurement et égal à 32 minutes (Bardin *et al.*, 2004)

Δt est le pas de temps

Cette thèse est accessible à l'adresse : http://theses.insa-lyon.fr/publication/2012ISAL0040/these.pdf
© [C. Gonzalez-Merchan], [2012], INSA de Lyon, tous droits réservés



$$Q_{s\_BR}(h_{BR}) = \mathbf{39.8} * h_{BR}^{6} - \mathbf{416.5} * h_{BR}^{5} + \mathbf{1617.9} * h_{BR}^{4} - \mathbf{2874.9} * h_{BR}^{3} + \mathbf{2149} * h_{BR}^{2} - \mathbf{178.9} * h_{BR}$$

Figure 2-7. *Estimation du débit de sortie du bassin de rétention (Q_{S_BR} en fonction de la hauteur (h_{BR}) d'eau dans le bassin de rétention. Torres (2008).*

Modèle de simulation du bassin de retenue (Méthode dites « des débits »)

Il est basé sur la résolution des équations suivantes :

- équation de continuité :

$$\frac{dV_{BR}(t)}{dt} = Q_{e\_BR}(t) - Q_{s\_BR}(t) = Q_{e\_BR}(t) - Q_{e\_BI}(t)$$ **Équation 2-4**

- équation de stockage

$$V_{BR}(\, h_{BR}(t)\,) = f(\, h_{BR}(t)\,)$$ **Équation 2-5**

- équation de vidange

$$Q_{S\_BR}\;(\, h_{BR}(t)\,) = g\,(\, h_{BR}(t)\,)$$ **Équation 2-6**

où

$V_{BR}(t)$ est le volume stocké à l'instant *t* (m^3)

$Q_{e\_BR}(t)$ est le débit entrant au bassin de rétention à l'instant t (m^3/s),

$Q_{s\_BR}(t) = Q_{e\_BI}(t)$ est le débit sortant du bassin de rétention à l'instant *t* (m^3/s) égal au débit d'entrée dans le compartiment d'infiltration

f est la fonction qui relie le volume stocké V_{BR} dans le bassin de rétention à la hauteur h_{BR} d'eau dans ce bassin.

g est la fonction qui relie le débit sortant Q_{S_BR} du bassin de rétention à la hauteur h_{BR} d'eau dans ce bassin.

Cette thèse est accessible à l'adresse : http://theses.insa-lyon.fr/publication/2012ISAL0040/these.pdf
© [C. Gonzalez-Merchan], [2012], INSA de Lyon, tous droits réservés

Calcul du volume à la sortie du bassin de rétention :

$V_{S\_BR} = Q_{S\_BR} \cdot \Delta t$

V_{S_BR} est le volume sortant du bassin de rétention

Δt est le pas de temps de 2 min

1.2.1.3 Récapitulatif des modes de calcul et corrections des débits

Si H >= 0.10 m : le débit est calculé selon l'Équation 2-1 en utilisant la mesure de vitesse et de hauteur issues des capteurs correctement étalonnés

Si H < 0.10 m le débit est calculé à partir de la lecture de la hauteur selon la relation *Débit / Hauteur* indiquée à la Figure 2-5**.**

- Si la donnée de hauteur manque ou est incorrecte mais que la mesure de vitesse a été effectuée, le débit est déduit de la relation *Débit / Vitesse* indiquée à la Figure 2-6.

- Si la donnée de vitesse manque ou est incorrecte mais que la mesure de hauteur dans la conduite a été effectuée, le débit est déduit de la relation *Débit / Hauteur* indiquée à la Figure 2-5**.**

- Si vitesse et hauteur sont manquantes, on passe à la procédure de comblement par modélisation (*Cf*. paragraphe 1.2.1.2)

1.2.1.4 Estimation du volume par pas de temps

Le volume par pas de temps est calculé selon la relation suivante :

$$V_i = Q_i \cdot \Delta t$$ **Équation 2-7**

Avec V_i volume écoulé au pas de temps i, Q_i débit au pas de temps *i*, Δt valeur du pas de temps

1.2.1.5 Incertitudes sur les débits estimés et volumes par pas de temps

Les incertitudes sur les débits mesurés sont calculées en appliquant la loi de propagation des incertitudes. La méthode est celle de la norme (NF ENV 1305, 1999) appliquée au calcul des débits selon (Bertrand-Krajewski *et al.,* 2000).

Le débit mesuré est évalué à partir d'une mesure de hauteur et de vitesse. Dans notre cas, le débit s'écoule au travers d'une section circulaire de rayon R_c, si bien que le débit peut être estimé à partir de 3 variables jugées indépendantes : R_c (rayon du collecteur), *H* (hauteur d'eau mesurée dans le collecteur) et *U* (vitesse mesurée dans le collecteur). L'incertitude sur le débit est donnée par l'Équation 2-8 :

$$u(Q)^2 = u(R_c)^2(\frac{\partial Q}{\partial Rc})^2 + u(H)^2(\frac{\partial Q}{\partial H})^2 + u(U)^2(\frac{\partial Q}{\partial U})^2$$ **Équation 2-8**

Les incertitudes absolues sur les débits manquants sont prises égales à 30 % de la valeur calculée correspondant au maximum qu'on peut trouver sur les mesures faites.

Cette thèse est accessible à l'adresse : http://theses.insa-lyon.fr/publication/2012ISAL0040/these.pdf
© [C. Gonzalez-Merchan], [2012], INSA de Lyon, tous droits réservés

La valeur du pas de temps étant constante dans notre cas, l'incertitude sur le volume au pas de temps *i* découle directement de celle du débit.

1.2.2 Estimation des turbidités

La turbidité est mesurée à l'aide de turbidimètres périodiquement étalonnés et sert à l'estimation en continu des concentrations de MES et DCO comme nous le verrons ultérieurement.

Cependant les séries temporelles de turbidité peuvent, elles aussi, présenter des lacunes. Dans ce cas, les turbidités manquantes seront évaluées suivant deux stratégies différentes, selon que la donnée manque en temps de pluie ou en temps sec.

1.2.2.1 Estimation des turbidités manquantes

L'estimation des turbidités est différente selon que l'on se trouve en temps de pluie ou en temps sec. La délimitation de ces périodes fait l'objet d'une procédure que l'on explicite au paragraphe 1.2.6. Les stratégies de comblement sont les suivantes et sont appliquées après la correction et comblement des débits.

- Si une valeur de turbidité est manquante par temps sec elle est prise égale à la valeur moyenne obtenue sur la période de temps sec immédiatement précédente.
- Si une valeur de turbidité est manquante par temps de pluie nous utilisons pour combler ces données l'évènement pluvieux immédiatement antécédent qui ne présente aucune lacune. On cale pour cette dernière une relation polynomiale entre turbidité et débit et on ne la conserve que si elle est significative (*NS* > 0.5 - *p-value* < 0.05), (*NS* représente le coefficient de NASH issu du calage). Si ce n'est pas le cas on cherche l'événement précédent et ainsi de suite. Nous avons toujours trouvé un évènement qui a permis de remplir ces conditions.

L'exemple ci-dessous illustre la procédure de comblement des données de la turbidité dans ce deuxième cas. Afin d'évaluer la pertinence de la méthode nous avons considéré l'événement du 04/06/2007 (*Cf*. Figure 2-10), où les données de turbidité étaient existantes mais que nous supposerons à combler. Ainsi nous pouvons comparer les valeurs calculées de la turbidité et les valeurs réelles.

L'évènement pluvieux immédiatement antécédent qui ne présente aucune lacune est celui du 16/05/2007 (*Cf*. Figure 2-8) qui permet de bien représenter la turbidité en fonction du débit (NS>0.5 - *p-value* < 0.05 (critère d'évaluation du calage)) avec un polynôme de degré 3, régression illustrée à la Figure 2-9.

La Figure 2-10, présente l'hydrogramme en entrée du bassin d'infiltration du 04/06/2007, les mesures de la turbidité réelles *in situ* et la courbe de la turbidité obtenue à partir des données du débit et de la régression polynomiale de la turbidité en fonction du débit qui a été estimée pour l'événement antérieur du 16/05/2007.

Cette thèse est accessible à l'adresse : http://theses.insa-lyon.fr/publication/2012ISAL0040/these.pdf
© [C. Gonzalez-Merchan], [2012], INSA de Lyon, tous droits réservés

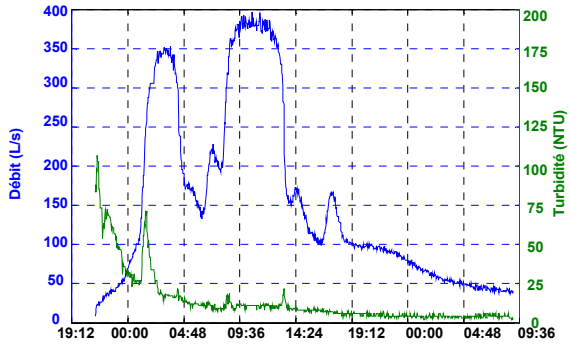


Figure 2-8. *Hydrogramme de l'événement pluvieux du 16/05/2007 et la turbidité mesurée pendant ce même événement.*

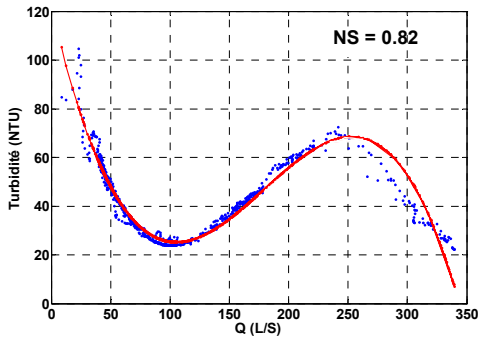


Figure 2-9. *Régression polynomiale de degré 3, la turbidité de l'événement en fonction du débit.*

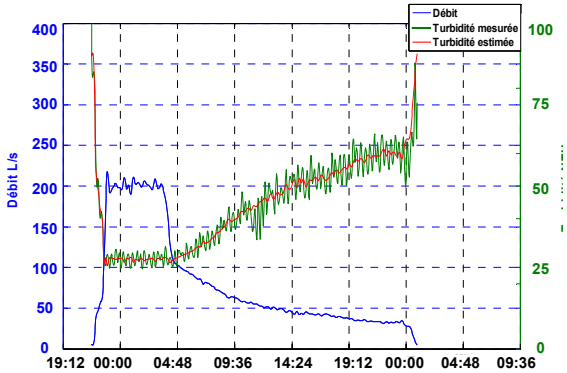


Figure 2-10. *Hydrogramme de l'événement pluvieux 04/06/2007 avec les turbidités mesurées et estimées.*

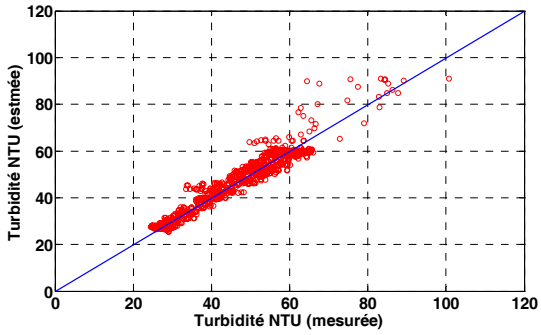


Figure 2-11. *Comparaison entre la turbidité mesurée réelle et celle calculée avec la régression polynomiale.*

Finalement la Figure 2-11, compare les valeurs réelles mesurées *in situ* et les valeurs de la turbidité estimées à partir de la régression (*Cf*. Figure 2-9). Les résultats sont satisfaisants. La racine de l'erreur quadratique moyenne représentant l'écart type des résidus entre les valeurs réelles et les valeurs de la turbidité estimée (RMSE = 10.66 NTU) est inférieure à l'écart type (25.78 NTU).

Dans le cas où les valeurs ont été complètement reconstituées sur l'évènement la fiabilité des données obtenues est très faible, nous avons pris comme incertitude 40% sur la mesure estimée par pas de temps.

1.2.3 Estimation des concentrations, masses de MES et DCO et de leurs incertitudes pour un pas de temps

1.2.3.1 Mode d'estimation des concentrations en MES et DCO en continu

Les concentrations de MES et DCO sont déduites des mesures en continu de la turbidité obtenues au pas de temps de 2 min. Les concentrations en MES et DCO à chaque pas de temps sont évaluées par des relations Turbidité/Concentration en MES ou DCO. L'obtention de ces relations

Cette thèse est accessible à l'adresse : http://theses.insa-lyon.fr/publication/2012ISAL0040/these.pdf
© [C. Gonzalez-Merchan], [2012], INSA de Lyon, tous droits réservés

se fait par prélèvement d'échantillons pendant des périodes de pluie et de temps sec qui sont ensuite analysés conjointement en MES et turbidité ou en DCO et turbidité, à partir de la méthode décrite par Bertrand-Krajewski *et al.* (2007). Les relations utilisées sont données au Tableau 2-1, elles sont périodiquement mises à jour et enrichies ; elles sont de type affines.

47

Tableau 2-1. *Coefficients des relations affines entre les mesures de turbidité (T [NTU]) et les concentrations (C [mg/L]) de MES ou DCO, v(a) : variance du coefficient directeur a, v(b) variance de l'ordonnée à l'origine b et cov(a,b) covariance entre a et b.*

C = *a**T + *b*	Sortie du bassin de rétention 30 Nov. 2003 à 30 mars 2004				Sortie du bassin de rétention 1 avril 2004-31 Déc. 2005			
	MES TS	*MES TP*	*DCO-TS*	*DCO-Tp*	*MES TS*	*MES TP*	*DCO-TS*	*DCO-Tp*
a	1.16	1.74	0.20	1.10	0.55	1.06	1.82	0.25
b	-66.99	-12.42	124.54	-1.03	-5.61	-43.15	-23.90	32.84
v(a)	0.02	0.03	0.03	0.00	0.05	0.18	0.05	0.00
v(b)	352.94	4.65	1120.70	0.00	1.25	14.23	2.56	221.88
cov(a,b)	-2.13	-0.32	-5.92	0.00	-0.05	0.18	-0.10	-0.38

C = *a**T + *b*	Sortie du bassin de rétention Janv. 2006 à Déc. 2007				Sortie du bassin de rétention Janv. 2008 à Déc. 2010			
	MES TS	*MES TP*	*DCO-TS*	*DCO-Tp*	*MES TS*	*MES TP*	*DCO-TS*	*DCO-Tp*
a	0.59	1.24	1.83	0.32	0.62	1.23	1.83	0.86
b	-14.97	-51.57	-34.45	32.01	-16.37	-24.08	-34.44	31.57
v(a)	1.03	13.59	5.32	44.32	1.015	0.03	5.32	0.03
v(b)	0.01	0.13	0.04	0.10	0.012	3.51	0.044	5.32
cov(a ,b)	-0.01	-1.36	-0.22	-4.01	-0.011	-0.07	-0.022	-0.11

TS : Temps sec / TP : temps de pluie

Les incertitudes sur la concentration en MES et en DCO dépendent, quant à elles, de la turbidité mesurée en continu et donc des coefficients *a* et *b* de la régression linéaire au sens de Williamson qui permet de les évaluer. Les incertitudes sur les concentrations sont données par la relation suivante

$$u(c)^2 = T^2 v(a) + a^2 v(T) + v(b) + 2T\, cov(a,b)$$ **Équation 2-9**

Avec *u(c)* l'incertitude sur la concentration de MES ou DCO, *T* la turbidité, *v(T)* la variance de la turbidité, *v(a) la* variance du coefficient directeur *a*, *v(b)* variance de l'ordonnée à l'origine *b* et *cov(a,b)* covariance entre *a* et *b*.

Cette thèse est accessible à l'adresse : http://theses.insa-lyon.fr/publication/2012ISAL0040/these.pdf
© [C. Gonzalez-Merchan], [2012], INSA de Lyon, tous droits réservés

1.2.4 Estimation des volumes et masses de MES et DCO à l'échelle événementielle ou d'une période de temps sec

1.2.4.1 Mode d'estimation du volume évènementiel ou sur une période de temps sec

Les volumes arrivant au bassin d'infiltration sont calculés à partir des débits d'entrée au bassin d'infiltration, acquis ou déterminés en continu au pas de temps de 2 min. Le volume sur une période est donné par la relation simple :

$$V_e = \sum_{i=1}^{N} Q_i \cdot \Delta t = \sum_{i=1}^{N} v_i \qquad \textbf{Équation 2-10}$$

avec V_e : volume entrant dans le bassin d'infiltration pendant une période de temps sec ou un évènement pluvieux, Q_i : débit entrant mesuré au pas de temps (*i*), Δt : durée du pas de temps constant dans notre cas, *N* : nombre de pas de temps de la période et v_i : volume écoulé au pas de temps *i.*

1.2.4.2 Estimation des masses de MES et DCO évènementielles ou sur une période de temps sec

Pour une période donnée comprenant du temps sec et du temps de pluie de N pas de temps consécutifs, la masse M_e de MES ou DCO apportée au bassin d'infiltration s'écrit comme suit :

$$M_e = \sum_{i=1}^{N} C_i . Q_i . \Delta t = \sum_{i=1}^{N} m_i \qquad \textbf{Équation 2-11}$$

avec C_i : concentration en MES ou en DCO de l'effluent entrant dans le bassin au pas de temps (*i*) estimée par la relation $C_i = f(T_i)$ relative au temps sec ou au temps pluie (*Cf.* paragraphe 1.2.6), T_i : turbidité mesurée au pas de temps (*i*), Q_i : débit entrant mesuré au pas de temps (*i*), Δt : durée du pas de temps, et m_i : masse de MES ou DCO au pas de temps *i*

1.2.4.3 Les incertitudes sur V_e ou M_e

Les incertitudes sur les volumes, masses de MES et DCO résultent de la sommation des volumes v_i ou masses m_i par pas de temps potentiellement corrélées (Le Coustumer, 2008).

<u>Pour le temps de pluie</u>, il est possible d'estimer le degré corrélation entre les valeurs successives de volumes ou de masses en calculant le variogramme qui permet d'estimer sur quelle durée $m\Delta t$ la corrélation entre les grandeurs doit être prise en compte (Bertrand-Krajewski *et al.,* 2001). Le variogramme est défini par la relation suivante :

$$\gamma c(t) = \frac{1}{2N(m)} \sum_{i} (v_{i+m} - v_i)^2 \qquad \textbf{Équation 2-12}$$

Avec m le nombre de pas de temps séparant deux valeurs vi et $N(m)$ le nombre de couples de points séparés d'une durée $m\Delta t$.

Cette thèse est accessible à l'adresse : http://theses.insa-lyon.fr/publication/2012ISAL0040/these.pdf
© [C. Gonzalez-Merchan], [2012], INSA de Lyon, tous droits réservés

On calcule ensuite la variance des N valeurs de volume vi ou de masses mi par la relation :

$$s(V)^2 = \frac{N\sum_{i=1}^{N} vi^2 - (\sum_{i=1}^{N} vi)^2}{N(N-1)}$$ **Équation 2-13**

Le temps correspondant à l'intersection de la droite $y= s(V)^2$ et du variogramme donne sa portée qui représente la durée pendant laquelle le degré d'autocorrélation est significatif.

On peut ensuite calculer l'incertitude sur le débit ou la masse par la relation :

$$u_{Var}(V)^2 = \sum_{i=1}^{N} u(vi)^2 + 2\sum_{i=1}^{N-1} \sum_{j=i+1}^{min(N,i+m)} r(vi,vj)u(vi)u(vj)$$ **Équation 2-14**

<u>Pour le temps sec</u>, les valeurs aux différents pas de temps sont totalement non corrélées.

1.2.5 Estimation des volumes et masses de MES et DCO à l'échelle inter-évènementielle intégrant des périodes de temps de pluie et de temps sec

Sur de plus longues périodes (une année par exemple), les volumes et les masses de MES ou DCO résultent de la sommation des variables à l'échelle évènementielle. Le volume *V* et la masse *M* sur une longue période s'écrivent :

$$V = \sum_{i=1}^{Ne} Ve_i \quad \text{et} \quad M = \sum_{i=1}^{Ne} Me_i$$ **Équation 2-15 et Équation 2-16**

Avec *V* le volume d'un événement, *M* la masse d'un événement. Ve_i le volume au pas de temps i , Me_i la masse au pas de temps i et N_e le nombre d'événements ou de périodes de temps sec.

Les incertitudes sont calculées en supposant que les événements sont indépendants les uns des autres et donc qu'il n'y a pas de corrélation entre eux. Pour les événements pluvieux on prend les incertitudes de chaque événement calculées par la méthode du variogramme pour le temps sec ou lorsqu'il n'y a pas de mesure de qualité on utilise les incertitudes maximales de chaque événement. On obtient alors :

$$u(V)^2 = \sum_{i=1}^{Ne} u(Ve_i)_r^2 \quad \textbf{et} \quad u(M)^2 = \sum_{i=1}^{Ne} u(Me_i)^2$$ **Équation 2-17 et Équation 2-18**

1.2.6 Définition des périodes de temps sec et de temps de pluie

L'estimation des masses de MES et DCO apportées nécessite, la délimitation des périodes de temps de pluie et périodes de temps sec.

A l'entrée du bassin d'infiltration, les étapes permettant la délimitation des périodes de temps pluie et temps sec sont issues de (Barraud *et al.,* 2007 et Le Coustumer, 2008) et sont les suivantes : elles utilisent les données de débit et turbidité préalablement validées et comblées.

Etape 1- Première délimitation des périodes de temps sec (*TS*) et de temps de pluie (*TP*) sur la base du seuil de débit à 2 L/s résultant de l'observation des chroniques de débits.

Etape 2- Affectation définitive des périodes de temps de pluie (*TP*) :

Cette thèse est accessible à l'adresse : http://theses.insa-lyon.fr/publication/2012ISAL0040/these.pdf
© [C. Gonzalez-Merchan], [2012], INSA de Lyon, tous droits réservés

Une période ayant été pré-identifiée comme étant de temps de pluie à l'étape 1 sera définitivement affectée au temps de pluie :

- si une période de *TP* a été détectée en entrée du bassin de rétention dans une période proche c'est-à-dire si la date de début d'un événement de *TP* en entrée du bassin de rétention se situe dans un voisinage très proche de la date de début de période de TP détectée en entrée du bassin d'infiltration,
- s'il y a bien eu une pluie (mesurée sur le pluviomètre le plus proche) provoquant la montée de débit dans les 6 h qui ont précédé la montée observée du débit en entrée de bassin d'infiltration. La pertinence du décalage temporel de 6 h a été vérifiée,
- et si le volume écoulé pendant la période est supérieur à 500 m^3,
- Sinon elle sera affectée au temps sec.

Les règles appliquées permettent de ne pas considérer comme événements de temps de pluie, des rejets de type industriel douteux qui peuvent représenter ponctuellement de forts débits mais qui ne correspondent pas à une pluie. (Le Coustumer *et al.,* 2008).

2. Calage de la résistance hydraulique globale

2.1. Principe du calage

Une des solutions est de déterminer l'infiltrabilité globale de l'ouvrage au cours du temps et d'estimer sa résistance hydraulique. Au sens du modèle de Bouwer (2002), elle représente la durée nécessaire à une quantité unitaire d'eau pour passer à travers la couche colmatée sous une charge unitaire. Bouwer fait l'hypothèse qu'il existe une couche colmatée de conductivité hydraulique K_c et d'épaisseur *e*. Ainsi il postule que le sol sous-jacent est non saturé si la conductivité hydraulique de la couche colmatée est suffisamment faible par rapport à la conductivité hydraulique du sol sous-jacent. Lorsque la nappe est profonde et que le fond du bassin est au-dessus de la frange capillaire, l'infiltration peut être considéré comme n'étant due qu'à la gravité ; elle est verticale, le gradient hydraulique est unitaire, la hauteur de pression interstitielle h_{cr} du sol est constante. La teneur en eau est supposée constante pendant l'infiltration (Bouwer *et al.,* 1969). Ces conditions sont considérées comme remplies dans notre cas.

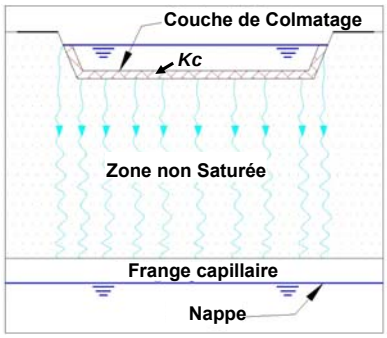


Figure 2-12. *Représentation du modèle de Bouwer (2002).*

Cette thèse est accessible à l'adresse : http://theses.insa-lyon.fr/publication/2012ISAL0040/these.pdf
© [C. Gonzalez-Merchan], [2012], INSA de Lyon, tous droits réservés

Si on applique *la loi de Darcy* pour le système de la Figure 2-12, avec les hypothèses mentionnées et en supposant en outre que l'épaisseur de la couche colmatée est très faible par rapport à la hauteur d'eau dans le bassin, on obtient la relation suivante :

$$v = K_c \frac{h + e - h_{cr}}{e} = K_c \frac{h - h_{cr}}{e} = \frac{h - h_{cr}}{R}, \quad R = \frac{e}{K_c}, \quad Q_{Bouwer} = S(h).\left(\frac{h - h_{cr}}{R}\right)$$ **Équation 2-19**

v : vitesse d'infiltration, K_c : conductivité hydraulique de la couche colmatée, h : hauteur d'eau dans le bassin, e: épaisseur de la couche colmatée, R : résistance hydraulique et h_{cr} : charge de pression interstitielle dans la zone non saturée dont il existe des valeurs guides pour différents types de sol sous-jacent (Bouwer *et al.,* 1999). Pour une grave sableuse, h_{cr} peut être prise égale à -0.10 m. C'est la valeur retenue car confirmée lors d'études antérieures (Perrodin *et al.,* 2005).

Le but de notre travail est de caler la résistance hydraulique pour chaque événement pluvieux afin de savoir si on observe, avec le temps, une augmentation globale de cette grandeur. Pour cela, nous avons besoin du débit infiltré à chaque instant. On peut le déduire de l'équation de continuité, des mesures des débits entrant dans le bassin d'infiltration et des mesures de hauteurs d'eau dans le bassin :

$$Q_{infi} = Q_{e\,i} - \frac{dV_i}{dt}$$ **Équation 2-20**

Avec dV_i/dt : variation temporelle du volume stocké, $Q_{e\,i}$: débit entrant dans le bassin mesuré au pas de temps i, $Q_{inf\,i}$: débit infiltré au pas de temps i.

Le volume d'eau V_i dans le bassin est calculé à chaque pas de temps à partir des mesures de hauteur d'eau. Ces hauteurs sont reportées sur un *Modèle Numérique de Terrain* (MNT) obtenu avec un GPS différentiel où sont insérées les cotes exactes des sondes piézorésistives (Le Coustumer, 2008). A partir des données topographiques, on peut déterminer une équation de stockage entre la hauteur d'eau dans le bassin et le volume. On cale ensuite la résistance hydraulique par la méthode des moindres carrés en minimisant la fonction critère suivante :

$$C = \sum_{i=1}^{n} (Q_{infi} - Q_{Bouwer\,i})^2 = \sum_{i=1}^{n} \left[Q_{inf\,i} - \left(\frac{h_i - h_{cr}}{R}\right) \cdot S(h_i) \right]^2$$ Équation 2-21

Avec n : nombre de pas de temps durant la décrue du niveau d'eau dans le bassin, i : indice du pas de temps, R : résistance hydraulique à caler, $Q_{inf\,i}$: débit mesuré estimé à partir de l'Équation 2-20, h_i : hauteur d'eau dans le bassin, h_{cr} : charge hydraulique dans la zone non saturée, $S(hi)$: surface d'infiltration dépendant de la hauteur h_i et également déduite du MNT.

Pour qu'elles puissent être comparables d'un événement à un autre, les résistances hydrauliques sont corrigées en fonction de la température de l'eau et toutes sont normées à 20°C. De même pour comparer les résistances entre elles, on ne réalise le calage que pour des événements

Cette thèse est accessible à l'adresse : http://theses.insa-lyon.fr/publication/2012ISAL0040/these.pdf
© [C. Gonzalez-Merchan], [2012], INSA de Lyon, tous droits réservés

présentant une hauteur d'eau supérieure à 1 m environ par rapport au niveau le plus bas du bassin, (fond entièrement immergé). Enfin nous calons les résistances sur la période de vidange du bassin de manière à rendre le plus homogène possible les conditions d'humidité de l'interface ouvrage sol et des couches sous-jacentes.

L'ensemble de ce calage est réalisé à partir des mesures faites sur chacun des capteurs de hauteur pris séparément (lorsqu'ils donnent des résultats valides). La résistance globale est ensuite prise comme la moyenne de ces résistances.

2.2. Evaluation des incertitudes sur la résistance hydraulique globale

Les incertitudes pour chaque valeur de la résistance *R* sont évaluées par la méthode de Monte Carlo. *R* est considérée comme une variable aléatoire fonction des variables aléatoires $Q_{inf\,i}$, h_i, h_{cr}. On fait l'hypothèse que la hauteur d'eau dans l'ouvrage h_i, la hauteur de pression critique h_{cr} et le débit infiltré mesuré $Q_{inf\,i}$ suivent une distribution normale de moyenne égale à la valeur mesurée (ou estimée pour h_{cr}) au pas de temps *i* et d'écart type égal à leur incertitude respective. Nous reprenons ainsi la même méthode que (Le Coustumer, 2008). Puis, à l'aide de la méthode de Monte Carlo, la résistance hydraulique *R* est calée NT fois, avec des valeurs tirées au hasard dans les distributions normales correspondant aux différentes variables $Q_{inf\,i}$, h_i, h_{cr}. Pour représenter correctement les séries statistiques, il a été nécessaire de réaliser le calage 800 fois (NT=800). Pour chaque événement considéré, et pour chaque capteur de hauteur (*k*) on obtient une distribution de la résistance hydraulique avec une valeur moyenne et un écart type représentant l'incertitude *u(Rk)*.

En application de la loi de propagation des incertitudes (norme NF ENV 13005, 1999). L'incertitude sur la moyenne des résistances hydrauliques obtenues par calage à partir des 4 capteurs a été prise égale à :

$$u(\overline{R}) = \sqrt{\frac{\mathbf{1}}{N^{\mathbf{2}}}\left(\sum_{k=\mathbf{1}}^{N} u^{\mathbf{2}}(R_k)\right) + \frac{\mathbf{1}}{\mathbf{4}} t_{inv}^{\mathbf{2}}(\alpha/\mathbf{2}, N-\mathbf{1}).\sigma^{\mathbf{2}}(R_k)} \qquad \textbf{Équation 2-22}$$

avec $\overline{R}$: Résistance hydraulique moyenne sur les 4 capteurs, *N :* nombre des données (N = 1 à 4 nombre de capteurs), $u(R_k)$ *:* incertitude de la résistance hydraulique calée sur un capteur, t_{inv} : loi de *Student* inverse, σ : écart type du jeux des données, α **:** niveau de confiance de 5%.

2.3. Récapitulatif de la procédure d'évaluation de la résistance hydraulique globale

La détermination de la résistance hydraulique a donc consisté à :

- acquérir en continu avec un pas de temps de 2 min : le débit, la température des effluents entrant dans le bassin ainsi que l'évolution des hauteurs d'eau dans le bassin en 4 points en utilisant le système métrologique décrit précédemment.
- estimer les résistances hydrauliques globales évènement pluvieux par événement pluvieux à partir du calage du modèle de Bouwer dont la pertinence a été démontrée lors des travaux antérieurs (Gautier *et al.*, 1999 ; Dechesne *et al.,* 2002 ; Le Coustumer, 2008), sur des systèmes du même type (*Cf*. Figure 2-4).

Cette thèse est accessible à l'adresse : http://theses.insa-lyon.fr/publication/2012ISAL0040/these.pdf
© [C. Gonzalez-Merchan], [2012], INSA de Lyon, tous droits réservés

Pour que les résultats soient comparables, on ne considère :

- que les événements par temps de pluie présentant une hauteur d'eau supérieure à un mètre environ par rapport au niveau le plus bas du bassin. Ces conditions de hauteurs assurent la pertinence de la comparaison des résistances entre elles, puisque tout le fond de bassin est en eau. Si ce n'est pas le cas la résistance calée pourrait correspondre à des parties différentes du bassin, qui sont différemment colmatées, et dont la surface est très mal approchée par la méthode existante
- un calage de la résistance à partir la décrue du niveau d'eau dans le bassin supposant ainsi des conditions hydriques du sol approximativement semblables ;
- des valeurs de résistances normalisées à 20°C. Ce calage est réalisé à partir des données fournies par chacun des capteurs de hauteur valides et la résistance globale prise égale à la moyenne.

- calculer les incertitudes de la résistance hydraulique en appliquant la méthode décrite au paragraphe 2.2.

2.4. Calage de la résistance hydraulique du fond et de la paroi de l'ouvrage.

Dans un deuxième temps, nous avons choisi de différencier la résistance hydraulique du fond de l'ouvrage de celle de parois. En effet, dans les ouvrages d'infiltration d'eau de ruissellement les matières en suspension qui décantent rapidement participent au colmatage du fond. Sur les parois, la décantation est plus limitée, l'eau infiltrée est moins chargée et les parois moins sollicitées.

Pour cette évaluation, la même procédure que précédemment a été appliquée en séparant la part s'infiltrant par les parois caractérisée par une résistance hydraulique de paroi (R_p) et la part s'écoulant par le fond caractérisée par une résistance hydraulique de fond (R_f). Le débit d'infiltration Q_f par le fond et le débit d'infiltration par les parois Q_p peuvent s'exprimer selon les formulations suivantes en faisant l'hypothèse d'une pente de paroi constante (ce qui est approximativement le cas de notre étude).

$$Q_f(h_i) = \frac{S_f(h_i)}{R_f}\left(h_i - h_{cr}\right)$$ **Équation 2-23**

$$Q_p(h_i) = \frac{1}{R_p}\int_{h=0}^{h=h_i}\left(\left(h_i - h\right) - h_{cr}\right).\gamma(h).\frac{dh}{cos(\alpha)}$$ **Équation 2-24**

Ainsi le débit d'infiltration total au sens de Bouwer prend la forme :

$$Q_{Bouwer}(h_i) = Q_f(h_i) + Q_p(h_i) = \frac{S_i(h_i)}{R_f}\left(h_i - h_{cr}\right) + \frac{1}{R_p}\int_{h=0}^{h=h_i}\left(\left(h_i - h\right) - h_{cr}\right).\gamma(h).\frac{dh}{cos(\alpha)}$$ **Équation 2-25**

avec $\alpha \neq \pi/2$, Q_f et Q_p : respectivement le débit d'infiltration par le fond et par les parois, R_f et R_p : respectivement la résistance hydraulique de fond et des parois, h_i : hauteur d'eau, h_{cr} : charge hydraulique dans la zone non saturée, α : angle moyen des talus par rapport à la verticale, $S(h_i)$: surface d'infiltration en fonction de h_i, $\gamma(h)$: expression du périmètre de l'ouvrage en fonction de *la hauteur* déduite du MNT (*Cf*. Figure 2-14).

Cette thèse est accessible à l'adresse : http://theses.insa-lyon.fr/publication/2012ISAL0040/these.pdf
© [C. Gonzalez-Merchan], [2012], INSA de Lyon, tous droits réservés

Les résistances hydrauliques de fond (R_f) et des parois (R_p) sont donc calées pour chaque événement en minimisant la fonction critère suivante : $C = \sum_{i=1}^{n} (Q_{inf\,i} - Q_{Bouwer\,i})^2$

Où n est le nombre de pas de temps pendant lesquels la vidange du bassin a lieu, $Q_{inf\,i}$: le débit d'infiltration mesuré et $Q_{Bouwer\,i}$: le débit d'infiltration formulé selon le modèle de Bouwer.

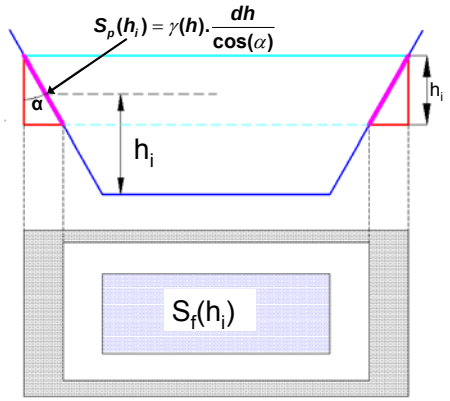


Figure 2-13. *Représentation schématique du bassin et des grandeurs considérées. S_f : surface du fond, S_p : surface des parois.*

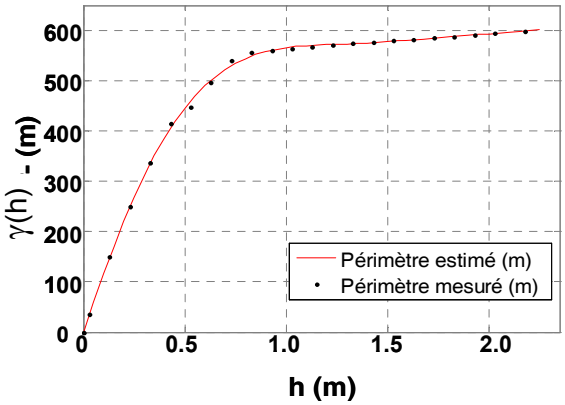


Figure 2-14. *Relation périmètre infiltré en fonction de la hauteur d'eau dans l'ouvrage utilisant le Modèle Numérique sur le Terrain.*

Cette thèse est accessible à l'adresse : http://theses.insa-lyon.fr/publication/2012ISAL0040/these.pdf
© [C. Gonzalez-Merchan], [2012], INSA de Lyon, tous droits réservés

2.4.1 Analyse des facteurs susceptibles d'expliquer l'évolution du colmatage - Grandeurs considérées dans l'analyse de corrélation avec la résistance hydraulique

Afin de voir s'il est possible de mettre en relation l'évolution du colmatage du bassin avec les sollicitations auxquelles il est soumis, nous avons étudié trois types de corrélation.

2.4.1.1 Jeu de corrélation 1 (Type A)

Dans un premier temps ont été étudiées des corrélations simples entre la résistance hydraulique *R* issue d'un calage et les variables suivantes :

A-Vol : volume d'eau reçu depuis le décolmatage en 2004 jusqu'à la date de calage de la résistance hydraulique [exprimé en m^3].

A-MES : masse des sédiments cumulés, apportés depuis le décolmatage en 2004 jusqu'à la date de calage de la résistance hydraulique [exprimée en Kg]

A-DCO : masse cumulée de DCO, depuis le décolmatage en 2004 jusqu'à la date de calage de la résistance hydraulique [exprimée en Kg]

A-Tp : durée totale des épisodes pluvieux antécédents depuis le décolmatage du bassin en 2004 jusqu'à la date de calage de la résistance hydraulique [exprimée en s]

A# pluies : nombre total de pluies antécédentes depuis le décolmatage du bassin en 2004 jusqu'à la date de calage de la résistance hydraulique [-]

A EN-Solaire : énergie solaire antécédente cumulée depuis le décolmatage du bassin en 2004 jusqu'à la date de calage de la résistance hydraulique et par unité de surface. [J/cm²]

La capacité d'infiltration de l'ouvrage pouvant être modifiée davantage par les séries d'événements « juste » antérieures plus que par le cumul des événements depuis le décolmatage (plus longues périodes), les conditions plus immédiatement antérieures ont été évaluées et introduites notamment pour les facteurs liés à l'énergie solaire et plus généralement aux conditions climatiques. Cela a conduit à étudier les périodes de temps antérieures les plus influentes pour la température d'air et l'énergie solaire

Pour évaluer cette période de temps *t* (la plus influente), nous avons fait varier cette variable *t* et avons cherché celle qui donne la meilleure corrélation avec la variable à expliquer.

2.4.1.2 Jeu de corrélation 2 (Type B)

Comme les calages de la résistance ne se font pas à intervalles de temps réguliers, nous avons réalisé un deuxième jeu de corrélations sur des variables incrémentielles normées par unité de temps. Nous avons étudié la possible liaison statistique entre :

ΔR/Δt : différence des résistances hydrauliques sur la période séparant deux dates consécutives de calage divisée par l'intervalle de temps les séparant [exprimée en h/s]

et les variables suivantes :

Δ-VOL/Δt : volume écoulé entre deux calages de la résistance hydraulique divisé par l'intervalle de temps les séparant [exprimé en m^3/s].

Cette thèse est accessible à l'adresse : http://theses.insa-lyon.fr/publication/2012ISAL0040/these.pdf
© [C. Gonzalez-Merchan], [2012], INSA de Lyon, tous droits réservés

Δ-MES/Δt : masse de sédiments apportés entre deux calages de la résistance hydraulique divisée par l'intervalle de temps les séparant [exprimée en Kg/s].

Δ-DCO/Δt : masse de DCO apportée entre deux calages de la résistance hydraulique divisée par l'intervalle de temps les séparant [exprimée en Kg/s].

ΔT-P/Δt : durée des périodes de temps de pluie entre deux calages de la résistance hydraulique divisée par l'intervalle de temps les séparant [exprimée en s/s].

#pluies/Δt : nombre de pluies qui ont eu lieu entre deux intervalles de calage de la résistance hydraulique divisé par l'intervalle de temps les séparant [exprimée en -/s].

Δ T°C/Δt : écart entre température minimale et température maximale entre deux intervalles de calage divisé par l'intervalle de temps les séparant [exprimée en T°C/s].

Δ-ENER/Δt : moyenne des énergies journalières par unité de surface entre deux intervalles de calage divisée par l'intervalle de temps les séparant [exprimée en J/cm²/s].

2.5. Analyses statistiques mises en œuvre

Les analyses statistiques qui ont été réalisées sur les données ont demandé :

- de comparer des populations entre elles et plus particulièrement d'identifier si les moyennes sur un facteur particulier étaient significativement différentes compte tenu de leur variation à l'intérieur de la population (par exemple comparaison des valeurs de résistances hydrauliques d'une année à l'autre ou bien identifier si un groupe d'années répondait à une même tendance ou bien encore si les résistances obtenues sur le fond de l'ouvrage étaient significativement différentes de celles des berges …).
- d'analyser la corrélation entre deux facteurs (par exemple la résistance hydraulique avec les apports de MES ou bien encore la résistance hydraulique avec un ensemble de facteurs)

2.5.1 Outil de visualisation utilisé pour les comparaisons de différentes populations : la boîte à moustache ou Boxplot

Les Boxplots ou boîtes à moustache sont des modes de représentations de la distribution statistique d'un caractère dans une population étudiée.

La Figure 2-15 présente les parties principales de la boîte à moustache telle qu'elle a été utilisée dans notre recherche. La boîte à moustache fait apparaître :

- la médiane mentionnée (Q2),
- le plancher et le toit de la boite (Q1 et Q3) représentant respectivement la valeur du premier (25%) et du troisième quartile (75%) des observations de la variable,
- les moustaches inférieures, délimitent les valeurs dites adjacentes qui sont déterminées à partir de Q1 - 1.5*(Q3-Q1),
- les moustaches supérieures, délimitent les valeurs dites adjacentes qui sont déterminées à partir de Q3 + 1.5*(Q3-Q1),
- les points atypiques ou outliers sont les valeurs dites extrêmes situées au-delà des valeurs adjacentes elles sont représentées sur la figure par les points isolés rouges.

Cette thèse est accessible à l'adresse : http://theses.insa-lyon.fr/publication/2012ISAL0040/these.pdf
© [C. Gonzalez-Merchan], [2012], INSA de Lyon, tous droits réservés

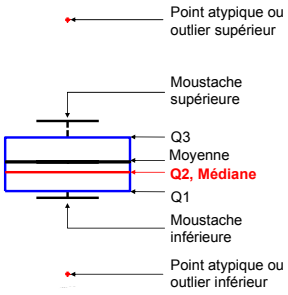


Figure 2-15. *Boxplot type utilisé pour cette étude*

2.5.2 Tests comparatifs entre les populations

Dans le cas de la comparaison de deux populations au vu d'un facteur (par exemple la résistance hydraulique sur deux années consécutives) nous avons utilisé :

- le test paramétrique de *Student* dont l'objectif est de comparer les moyennes de 2 populations compte tenu de leur variation respective décrite par un écart type.

Le test de *Student* est un test paramétrique qui postule la normalité de la distribution des populations à comparer et l'homoscédasticité (homogénéité des variances des distributions à comparer).

- Le test de normalité quand il était possible a été réalisé à partir du test du X^2 au seuil de 5% (0.05).
- Pour l'homoscédasticité aucun test n'a été utilisé, nous avons juste vérifié que les variances des populations à comparer étaient du même ordre de grandeur.

Lorsque la distribution de population n'était pas normale au sens statistique ou l'homoscédasticité non garantie, nous avons eu recours au test non paramétrique de *Wilcoxon.* Il porte sur le fait que deux séries de valeurs numériques sont issues d'une même population et il utilise non pas les valeurs prises par les observations, mais leurs rangs. Le test de *Wilcoxon* ne fait aucune hypothèse sur les formes des distributions.

Dans les deux cas, lorsque les individus statistiques (échantillons de valeurs) étaient à comparer deux à deux (par exemple valeurs de fond et des berges estimées pour les mêmes évènements pluvieux) des tests appariés ont été utilisés. Quand les « échantillons » à comparer étaient indépendants (par exemple valeurs moyennes de résistances d'une année à l'autre), des tests non appariés ont été mis en place.

Dans le cas de la comparaison de plus de deux populations (par exemple le facteur résistance hydraulique sur un groupe d'années) des tests d'ANOVA (ANalysis Of Variance) ont été appliqués.

Ce test paramétrique postule également la normalité des distributions et l'homoscédasticité de la distribution des populations (variables indépendantes et égalité des variances). Dans le cas où les hypothèses ne sont pas vérifiées, nous avons eu recours au test *Kruskall-Wallis*, qui est un test non paramétrique où la statistique du test est construite à partir des moyennes des rangs. Il peut être aussi utilisé dans le cas où l'hétérogénéité entre les variances de populations analysées est importante.

Cette thèse est accessible à l'adresse : http://theses.insa-lyon.fr/publication/2012ISAL0040/these.pdf
© [C. Gonzalez-Merchan], [2012], INSA de Lyon, tous droits réservés

Dans tous les cas, les hypothèses sont testées avec un niveau de confiance de 95% pour notre cas. Ainsi, le jugement est établi selon une grandeur *p-value* qui représente le niveau de signification du test. L'hypothèse nulle (*p-value* > 0.05) de ces tests signifie que les populations ne sont pas significativement différentes, l'hypothèse alternative (*p-value* ≤ 0.05) signifie qu'elles le sont. La valeur de *p-value* permet de connaître la probabilité de se tromper en prenant la décision de refuser l'hypothèse.

2.5.3 Analyse de corrélations

2.5.3.1 Critère de bonne corrélation

La régression est une analyse statistique qui décrit les variations d'une variable dite expliquée (ou variable réponse) associée aux variations d'une ou plusieurs variables dites explicatives. Sa qualité est mesurée classiquement par le coefficient de détermination mais en hydrologie on parle classiquement du coefficient de NASH (*Cf*. Équation 2-26) (Legates et McCabe, 1999 ; Nash et Sutcliffe, 1970 cité par Dembélé, 2010). La signification statistique de la régression multiple est évaluée par la (*p-value*). Rappelons que le coefficient de NASH vérifie la performance de la régression multiple qui représente la partie de la variance totale de la variable étudiée qui est expliquée par l'ajustement obtenu à partir des variables explicatives dont la définition est rappelée ci-dessous.

$$NS = \mathbf{1} - \frac{\sum_{i=1}^{n}(y_i - Y_i)^2}{\sum_{i=1}^{n}(y_i - \bar{y})^2} \qquad \textbf{Équation 2-26}$$

où, NS : coefficient de NASH, y_i : valeurs observées (*e.g*. calages de la résistance hydraulique *R*), $\bar{y}$: moyenne de *n* valeurs observées, Y_i : valeurs ajustées avec la méthode de moindres carrés.

La signification de la relation est donnée par la valeur dite *p-value.* Dans notre cas nous avons considéré que si *p-value* < 0.05, la liaison globale pouvait être considérée comme significative entre *Y* (variable à expliquer) et les *m* variables explicatives X_i (i=1 à *m*).

La *p-value* est associée à la probabilité pour que $\left(S_t < \sqrt{F}\right)$ où $\sqrt{F}$ suit une loi de Student à (*n-k-1*) degrés de liberté avec :

$$S_t = \sqrt{\frac{SCR/m}{SCE/(n-k-1)}}$$

$$SCR = \sum_{i=1}^{n}\left(y_i - \bar{y}\right)^2 \;\; ; \;\; SCE = \sum_{i=1}^{n}\left(y_i - Y_i\right)^2 \qquad \textbf{Équation 2-27}$$

m : nombre de variables mises en jeux et *n* : nombre de données.

Cette thèse est accessible à l'adresse : http://theses.insa-lyon.fr/publication/2012ISAL0040/these.pdf
© [C. Gonzalez-Merchan], [2012], INSA de Lyon, tous droits réservés

2.5.3.2 Sélection des meilleures variables explicatives au sein d'un jeu prédéfini

La sélection des meilleures variables (*e.g.* DCO,MES, Vol,....) au sein d'un jeu prédéfini de données permettant de mieux expliquer le phénomène de colmatage a suivi la méthodologie décrite ci-dessous (Sun et Bertrand-Krajewski, 2012):

- On part de n données de type (y_i, $x_{1,i}$, $x_{2,i}$, …, $x_{m,i}$) avec i=1, n où

  y_i : *i^{eme} valeur observée de la variable à expliquer Y*

  $x_{1,i}$, $x_{2,i}$, …, $x_{m,i}$: sont les i^{eme} valeurs observées respectivement des variables explicatives X_1, X_2, …, X_m

  m : nombre de variables explicatives

  n : nombre de données

  i : indice de la donnée

- On examine chaque combinaison j possible des variables explicatives (j=1, 2^m-1), en considérant une régression linéaire,

  j : indice de la combinaison

  2^m -1 : nombre de combinaisons possibles

  - <u>Pour chaque combinaison</u> j de variables explicatives une procédure de qualification est conduite. La procédure utilisée repose sur la méthode LOOCV (*Leave-One-Out Cross Validation* présentée dans Rudemo, 1982 ; Dembélé, 2010) procédant en n étapes.

  - <u>L'étape k (k=1, n)</u> consiste :

    - à extraire successivement la *k^{ieme} donnée* (y_k, $x_{1,k}$, $x_{2,k}$, …, $x_{m,k}$) de l'ensemble des n données de départ laissant ainsi un jeu de données de taille n-1 ;

    - pour ce jeu de données de taille n-1, on cale une relation dont la qualité est évaluée par un coefficient de NASH (NS_k)

    - il est alors possible d'évaluer selon ce calage une valeur Y_k au point qui a été écarté au départ et qui présente une valeur observée y_k.

    - et ainsi de suite pour les différentes valeurs de k…Pour la combinaison j *de variables explicatives*, la qualité du jeu de variables est évaluée selon 2 grandeurs : *NS-V* et RMSE.

Cette thèse est accessible à l'adresse : http://theses.insa-lyon.fr/publication/2012ISAL0040/these.pdf
© [C. Gonzalez-Merchan], [2012], INSA de Lyon, tous droits réservés

--*NS-V est la moyenne des* NS_k

--*RMSE* est la racine carrée de l'erreur quadratique moyen donné par :

$$RMSE = \sqrt{\frac{1}{n}\sum_{k=1}^{n}(Y_k - y_k)^2}$$ **Équation 2-28**

La sélection des meilleures variables explicatives (c'est-à-dire d'une combinaison de variables explicatives) considèrera un coefficient de NASH (*NS*-V) issu de la validation le plus proche de 1 et la plus petite valeur de RMSE.

Les études de corrélation ont été menées sur des grandeurs sans prise en compte explicite des incertitudes.

Cette thèse est accessible à l'adresse : http://theses.insa-lyon.fr/publication/2012ISAL0040/these.pdf
© [C. Gonzalez-Merchan], [2012], INSA de Lyon, tous droits réservés

Cette thèse est accessible à l'adresse : http://theses.insa-lyon.fr/publication/2012ISAL0040/these.pdf
© [C. Gonzalez-Merchan], [2012], INSA de Lyon, tous droits réservés

Cette thèse est accessible à l'adresse : http://theses.insa-lyon.fr/publication/2012ISAL0040/these.pdf
© [C. Gonzalez-Merchan], [2012], INSA de Lyon, tous droits réservés

Chapitre 3: Évolution du colmatage global d'un ouvrage d'infiltration en service

1. Estimation des volumes d'eau et des masses de MES et DCO apportés à l'ouvrage

La méthode de traitement de données suivie a nécessité des comblements selon les stratégies exposées dans le chapitre précédent.

1.1. Estimation des pourcentages de données comblées

Le Tableau 3-1 donne les pourcentages de volume et de masses de MES comblés par temps de pluie et par temps sec pour chaque année étudiée.

En sept ans de suivi, le pourcentage du volume comblé est de 18 % dont 21 % pour le temps de pluie et 13 % pour le temps sec.

Le volume total est composé de 73 % du volume écoulé pendant les événements pluvieux et 27 % du volume écoulé par temps sec.

Tableau 3-1. *Pourcentage annuel de valeurs comblées*.

Année	% Volume reconstitué			% Masses - MES reconstituées		
	Temps pluie	Temps sec	Total	Temps pluie	Temps sec	Total
2004	24%	3%	19%	13%	7%	12%
2005	3%	2%	3%	12%	7%	11%
2006	15%	13%	14%	2%	5%	3%
2007	7%	5%	6%	3%	1%	2%
2008	19%	8%	17%	7%	13%	7%
2009	18%	12%	16%	27%	18%	25%
2010	52%	31%	43%	26%	19%	24%
Total	21%	13%	18%	11%	12%	14%

Le pourcentage total des masses de MES reconstituées (ou corrigées) est de 14%, où 11% des masses de MES comblées correspondent aux temps secs et 12 % aux événements pluvieux.

Les masses apportées au bassin d'infiltration sont constituées pour 80% d'apports de temps de pluie et 20% d'apports par temps sec.

Pour l'année 2010 les mesures des débits ont présenté plusieurs problèmes dus au fonctionnement du système de pompage et au changement de débitmètre, donc pour la majorité des cas, nous avons préféré prendre les débits corrigés à partir de données en amont du système de mesure, à l'entrée du bassin d'infiltration, (*i.e*. les débits ont été calculés à partir de la hauteur d'eau sur le bassin de rétention en utilisant l'équation de vidange calée avec les mesures *in situ*), ce qui justifie les pourcentages élevés du volume comblé pour cette année.

Cette thèse est accessible à l'adresse : http://theses.insa-lyon.fr/publication/2012ISAL0040/these.pdf
© [C. Gonzalez-Merchan], [2012], INSA de Lyon, tous droits réservés

1.2. Résultats généraux sur les apports

1.2.1 Analyse des volumes d'eau et des masses de MES et DCO apportées à l'ouvrage

Un total de 881 périodes de temps sec et de temps de pluies a été étudié après le décolmatage, dont 440 événements par temps de pluie sur une durée totale de 408 jours et 441 événements par temps sec sur une durée de 2 147 jours.

1.2.1.1 Bilan de volumes et de masses

Bien que ce ne soit pas le cœur du travail, nous avons examiné le bilan de masse entrée/sortie du compartiment situé à l'amont de notre système. Il permet de qualifier nos données et nous permet au passage d'avoir une idée de l'efficacité du bassin de rétention. Afin d'atteindre cet objectif, nous avons évalué le bilan des apports en termes de volumes, de masses de MES et DCO pour chaque année après le décolmatage. Ces apports sont présentés au Tableau 3-2 et à la Figure 3-1.

Tableau 3-2. *Récapitulatif du bilan des volumes et des masses de MES et DCO à l'entrée et à la sortie du bassin de rétention***.**

	Vol. m^3	±	u(Vol) m^3	MES Kg	±	u(MES) Kg	DCO Kg	±	u(DCO) Kg
Entrée bassin de rétention									
2 004II	302 136	±	112 616	26 846	±	5 852	25 632	±	3 896
2 005	353 176	±	105 953	21 821	±	5 296	23 382	±	3 634
2 006	573 176	±	217 870	26 226	±	6 987	34 392	±	5 682
2 007	683 926	±	107 691	87 891	±	35 886	76 994	±	27 773
2 008	633 740	±	131 401	58 511	±	13 099	57 251	±	9 923
2 009	613 851	±	190 294	63 089	±	10 561	70 382	±	19 616
2 010	634 282	±	185 505	63 469	±	30 635	67 426	±	20 851
Sortie bassin de rétention									
2 004	286 507	±	35 878	8 652	±	4 941	11 415	±	1 959
2 005	347 902	±	24 586	9 513	±	2 862	17 047	±	1 605
2 006	542 445	±	53 765	17 605	±	5 407	24 851	±	1 596
2 007	589 766	±	48 461	21 768	±	6 968	33 245	±	1 830
2 008	583 676	±	83 058	22 822	±	9 288	33 657	±	3 186
2 009	593 795	±	81 076	28 950	±	4 241	52 585	±	23 011
2 010	629 106	±	91 148	30 756	±	4 491	56 676	±	22 076
Bilan de masses entrée sortie bassin de rétention									
2 004	5%			68%			55%		
2 005	1%			56%			27%		
2 006	5%			33%			28%		
2 007	14%			75%			57%		
2 008	8%			61%			41%		
2 009	3%			54%			25%		
2 010	1%			52%			16%		

En faisant le bilan entrée /sortie à une échelle annuelle, on constate que les volumes sont assez bien conservés. Il varie de 1 à 8 % d'une année à l'autre. Sauf pour l'année 2007 où le volume à la sortie de l'ouvrage est inférieur de 14 % lié probablement à des défaillances d'appareillages.

Pour les MES l'efficacité annuelle est comprise entre 33 % et 75 %. Les efficacités trouvées dans la littérature dépendent de nombreux paramètres notamment liés aux conditions hydrodynamiques des bassins et des pluies. De plus, on trouve plus facilement des efficacités événementielles que des efficacités sur de plus longues périodes. Randall (1982) annonçait un

Cette thèse est accessible à l'adresse : http://theses.insa-lyon.fr/publication/2012ISAL0040/these.pdf
© [C. Gonzalez-Merchan], [2012], INSA de Lyon, tous droits réservés

rendement annuel de 77 % sur un bassin de 3 520 m^3, Bardin (1999) une efficacité de 75 % sur une longue période et sur un bassin d'environ 20 000 m^3.

Pour la DCO les rendements sont encore plus variables de 16 % à 55 % et sont faibles en 2009 et 2010. Le curage du bassin n'a pas été effectué depuis 2006 et l'accumulation des sédiments induit peut-être soit un relargage de matière organique soit une efficacité plus faible qui devra être analysée plus finement. Nous ne l'investiguerons pas ici davantage.

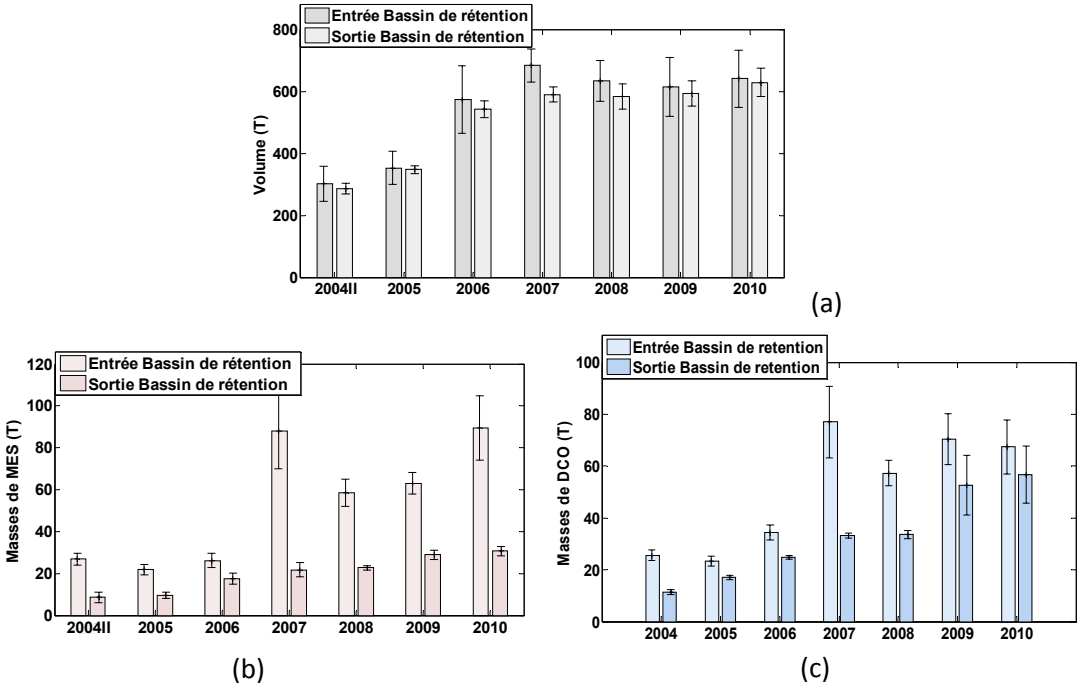


Figure 3-1. *Bilan des apports à l'entrée et à la sortie de l'ouvrage de rétention. (a) Volumes écoulés (par temps sec ou par temps de pluie) à l'entrée et sortie du bassin de rétention. (b) Masses de sédiments de MES apportées (par temps sec ou par temps de pluie) à l'entrée et sortie du bassin de rétention. (c) Masses de DCO apportées (par temps sec ou par temps de pluie) à l'entrée et sortie du bassin de rétention.*

1.2.1.2 Etude des apports sur le bassin d'infiltration (*sortie bassin de rétention*)

Les apports réalisés à l'ouvrage sont présentés à la Figure 3-2. Sur les sept ans étudiés les volumes d'eau écoulés sur l'ouvrage vont croissant, sauf pour 2008 où les apports ont légèrement diminué. Cependant, à partir de 2007, les volumes d'eau apportés annuellement à l'ouvrage ont été globalement constants. La Figure 3-3 (a) montre la part qui est liée au temps sec et celle liée au temps de pluie. On constate que le pourcentage de volume issu du temps pluie varie de 56 % à 79 %, la majeure partie vient donc du temps de pluie. On constate que l'année 2005 comparée à l'année 2006 a présenté des apports pluvieux moindres (hauteur totale précipitée en 2005 égale à 621 mm contre à 805 mm en 2006) Ceci peut aussi être

Cette thèse est accessible à l'adresse : http://theses.insa-lyon.fr/publication/2012ISAL0040/these.pdf
© [C. Gonzalez-Merchan], [2012], INSA de Lyon, tous droits réservés

constaté[1] par les rapports climatiques de Météo France. L'année 2004 présente des volumes faibles car n'étant estimés que sur une partie de l'année (après réhabilitation du bassin). Elle ne peut donc être comparée aux autres années.

Par ailleurs, l'examen des Figure 3-3 (b), (c) représentant la part des apports par temps de pluie et par temps sec montre que le temps de pluie est nettement dominant pour les apports de MES et de DCO, même si c'est un peu moins vrai pour la DCO. Il montre également que la part de temps sec a tendance à augmenter.

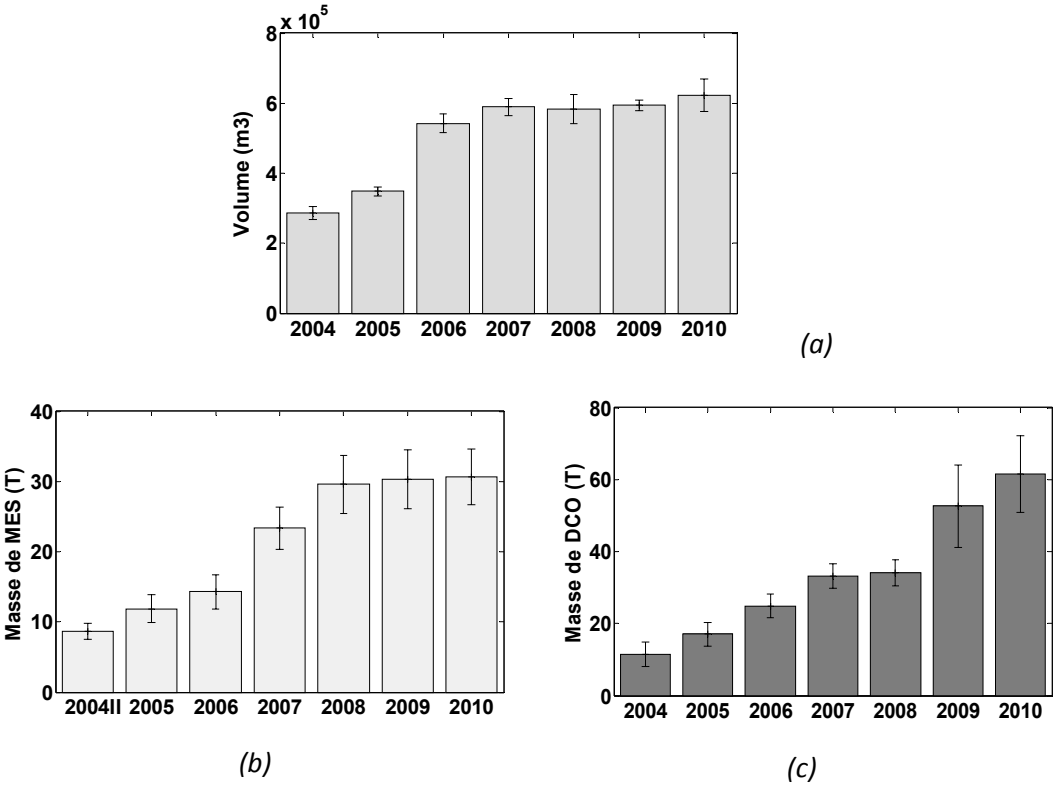


Figure 3-2. *(a) Volumes d'eau annuels, (b) Masses annuelles de sédiments (MES) et (c) Masses annuelles de matière organique (DCO) apportées après décolmatage.*

[1] Pour l'année 2005 les précipitations ont été nettement déficitaires sur la France à l'exception des quelques régions ayant subi des épisodes pluvieux intenses (Météo France, 2005).

Cette thèse est accessible à l'adresse : http://theses.insa-lyon.fr/publication/2012ISAL0040/these.pdf
© [C. Gonzalez-Merchan], [2012], INSA de Lyon, tous droits réservés

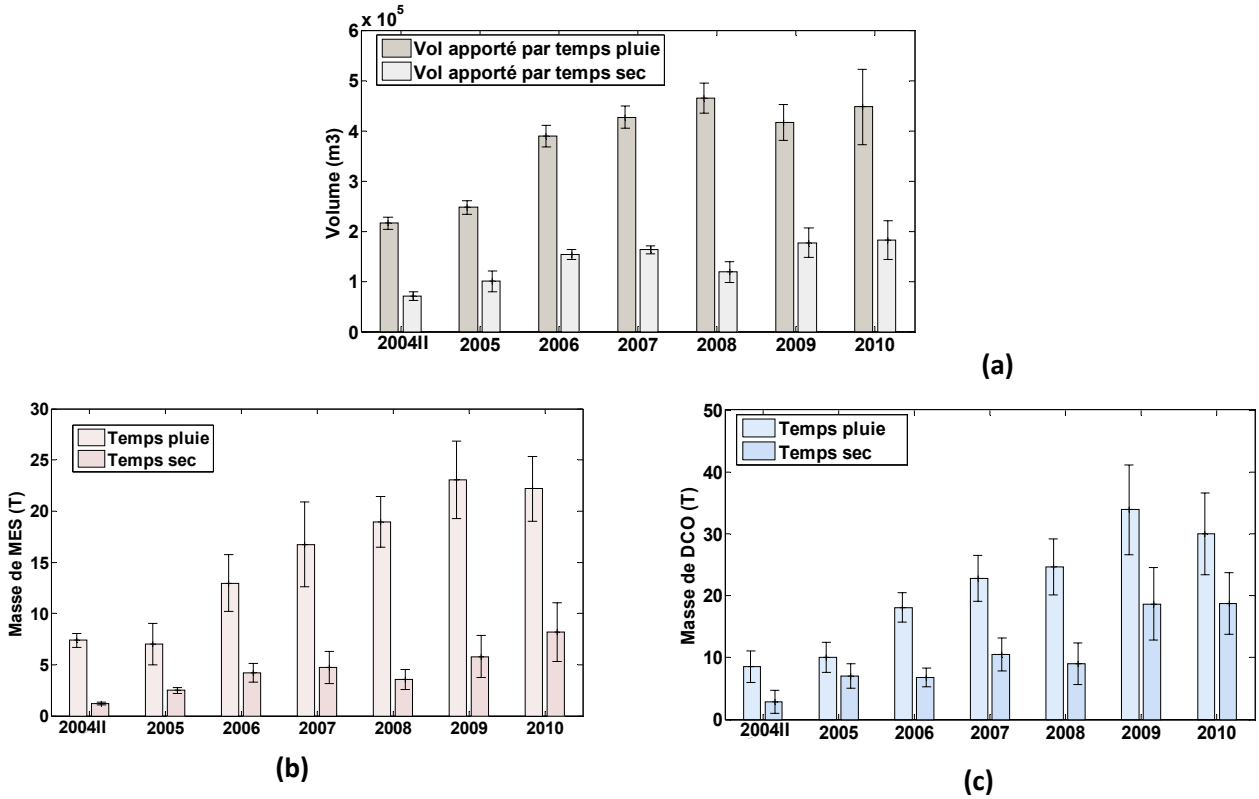


Figure 3-3. *(a)Volumes écoulés par temps sec et par événements pluvieux à l'entrée du bassin. d'infiltration. (b) Masses de sédiments de MES apportées par temps sec et par événements pluvieux (c) Masses de matière organique apportées par temps sec et par événements pluvieux.*

1.2.2 Concentrations événementielles et masses de MES et DCO apportées à l'ouvrage

1.2.2.1 Analyse des concentrations moyennes événementielles de MES apportées

La Figure 3-4 *(a)* présente l'histogramme des concentrations moyennes événementielles de MES pour le temps sec et pour le temps de pluie sur les périodes étudiées (1 avril 2004 après décolmatage à 2010). Le Tableau 3-3 récapitule les ordres de grandeur pour le temps sec et le temps de pluie en comparaison avec l'entrée du bassin de rétention.

Par temps de pluie, les concentrations moyennes évènementielles de MES apportées sont inférieures à 300 mg/L, 88% des concentrations apportées sont inférieures à 100 mg/L, et 49% de concentrations sont inférieures à 50 mg/L. La moyenne de ces concentrations se situe à 46.7 mg/L (*Cf.* Tableau 3-3).

Par temps sec, les concentrations moyennes événementielles de MES sont inférieures à 100 mg/L, et 98% d'entre elles sont inférieures à 50 mg/L avec une moyenne à 20.3 mg/L (*Cf.* Tableau 3-3).

Les concentrations moyennes de MES sont donc supérieures pendant les temps de pluie.

Ces tendances et le niveau des concentrations de MES apportées au bassin d'infiltration sont dans les fourchettes habituelles des concentrations des eaux de ruissellement et même plutôt

Cette thèse est accessible à l'adresse : http://theses.insa-lyon.fr/publication/2012ISAL0040/these.pdf
© [C. Gonzalez-Merchan], [2012], INSA de Lyon, tous droits réservés

inférieures, ce qui parait logique compte tenu de la présence du bassin de retenue censé décanter une partie des solides.

Si on les compare aux valeurs en entrée du compartiment de retenue, on constate en effet des moyennes de concentrations de 53.2 mg/L (74.2 mg/L pour le temps de pluie et 41.4 mg/L pour le temps sec) en entrée du bassin de rétention (*Cf.* Tableau 3-3). Les concentrations moyennes de MES en sortie par événements rejetées sur le milieu naturel équivalent à 30.3 mg/L (46.7 mg/L pour le temps de pluie et 20.3 mg/L pour le temps sec), que l'on peut comparer à la norme de rejets de STEP (Directive européenne du 21 mai 1991) qui autorise des valeurs inférieures à 35 mg/L sur le milieu naturel.

Les Figure 3-4 *(b)* et *(c),* présentent les distributions des concentrations moyennes de MES par an et ce, par temps de pluie et temps sec. La distribution à l'échelle annuelle des concentrations est très hétérogène et présente de nombreux *outliers* (points atypiques) pour les 7 années analysées. Cela confirme la grande variabilité des concentrations par temps desec, variabilité moins importante par temps pluie.

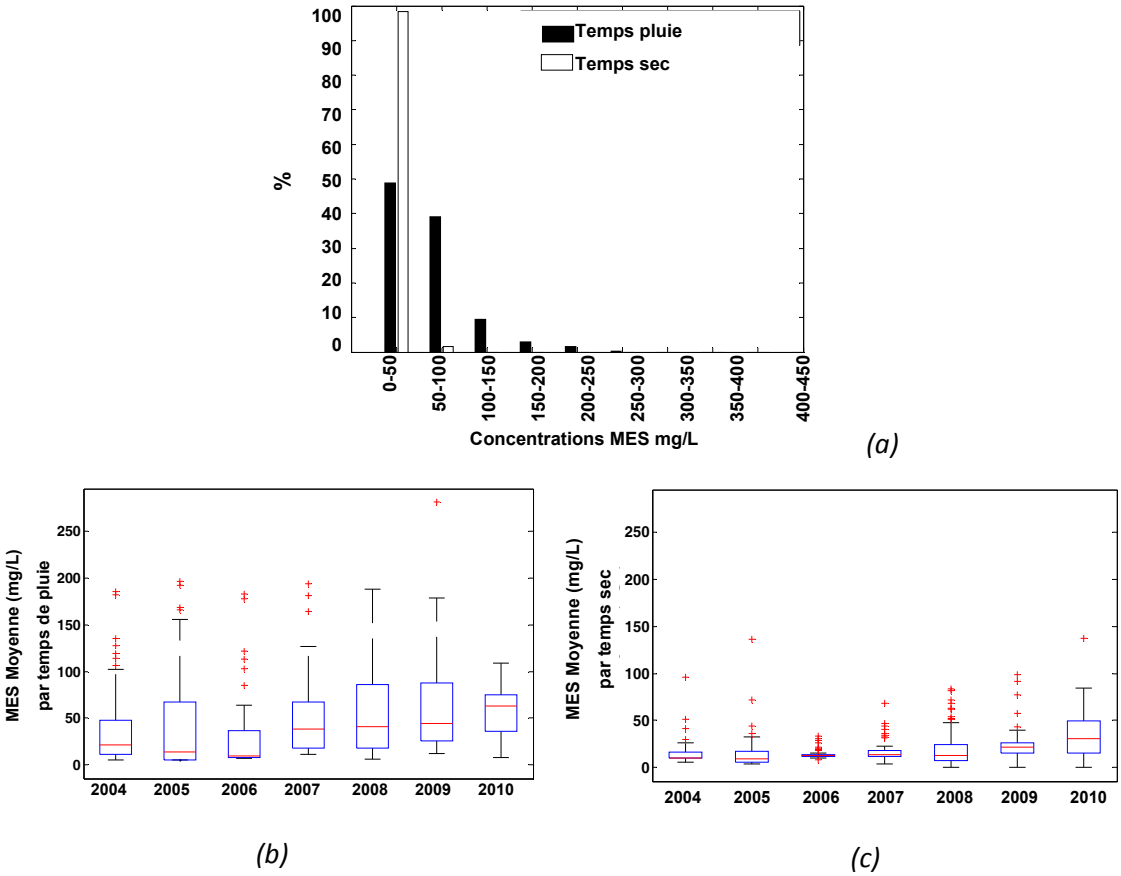


Figure 3-4. *(a) histogramme des concentrations moyennes événementielles de MES (mg/L) apportées à l'ouvrage pour les événements pluvieux et pour les périodes de temps sec. (b) Les distributions des concentrations de MES apportées par an, pour les événements pluvieux. (c) Les distributions des concentrations de MES apportées par an, pour les périodes de temps sec.*

Cette thèse est accessible à l'adresse : http://theses.insa-lyon.fr/publication/2012ISAL0040/these.pdf
© [C. Gonzalez-Merchan], [2012], INSA de Lyon, tous droits réservés

1.2.2.2 Analyse des concentrations moyennes événementielles de DCO apportées

La Figure 3-5 *(a)* présente l'histogramme des concentrations moyennes évènementielles de DCO sur les 7 années et ce, pour le temps de pluie et le temps sec. Le Tableau 3-3 récapitule les ordres de grandeur pour le temps sec et le temps de pluie en comparaison avec l'entrée du bassin de rétention.

La moyenne de ces concentrations des effluents entrants dans le bassin d'infiltration est du même ordre de grandeur par temps de pluie que par temps sec (60.5 mg/L pour le temps de pluie contre 63.1 mg/L pour le temps sec) (*Cf.* Tableau 3-3) avec des variations plus importantes pour le temps sec.

Pour le temps de pluie, les valeurs trouvées sont dans la fourchette courante des valeurs de concentrations des eaux de ruissellement. On peut constater des valeurs moyennes du même ordre de grandeur en entrée du compartiment amont où la moyenne est de l'ordre 67 mg/L (*Cf.* Tableau 3-3).

Pour le temps sec, les rejets sont censés être « propres », or il n'en est rien. Sur ces périodes, les concentrations moyennes évènementielles de DCO présentent des valeurs pouvant atteindre ponctuellement plus 1 700 mg/L à l'entrée du bassin de rétention (certes sur pas de temps courts). Ces concentrations élevées à l'entrée du bassin de rétention sont aussi présentes à la sortie du bassin de rétention (entrée bassin d'infiltration). Les concentrations de temps sec en entrée du bassin de rétention sont en moyenne de l'ordre de 100 mg/L. Il semblerait donc que les apports intermittents puissent contribuer aux apports de matière organique, les eaux de refroidissement apportées par temps sec ne sont sans doute pas « si propres », ce qui est avéré par nos observations qualitatives. On a déjà observé des rejets d'hydrocarbures ou plus inhabituellement encore des rejets de … tomates.

Les Figure 3-5 *(b)* et *(c)* donnent l'histogramme des concentrations moyennes évènementielles de DCO année par année pour le temps de pluie et de temps sec. Les résultats montrent une hétérogénéité importante à l'échelle de l'année avec de nombreux *outliers* (points atypiques) pour les 7 périodes analysées aussi bien pour le temps sec que le temps de pluie.

Cette thèse est accessible à l'adresse : http://theses.insa-lyon.fr/publication/2012ISAL0040/these.pdf
© [C. Gonzalez-Merchan], [2012], INSA de Lyon, tous droits réservés

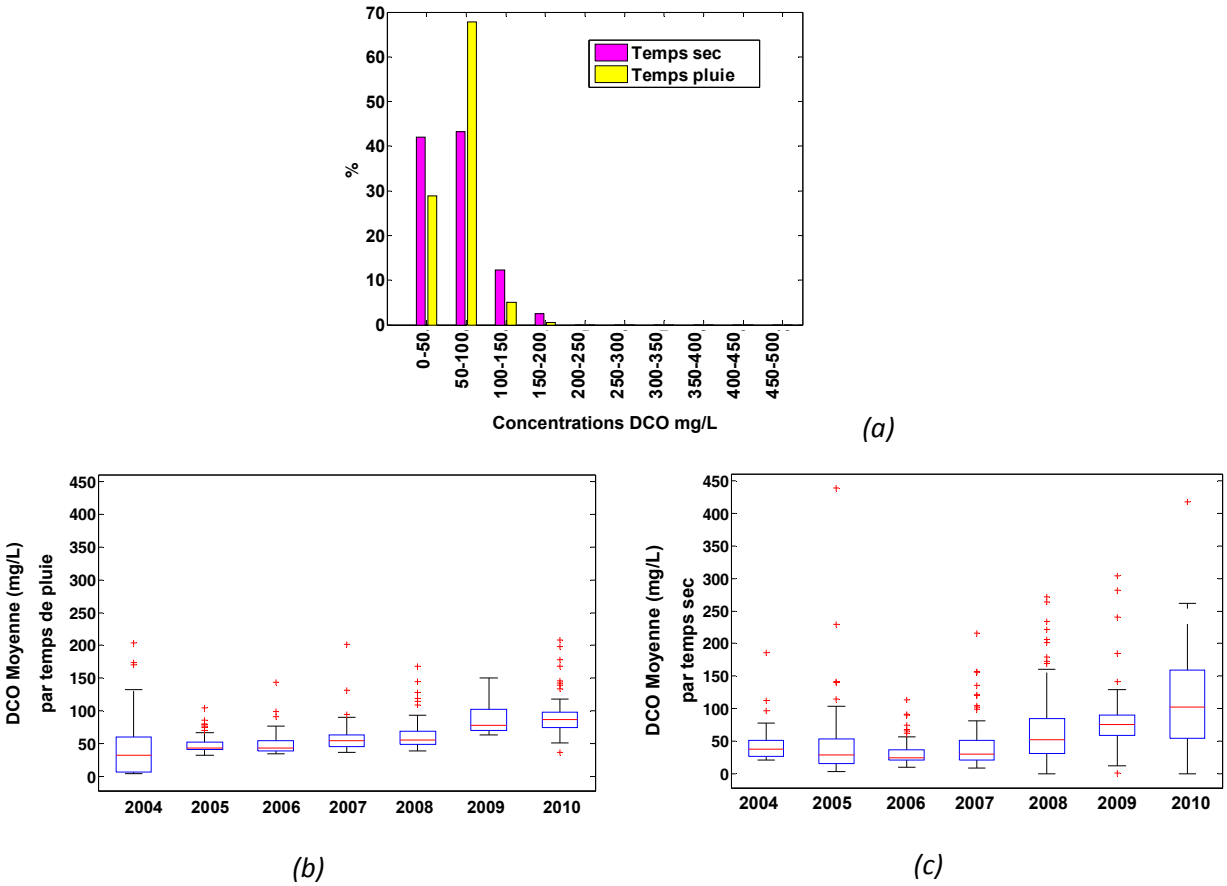


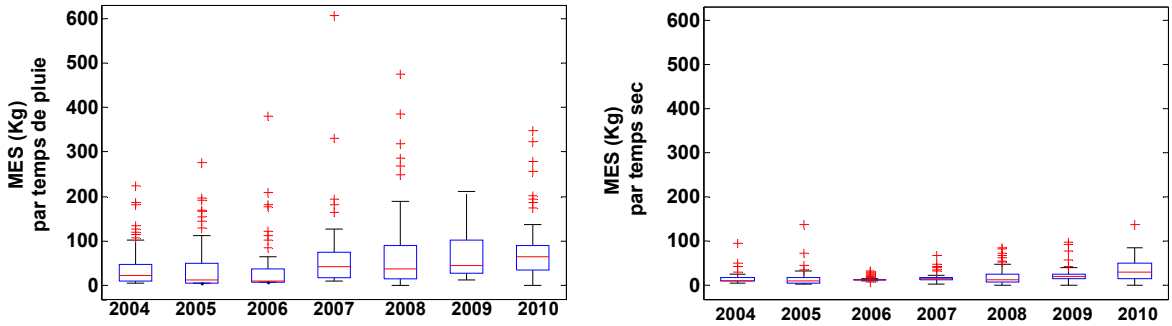
Figure 3-5. *(a) Distribution des concentrations moyennes événementielles de DCO (mg/L) apportées à l'ouvrage pour les événements pluvieux et pour les périodes de temps sec. (b) Distribution des concentrations évènementielle de DCO apportées sur une année, pour les événements pluvieux. (c) Distribution des concentrations de DCO apportées pour les périodes de temps sec à l'échelle de l'année.*

1.2.2.3 Analyse des masses événementielles de MES

Les masses événementielles de MES sont en moyenne de 235.4 Kg par temps de pluie contre 36.2 Kg pour les périodes de temps sec (*Cf*. Tableau 3-3).

La répartition par année laisse apparaître une fois de plus une grande variabilité à l'échelle annuelle notamment par temps de pluie avec des évènements pouvant apporter plus 18 % des masses annuelles (évènement du 5 février 2009 par exemple).

Cette thèse est accessible à l'adresse : http://theses.insa-lyon.fr/publication/2012ISAL0040/these.pdf
© [C. Gonzalez-Merchan], [2012], INSA de Lyon, tous droits réservés

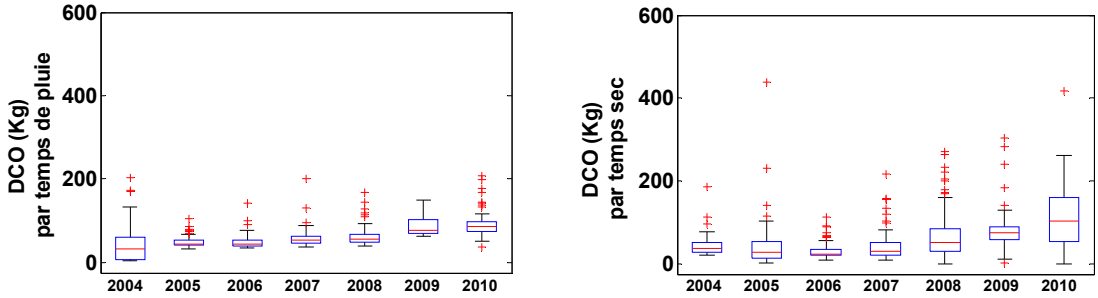


(a) *(b)*

Figure 3-6. *(a) distributions des masses de MES apportées par an, pour les événements pluvieux. (b) distributions des masses de MES apportées par an, pour les périodes de temps sec.*

1.2.2.4 Analyse des masses événementielles de DCO apportées

Les masses événementielles de DCO sont en moyenne moins contrastées entre temps de pluie et temps sec que pour les MES (322 Kg par temps de pluie contre 240 Kg pour les périodes de temps sec (*Cf.* Tableau 3-3) mais avec une variabilité bien plus importante pour le temps de pluie (*Cf*. Figure 3-7).



(a) *(b)*

Figure 3-7. *(a) Distributions des masses de DCO apportées pendant les événements pluvieux année par année. (b) Distributions des masses de DCO apportées pendant les périodes de temps sec, année par année*

Cette thèse est accessible à l'adresse : http://theses.insa-lyon.fr/publication/2012ISAL0040/these.pdf
© [C. Gonzalez-Merchan], [2012], INSA de Lyon, tous droits réservés

Tableau 3-3. *Récapitulatif des apports événementiels moyens par temps sec et par de temps pluie à l'entrée du bassin de rétention placé en amont du bassin d'infiltration*

		Chassieu bassin de rétention à l'entrée **	Chassieu bassin de rétention à la sortie Entrée du bassin d'infiltration
		[max - min] moyenne	
MES mg/L	TP	[348 - 1.1] 74.2 ±[102 - 0] 12%	[281.4 - 0.1] 46.7 ±[124 - 1] 22%
	TS	[614.7 - 0.2] 41.4 ±[35 - 0] 5%	[137 - 0] 20.3 ±[99 - 1] 14%
	Total	[614.7 - 0.2] 53.2 ±[112 - 0] 8%	[281.4 - 0] 30.3 ±[124 - 1] 17%
DCO mg/L	TP	[305.5 - 0] 67.1 ±[113 - 0] 13%	[173.2 - 3.9] 60.5 ±[166 - 1] 30%
	TS	[1 740 - 0.2] 99.6 ±[167 - 0] 15%	[438.8 - 0] 63.1 ±[294 - 1] 27%
	Total	[1 740 - 0.2] 82.6 ±[167 - 0] 14%	[173.2 - 0] 61.9 ±[166 - 1] 28%
MES Kg	TP	[6 557.8 - 0] 366.4 ±[144 - 5] 30%	[6 828.4 - 0.2] 235.4 ±[124 - 1] 39%
	TS	[2 098.7 - 0] 77.8 ±[83 - 1] 13%	[1 376.6 - 0] 36.2 ±[102 - 0] 19%
	Total	[6 557.8 - 0] 218.4 ±[144 - 1] 19%	[6 828.4 - 0] 147.7 ±[124 - 0] 29%
DCO Kg	TP	[5 254.9 - 0] 379.4 ±[537 - 2] 30%	[5 999.4 - 2.5] 322.1 ±[585 - 1] 31%
	TS	[3 811.9 - 0] 330.5 ±[82 - 1] 12%	[2 358 - 0] 239.8 ±[299 - 1] 29%
	Total	[4 459.5 - 0] 290.1 ±[137 - 1] 28%	[5 999.4 - 0] 231.4 ±[185 - 1] 24%
Vol (m^3)	TP	[69 939.1 - 518.6] 6 500.9 ±[12 - 1] 4 %	[60 727.1 - 502] 5 328.2 ±[57 - 1] 10%
	TS	[41 570.1 - 1.4] 2 249.8 ±[38 - 5] 22 %	[11 837.2 - 0.1] 2 171.8 ±[57 - 0] 8%
	Total	[69 939.1 - 1.4] 4 321 ±[38 - 5] 21 %	[60 727.1 - 0.1] 3 633.5 ±[57 - 0] 24 %

*** (Métadier, 2011), et à l'entrée du bassin d'infiltration.*

Cette thèse est accessible à l'adresse : http://theses.insa-lyon.fr/publication/2012ISAL0040/these.pdf
© [C. Gonzalez-Merchan], [2012], INSA de Lyon, tous droits réservés

2. Evolution du colmatage global

2.1. Evolution temporelle de la résistance hydraulique globale sur les 7 années

L'évolution du colmatage reprend les évaluations antérieures publiées dans Le Coustumer (2008), et complète la série de fin 2007 à 2010 pour ce qui est de la résistance globale uniquement. Le calage des valeurs de résistance hydraulique de l'ouvrage, en heures, corrigées à 20°C, et leurs incertitudes sont présentés à la Figure 3-8. Rappelons que l'ouvrage a été décolmaté début avril 2004.

L'Annexe 1 présente pour chaque événement la résistance hydraulique de l'ouvrage en heures, corrigées à 20°C, le degré de corrélation entre débit mesuré et débit simulé (r^2) le capteur utilisé pour le calage, l'incertitude relative, l'écart type, les bornes de l'intervalle de confiance à 95% et les hauteurs maximales et minimales dans l'ouvrage.

Le Tableau 3-4 quant à lui, donne les résistances hydrauliques globales pour chaque événement étudié.

Les variations au cours du temps sont données à la Figure 3-8 et au Tableau 3-5. La Figure 3-9 présente la distribution annuelle des valeurs de la résistance hydraulique sous forme de boîtes à moustaches.

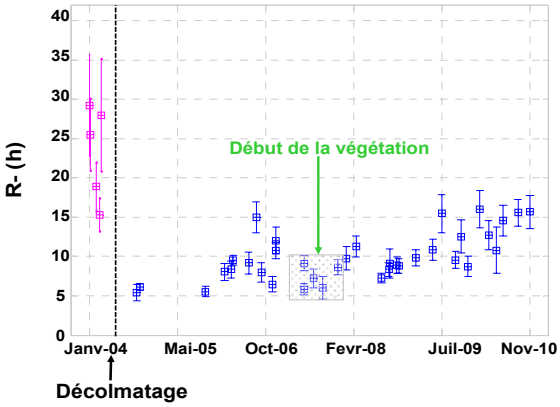


Figure 3-8. *Evolution dans le temps des résistances hydrauliques moyennes (sur les différents capteurs) par événement de calage ainsi que l'incertitude sur son évaluation.*

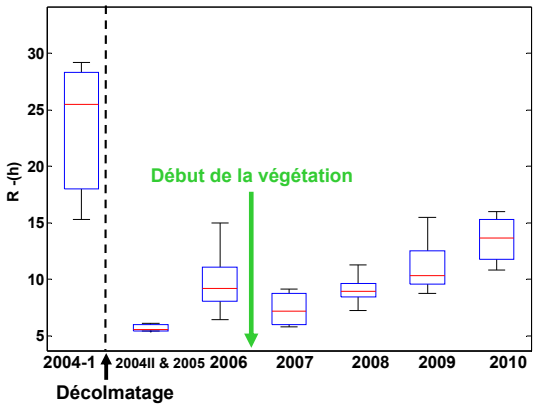


Figure 3-9. *Boîte à moustache, représentant la distribution de la résistance hydraulique pour chaque année (2004-1 est la période de 2004 avant décolmatage, 2004-2 après décolmatage).*

Cette thèse est accessible à l'adresse : http://theses.insa-lyon.fr/publication/2012ISAL0040/these.pdf
© [C. Gonzalez-Merchan], [2012], INSA de Lyon, tous droits réservés

Tableau 3-4. *Valeurs de la résistance hydraulique moyenne R(h) pour chaque événement analysé, de l'incertitude type absolue U(R) (h) sur les moyennes des Résistances hydrauliques, de l'incertitude relative Ur(R) sur les moyennes des résistances hydrauliques, du volume (m^3) d'eau écoulé pour l'événement calé, des masses de MES (Kg) apportées pour l'événement calé, des masses de DCO (Kg) apportées pour l'événement calé, de la durée de temps sec antérieur Tsa (h).*

Date	R(h)	U(R) (h)	Ur(R)	Volume (m^3)	Masse MES Kg	Masse DCO Kg	*Tsa* (h.)
18-janv.-04	29.2	6.50	45%	8 841	713	286	4
20-janv.-04	25.5	4.60	36%	12 355	128	482	42
23-févr.-04	18.9	3.10	33%	12 716	209	1 056	15
14-mars-04	15.3	2.10	27%	16 661	259	1 024	452
23-mars-04	28.0	7.20	51%	6 761	476	295	14
Décolmatage							
10-oct.-04	5.4	1.00	37%	16 456	135	183	75
26-oct.-04	6.1	0.40	13%	38 745	986	1 493	118
4-nov.-05	5.6	0.68	24%	24 928	1 826	1 502	**
20-févr.-06	8.1	1.07	26%	16 025	568	808	33
28-mars-06	8.4	1.09	26%	16 162	624	409	73
10-avr.-06	9.6	0.61	13%	24 372	1 605	1 652	7
6-juil.-06	9.2	1.40	30%	17 224	116	653	47
18-août-06	15.0	1.93	26%	9 605	445	928	20
15-sept.-06	8.0	1.23	31%	22 482	233	983	15
17-nov.-06	6.5	0.98	30%	26 823	257	720	118
6-déc.-06	10.7	1.01	19%	19 359	188	785	50
8-déc.-06	12.0	1.67	28%	16 325	267	715	16
15-mai-07	5.8	0.75	26%	15 033	1 969	1 896	5
17-mai-07	9.2	0.98	21%	19 969	115	745	26
9-juil.-07	7.1	1.21	34%	7 010	690	796	16
29-août-07	6.0	1.47	49%	19 649	854	932	178
23-nov.-07	8.6	0.94	22%	22 849	1 176	1 289	63
12-janv.-08	9.8	1.51	31%	14 624	1 018	878	56
5-mars-08	11.2	1.35	24%	7 069	341	142	6
26-juil.-08	7.3	0.66	18%	18 646	26	787	194
6-sept.-08	8.3	0.89	21%	24 735	116	845	30
12-sept.-08	9.1	1.86	41%	15 262	1 173	1 054	10
22-oct.-08	8.9	1.05	24%	18 695	508	995	18
2-nov.-08	8.8	0.91	21%	13 400	237	568	19
7-févr.-09	9.8	1.06	21%	44 420	5 796	5 093	33
15-mai-09	10.8	1.36	25%	15 696	1 085	1 686	52
3-juil.-09	15.5	2.40	31%	15 966	859	865	150
20-sept.-09	9.6	1.06	22%	17 032	227	1 099	92
22-oct.-09	12.5	2.11	34%	16 591	656	1 592	18
30-nov.-09	8.8	1.30	30%	15 721	981	1 453	88
5-févr.-10	16.0	2.33	29%	7 010	196	652	62
26-mars-10	12.7	1.86	29%	9 661	156	177	112
11-mai-10	10.8	2.90	54%	11 121	1 756	1 789	4
18-juin-10	14.6	2.41	33%	19 204	95	753	7
9-sept.-10	15.6	2.88	37%	25 593	971	1 460	257
16-nov.-10	15.7	3.06	39%	18 927	1 376	1 634	75

Le Coustumer (2008), avait montré qu'entre décembre 2003 et fin mars 2004 les valeurs de résistance étaient comprises entre 15.3 h à 29.2 h avec une valeur moyenne de 23.4 h (avec un coefficient de variation *CV* = 26% - *n* = 5) (*Cf*. Tableau 3-5). Ces valeurs élevées confirmaient que l'ouvrage présentait des signes importants de colmatage puisque l'on estime en première approche que des résistances supérieures à 24 h marque un colmatage avéré.

Nous avons noté pour notre part que les variabilités de la capacité d'infiltration au cours du temps étaient plus importantes pour les périodes de fortes valeurs de *R* avant décolmatage.

Cette thèse est accessible à l'adresse : http://theses.insa-lyon.fr/publication/2012ISAL0040/these.pdf
© [C. Gonzalez-Merchan], [2012], INSA de Lyon, tous droits réservés

Tableau 3-5. *Nombre annuel n de calage de la résistance hydraulique, Rmin et Rmax resp. valeur minimum et maximum de la résistance sur l'année, $\overline{R}$ valeur moyenne, R_{50} médiane, ur(R) Incertitude relative, CV Coefficient de variation annuelle, V volume d'eau annuel, masse annuelle de MES et de DCO***.**

	2004 avant décolmatage	**2004II après décolmatage**	**2005**	**2004II & 2005**	**2006**	**2007**	**2008**	**2009**	**2010**
n *(-)*	5	2	1	3	9	5	7	6	6
Rmin (h)- Rmax (h)	15.3 - 29.2	5.4 - 6.1	-	5.4 - 6.1	6.5 - 15	5.8 – 9.2	7.3 – 11.2	8.8 - 15.5	10.8 - 16
$\overline{R}$ *(h)*	23.4	5.8	5.6	5.7	9.7	7.3	9.1	11.6	14.2
R_{50} *(h)*	26	5.8	-	5.6	9.2	7.2	8.9	10.3	15.1
$u_r(R)$ *%*	38	25	24	25	25	27	26	27	31
CV%	26	9	-	6	26	20	14	22	14
V (m^3)	90 296 ± 8 928	286 507 ± 35 877	347 902 ± 24 586	634 409 ± 60 464	542 445 ± 53 765	589 765± 48 460	583 676± 83 058	593 795± 81 076	629 105± 91 148
Masse MES (kg)	3 543 ± 969	8 652 ± 4 941	9 513 ± 2 862	18 165 ± 7 803	17 605 ± 5 407	21 768 ± 6 968	22 822 ± 9 288	28 950 ± 4 241	30 756 ± 4 491
Masse DCO (Kg)	4 962 ± 1 267	11 415 ± 1 959	17 047 ± 1 605	28 461 ± 3 564	24 851 ± 1 596	33 245 ± 1 830	33 657 ± 3 186	52 585 ± 23 011	56 676± 22 076

Après décolmatage, on a observé une décroissance de la résistance hydraulique à 5.7 h sur 2004/2005 (*CV*=6.5% - *n* = 3), avec une différence statistiquement marquée (t-test, *p-value* = 0.0025) par rapport à la période précédente. Notons cependant que pendant les années 2004 et 2005 (*n* = 3), la conductivité hydraulique étant élevée, le modèle n'a pu être calé que sur peu d'événements (conditions non optimales pour appliquer le modèle de Bouwer, (1969, 2002): hauteurs faibles, épaisseur de colmatage quasi inexistante).

A partir de février et pour l'année 2006, 9 événements ont produit des hauteurs d'eau suffisantes pour caler le modèle. La résistance hydraulique moyenne passe alors à 9.7 h (*CV* = 26% - n=9). Cette résistance moyenne est statistiquement supérieure à la valeur précédente (t - test*, p-value* = 0.0253).

Pour l'année 2007, 5 évènements ont pu faire l'objet de calage de la résistance hydraulique. Sur cette période, la résistance hydraulique moyenne est de 7.3 h avec un coefficient de variation de 20% (*n* = 5). Cette résistance est statistiquement inférieure à la valeur précédente (t-test, *p-value* < 0.05). La résistance a légèrement diminué. L'observation qualitative du site nous montre qu'au début de cette période (fin 2006 à juillet 2007), une végétation spontanée, formée d'herbes et de petits d'arbustes, s'est considérablement développée et n'a pas été enlevée (*Cf*. Figure 3-10).

De 2007 à fin 2010, on observe une remontée très lente des résistances hydrauliques. Entre années successives, elles ne sont pas significativement différentes (t-test*, p-value* > 0.05). Ce n'est qu'à partir de 2009 que la résistance devient statistiquement supérieure à celle qu'elle avait en 2007 (t-test, *p-value* = 0.015). Entre l'année 2007 et l'année 2010 les valeurs moyennes de la résistance hydraulique par an ont quasiment doublé (t-test, *p-value* = 0.0002). L'évolution à l'échelle de l'année a donc été lente mais avérée après la croissance spontanée de la végétation. Il semblerait donc que la végétation puisse avoir un rôle non négligeable sur le ralentissement du colmatage, d'autant que les volumes d'eau et les masses de MES ou DCO

Cette thèse est accessible à l'adresse : http://theses.insa-lyon.fr/publication/2012ISAL0040/these.pdf
© [C. Gonzalez-Merchan], [2012], INSA de Lyon, tous droits réservés

n'ont pas décru sur cette période[2] (*Cf*. Tableau 3-5, Figure 3-2, Figure 3-1). Le rôle de certaines espèces a déjà été mis en évidence pour des systèmes d'infiltration de ce type mais en laboratoire ou sur pilote de laboratoire (Citeau, 2006; Le Coustumer *et al.*, 2009) et non *in situ* pour une végétation variée.

Figure 3-10. *Illustration du bassin Django Reinhardt avant et après la croissance spontanée de la végétation***.**

2.2. Analyse saisonnière de la résistance globale

Cette partie propose d'étudier l'influence des fluctuations saisonnières sur l'évolution du colmatage global du bassin d'infiltration. Au cours d'un an l'ouvrage est soumis fréquemment aux fluctuations climatiques (changement saisonnier). La présente analyse sera menée en deux parties. Dans un premier temps nous avons essayé de mettre en évidence les fluctuations de la résistance hydraulique globale pour l'ensemble des périodes étudiées après le décolmatage. Dans un deuxième temps nous avons essayé de faire l'analyse période par période.

2.2.1 Analyse globale saisonnière

La Figure 3-11 et le Tableau 3-6, présentent la distribution saisonnière de la résistance hydraulique après le décolmatage pour les saisons d'hiver, printemps, été et automne. La Figure 3-11 permet de visualiser globalement pour chaque saison les distributions des résistances hydrauliques.

En comparant les valeurs moyennes de la résistance hydraulique pour toutes les saisons, il semblerait que les valeurs moyennes plus faibles de la résistance hydraulique aient lieu pendant les saisons d'été et d'automne et les valeurs moyennes plus élevées pendant l'hiver. Cependant nous constatons que compte tenu des fluctuations par saison, les valeurs ne sont pas significativement différentes (*Cf*. Figure 3-11 et Tableau 3-6) (test-ANOVA, *p-value = 0.648* > 0.05). La saison sur l'ensemble de la période ne joue donc pas un rôle déterminant.

[2] L'année 2007 a été chaude avec une insolation légèrement supérieure à la moyenne. Les précipitations ont été relativement conformes à la normale selon le bilan climatique présenté par Météo France (2007).

Cette thèse est accessible à l'adresse : http://theses.insa-lyon.fr/publication/2012ISAL0040/these.pdf
© [C. Gonzalez-Merchan], [2012], INSA de Lyon, tous droits réservés

Nous avons alors tenté une analyse saisonnière sur les différentes périodes de vie de l'ouvrage.

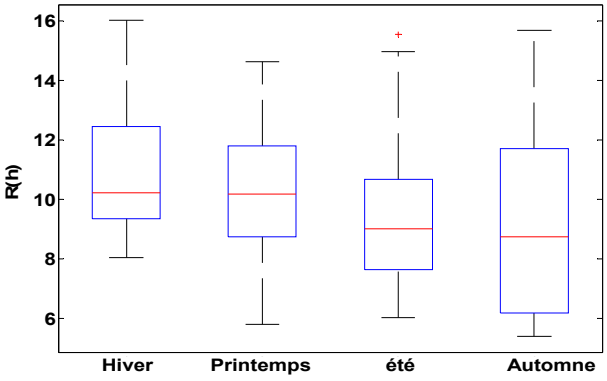


Figure 3-11. *Distribution de la résistance hydraulique par saison.*

	Variation saisonnière			
	Hiver	Printemps	été	Automne
$\overline{R}$ (h)	11.06	10.23	9.66	9.15
$R_{50}(h)$	10.22	10.18	9.00	8.75
$R_{max}(h)$	16.01	14.61	15.55	15.67
$R_{min}(h)$	8.05	5.80	6.02	5.40
CV%	27%	26%	31%	36%

Tableau 3-6. $\overline{R}$ *Valeur moyenne de la résistance hydraulique par saison,* R_{50} *médiane,* R_{max} *et* R_{min} *valeur max et min de la résistance hydraulique par saison, CV coefficient de variation saisonnier*

2.2.2 Analyse saisonnière par période

Pour essayer de voir si le changement saisonnier peut jouer un rôle sur le colmatage, nous avons tenté de voir si une fluctuation des valeurs de la résistance hydraulique peut être liée aux variations saisonnières pour un intervalle de temps de deux ans.

La Figure 3-12 permet de visualiser l'évolution de la résistance hydraulique avec ses incertitudes par saison et par période. Le Tableau 3-7 résume les valeurs moyennes de la résistance hydraulique par saison et pour les périodes analysées.

La Figure 3-13 présente les boîtes à moustache indiquant les distributions des températures et de *R* pour chaque période et chaque saison analysées. Les températures sont juste données à titre indicatif pour caractériser la saison. Les variations de la température de l'air par saison, par chaque période analysée sont significatives (t-test, *p-value* << 0.05) (*Cf.* Figure 3-13).

L'analyse par période montre qu'entre 2004II (période postérieure au décolmatage de l'ouvrage) et 2006 les valeurs de *R* ne sont pas significativement différentes entre elles (test-ANOVA, *p-value* > 0.05). Entre ces deux années la résistance hydraulique a présenté une croissance significative (*Cf*. Paragraphe 2.1).

La période 2007-2008 a montré une variation nette de *R* en fonction de la saison (test-ANOVA, *p-value* = 0.0409). Cette période a été caractérisée par une croissance de la végétation spontanée en surface et une décroissance significative de *R.* Pour cette période la valeur moyenne la plus élevée de la résistance hydraulique est obtenue en hiver et la valeur moyenne plus faible est obtenue au printemps et en été (valeur moyenne de *R* hivernal significativement supérieure aux valeurs moyennes estivales et printanières (t-test, *p-value* < 0.05)). Sur cette période analysée, il semblerait que les variations saisonnières aient eu une influence sur la

Cette thèse est accessible à l'adresse : http://theses.insa-lyon.fr/publication/2012ISAL0040/these.pdf
© [C. Gonzalez-Merchan], [2012], INSA de Lyon, tous droits réservés

capacité d'infiltration de l'ouvrage. On pourrait suspecter qu'après la mise en place de la végétation les conditions d'infiltration de l'ouvrage ont momentanément changé et permet de mettre en évidence les possibles variations saisonnières. Les recherches d'Emerson *et al.* (2010) ont montré par exemple que pendant les premières périodes de fonctionnement, une tranchée d'infiltration pouvait améliorer leur performance pendant la période d'été. Cependant, lorsque le colmatage augmentait la capacité d'infiltration pendant l'été ne diminuait plus.

C'est aussi ce que l'on constate qualitativement pour la période 2009-2010 où les distributions de *R* sont à nouveau assez homogènes d'une saison à l'autre et ne sont pas significativement différentes (test-ANOVA, *p-value* = 0.941 > 0.05) même si pendant cette période les valeurs les plus élevées sont obtenues là encore en hiver (R = 13.1 ; *CV-R* = 31%).

Le coefficient de variation de la température pour la saison d'hiver est très fort (*CV-T* >100%) ; cette variation est aussi importante pour les intervalles [2007 – 2008] que pour [2009 – 2010]. Les fortes variations de la température en hiver peuvent avoir une influence sur les conditions physique du sol. En effet, les températures inférieures à zéro peuvent diminuer la capacité d'infiltration du sol dû à la formation de gel en affectant le flux aqueux et non aqueux à travers le sol (Fach *et al.,* 2010).

Globalement, même si les résistances hydrauliques semblent plus faibles en hiver, l'influence de la saison n'est pas flagrante. La période qui a vu l'implantation de végétation est la plus contrastée en termes de différences inter saisons mais de façon peu marquée.

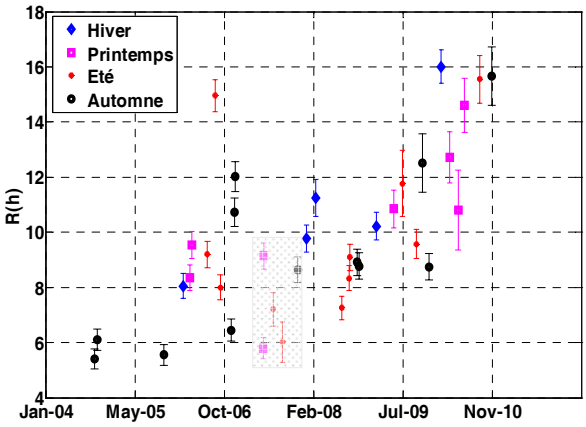


Figure 3-12. *Evolution de la résistance hydraulique par saisons. Les points enfermés représentent la chute de la résistance hydraulique et la période de croissance de la végétation sur l'ouvrage*

		2004II - 2006			
		Hiver	Printemps	Eté	Automne
2004II-2006	$\overline{R}$(h)	8.1	8.9	10.7	7.7
	R_{50} (h)	8.1	8.9	9.2	6.2
	CV-R	-	9%	35%	38%
	CV-T	134%	50%	17%	30%
2007-2008	$\overline{R}$(h)	10.5	7.5	7.6	8.8
	R_{50} (h)	10.51	7.5	7.3	8.7
	CV-R	10%	32%	16%	2%
	CV-T	59%	48%	16%	32%
2009-2010	$\overline{R}$(h)	13.1	12.2	12.3	12.3
	R_{50} (h)	13.1	11.7	11.8	12.5
	CV-R	31%	15%	25%	28%
	CV-T	143%	56%	14%	29%

Tableau 3-7. $\overline{R}$ *Valeur moyenne de la résistance hydraulique par période et par saison,* R_{50} *médiane, CV-R variation de la résistance hydraulique par période et par saison, CV-T coefficient de variation de la température d'air par saison et par période analysée.*

Cette thèse est accessible à l'adresse : http://theses.insa-lyon.fr/publication/2012ISAL0040/these.pdf
© [C. Gonzalez-Merchan], [2012], INSA de Lyon, tous droits réservés

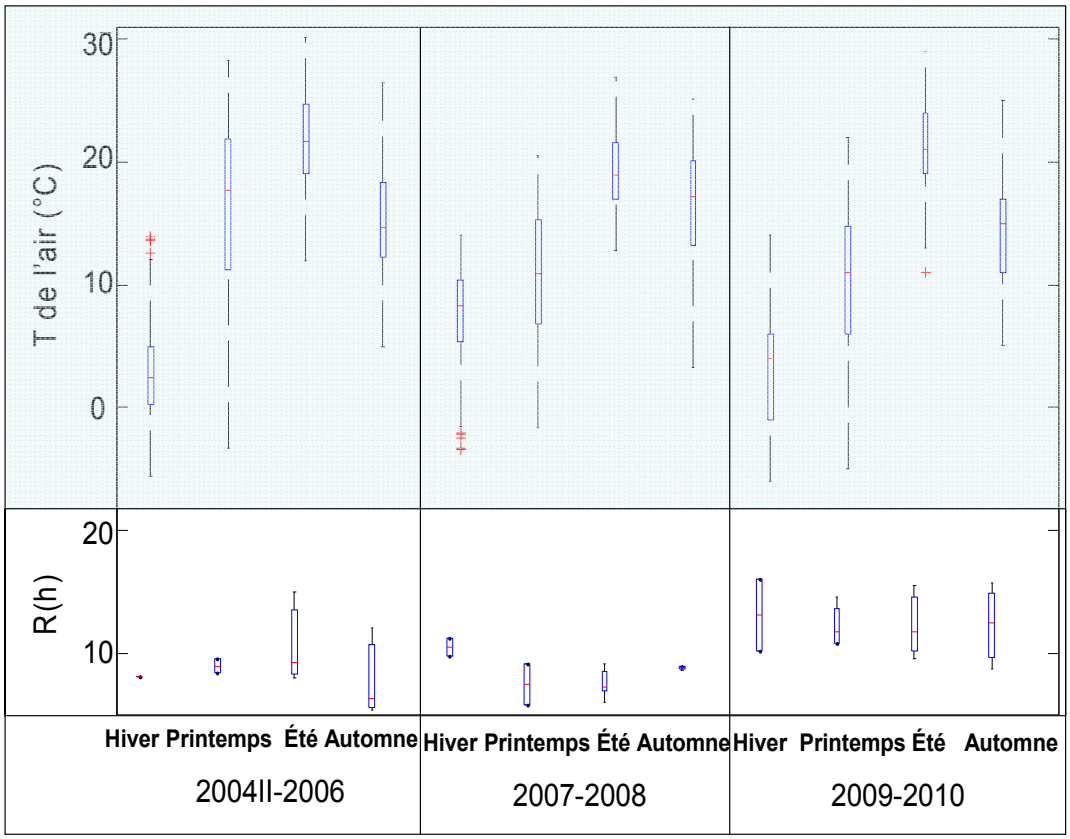


Figure 3-13. *Distribution de la résistance hydraulique par saison après décolmatage pour des périodes d'intervalle de deux ans. La partie ombrée présente la température de l'air.*

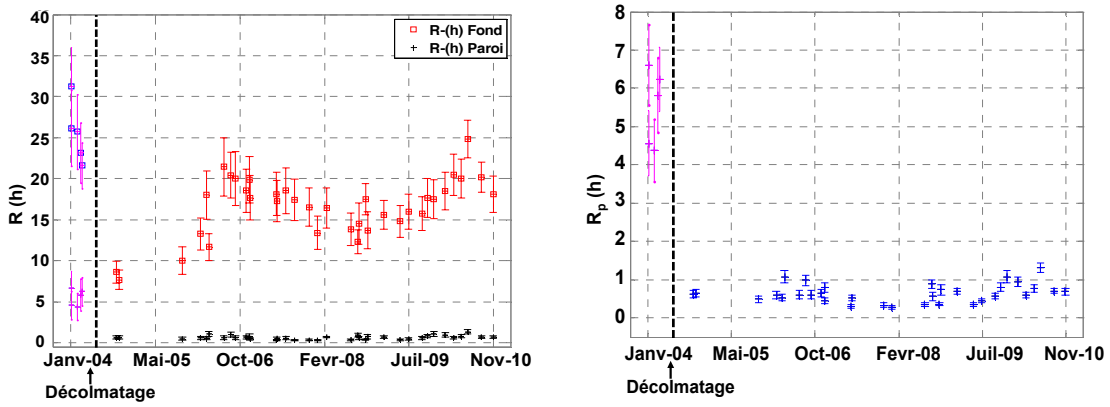
3. Evolution de la capacité d'infiltration par les parois et par le fond

Dans un troisième temps, nous avons essayé d'affiner l'évolution du colmatage en examinant sa localisation entre parois et fond.

Les valeurs calées des résistances hydrauliques du fond et des parois de l'ouvrage, corrigées à 20°C, et leurs incertitudes sont présentées à la Figure 3-14 *(a)*. La Figure 3-14 *(b)* est un zoom des résistances des parois. Tous les résultats obtenus sont présentés au Tableau 3-8.

Les Figure 3-15 *(a) et (b)* montrent les distributions annuelles des résistances hydrauliques des parois à partir de boîtes à moustaches.

Cette thèse est accessible à l'adresse : http://theses.insa-lyon.fr/publication/2012ISAL0040/these.pdf
© [C. Gonzalez-Merchan], [2012], INSA de Lyon, tous droits réservés



(a) *(b)*

Figure 3-14. *(a) Evolution de la résistance hydraulique du fond et des parois avec leurs incertitudes. (b) évolution temporelle de la résistance hydraulique des parois.*

Tableau 3-8. *Nombre annuel n de calage de la résistance hydraulique, R_{min} et R_{max} resp. valeur minimum et maximum de la résistance obtenue sur l'année, $\overline{R}$ valeur moyenne, R_{50} valeur médiane, ur(R) Incertitude relative, CV coefficient de variation annuelle.*

	2004 avant décolmatage	2004II après décolmatage	2005	2004II & 2005	2006	2007	2008	2009	2010
n (-)	5	2	1	3	9	5	7	6	6
$R_{f\text{-}min}$ (h)- $R_{f\text{-}max}$ (h)	21.6 - 31.3	7.6 - 8.6	-	7.6 - 10	11.7 - 21.4	16.5 - 18.5	12.3 - 17.5	14.8 - 17.6	18.1 - 24.8
$\overline{R_f}$ (h)	25.6	8.1	10	8.8	17.9	17.6	14.5	16.2	20.4
$R_{f\text{-}50}$ (h)	25.7	8.1	8.6	10.0	18.5	17.4	13.8	15.9	20.1
$u_r(R_f)$ %	31.7	31.3	33.2	31.9	30.2	28.7	28.9	25.9	22.3
CV- R_f %	14%	8%	-	13%	19%	4%	12%	7%	12%
$R_{p\text{-}min}$ (h)- $R_{p\text{-}max}$ (h)	4.4 - 6.6	0.63 - 0.64	0.5-0.5	0.5 - 0.6	0.4 - 1.1	0.3 - 0.5	0.3 - 0.9	0.4 - 1.1	0.6 - 1.3
$\overline{R_p}$ (h)	5.5	0.6	0.5	0.6	0.7	0.4	0.6	0.7	0.8
$R_{p\text{-}50}$ (h)	5.8	0.6	0.5	0.6	0.6	0.3	0.6	0.6	0.7
$u_r(R_p)$ %	33.3	33.0	34.9	33.6	31.8	30.2	30.4	27.3	23.5
CV- R_p %	18%	2%	-	15%	30%	30%	42%	40%	31%

3.1. Colmatage du fond

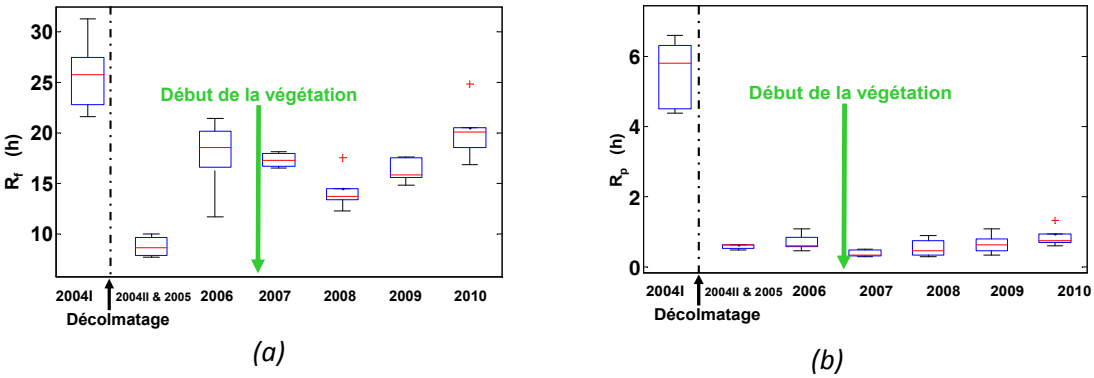
En ce qui concerne la résistance du fond, l'analyse montre qu'avant décolmatage les valeurs sont élevées (comprises entre 21.6 et 31.3 h, $\overline{R_f}$ = 25.6 h, CV = 14% - n = 5). Après décolmatage, on observe une décroissance marquée de la résistance du fond qui atteint une valeur de 7.6 h en 2004 puis 10 h en 2005. Retrouve-t-on vraiment les conditions initiales lors de l'implantation du bassin? On ne le sait pas puisque aucune mesure originelle n'existe. On ne peut donc pas savoir si le mode de décolmatage a été performant de ce point de vue.

En 2006 le colmatage du fond poursuit son accroissement pour atteindre une valeur moyenne de 17.9 h (CV = 19 % - n = 9) supérieure statistiquement à la précédente (t-test, *p-value* = 0.013).

Cette thèse est accessible à l'adresse : http://theses.insa-lyon.fr/publication/2012ISAL0040/these.pdf
© [C. Gonzalez-Merchan], [2012], INSA de Lyon, tous droits réservés

La résistance hydraulique moyenne du fond pour l'année 2007 ($\overline{R_f}$ = 17.6, CV = 4% – n = 5) reste constante comparée à l'année 2006 (t-test, *p-value* > 0.05). On retrouve le même phénomène de décroissance que pour la résistance global entre fin 2006 et juillet 2007 lié à la croissance spontanée de végétaux au fond (*Cf*. Figure 3-10), qui perdure sur les années 2007 et 2008 ($\overline{R_f}$ = 14.5, CV = 12% – n = 7) avec des décroissances annuelles avérées (t-test, *p-value* = 0.025).

Entre 2008 et 2010 ($\overline{R_f}$ = 20.3, CV = 12% – n = 6), le phénomène s'infléchit et les moyennes des résistances hydrauliques annuelles croisent à nouveau de manière statistiquement significative (*p-value* = 0.0004) (*Cf*. Tableau 3-8 et Figure 3-14 *(a)*).



(a) *(b)*

Figure 3-15. *Boîte à moustache, représentant les distributions annuelles de la résistance hydraulique du fond R_f (a) et des parois R_p (b).*

3.2. Colmatage des parois

Après décolmatage et pendant les 6 années qui ont suivi, on observe des valeurs annuelles de résistance hydraulique des parois statistiquement peu différentes entre périodes. De plus elles restent très faibles allant en moyenne de 0.5 à 0.8 h. A l'échelle d'un évènement elles sont toujours inférieures à 1.3 h. En conséquence, l'évolution n'est pas significative (ANOVA test, *p-value* = 0.0951 > 0.05). Cependant on observe une légère remontée des valeurs moyennes entre les périodes 2007 et 2010 (*Cf*. Figure 3-15 *(b)*).

On peut remarquer également que lorsque le fond est très colmaté (avant décolmatage), la valeur de la résistance des parois est très supérieure à celle obtenue après. Les résistances hydrauliques moyennes après le décolmatage sont 9 fois plus faibles que celles avant le décolmatage avec une différence significative (t-test, *p-value* << 0.05).

On constate aussi logiquement, que la résistance des parois ne s'infléchit pas pendant la période où la végétation croit ; cette végétalisation ne concernant pas les berges.

3.3. Comparaison de l'évolution du colmatage par les parois et par le fond

La Figure 3-16 met en évidence les variations de R_p et R_f moyennes, pour les périodes étudiées.

Avant le décolmatage les résistances hydrauliques des parois (R_p) sont 5 fois plus faibles que la résistance hydraulique du fond (R_f), alors qu'après le décolmatage les résistances hydrauliques

Cette thèse est accessible à l'adresse : http://theses.insa-lyon.fr/publication/2012ISAL0040/these.pdf
© [C. Gonzalez-Merchan], [2012], INSA de Lyon, tous droits réservés

moyennes des parois (R_p), sont 20 fois plus faibles en moyenne que les résistances hydrauliques du fond (R_f) (résultat de R_f moyenne/R_p moyenne). Le colmatage principal se situe donc au fond de l'ouvrage qui a évolué assez rapidement après décolmatage.

Le colmatage des parois est relativement lent et faible mais se produit *in fine* lorsque le fond est très colmaté. Ces résultats sont similaires à ceux obtenus par Proton (2008) ou Emerson *et al.* (2010) pour des tranchées d'infiltration de plus petites tailles.

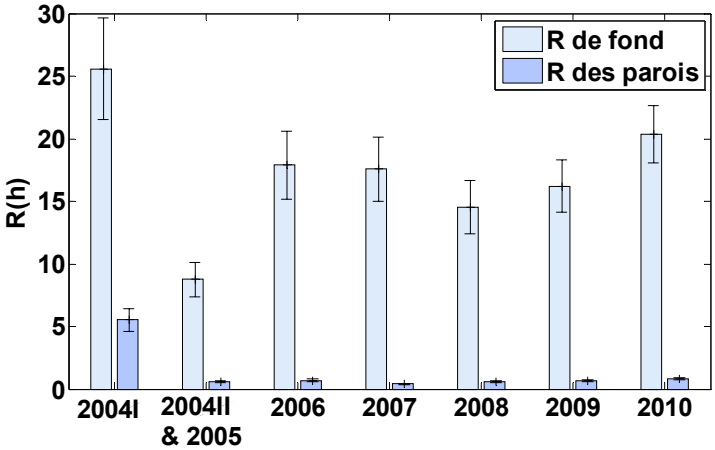


Figure 3-16. *Variation de la résistance hydraulique des parois et résistance hydraulique du fond.*

On peut noter également, que le fond s'approche d'une résistance de 24h en 2010 (marquant un colmatage important) et que la résistance globale reste acceptable (entre 10.8 et 16h). Il est donc clair que l'infiltration continue à se faire par les parois.

Lors du dimensionnement de ces structures, il sera donc prudent de minimiser la surface d'infiltration par le fond au profit des parois, ce qui n'est pas toujours le cas dans les recommandations que l'on rencontre dans la littérature (ATV 138 (2002), Leeflang *et al*. (1995) cité par Azzout, 1994).

4. Variation de la résistance hydraulique globale et du fond en fonction du temps

Afin de décrire la variation de la capacité d'infiltration au cours du temps, le paramètre *R* a été mis en relation avec le temps. D'une part nous avons analysé la variation au cours du temps de la résistance hydraulique globale et d'autre part nous avons analysé la variation de la résistance hydraulique du fond de l'ouvrage. Pour cette analyse nous avons considéré 3 plages de données ci-dessous :

- La plage de données 1 couvre toutes les valeurs de résistance hydraulique globale allant du décolmatage en 2004 et jusqu'à décembre 2010 ;
- La plage de données 2 couvre les valeurs de résistance hydraulique globale sur la période allant du décolmatage en 2004 jusqu'à mai 2007 (début de la

Cette thèse est accessible à l'adresse : http://theses.insa-lyon.fr/publication/2012ISAL0040/these.pdf
© [C. Gonzalez-Merchan], [2012], INSA de Lyon, tous droits réservés

végétalisation de l'ouvrage), période pendant laquelle la surface de l'ouvrage a été en grande majorité nue ;

- La plage de données 3 couvre les valeurs de résistance hydraulique globale sur la période allant du début de la végétalisation (début 2007) jusqu'à décembre 2010.

Les résultats du calage et de la validation du modèle sont présentés au Tableau 3-9 et Tableau 3-12 respectivement pour les résistances hydrauliques globales et celles du fond.

4.1. Résistance hydraulique globale

La relation la plus significative est obtenue pour la plage 3 et pour une relation linéaire (*Cf.* Figure 3-17). Le coefficient de NASH (NS-V) issu de la validation, est le plus significatif de l'ensemble des analyses faites (*Cf*. Tableau 3-9), ce qui est vérifié visuellement à la Figure 3-17.

	Calage		Validation LOOCV	
	NS		**NS-V**	**RMSE**
Plage 1	0.415	linéaire	0.349	1.983
	0.224	Semi - log	0.043	2.380
	0.286	log	0.127	2.305
Plage 2	0.388	linéaire	0.181	1.228
	0.279	Semi - log	0.002	2.134
	0.351	log	0.104	1.727
Plage 3	0.614	linéaire	0.544	1.698
	0.324	Semi - log	0.175	2.397
	0.384	log	0.227	2.870

Tableau 3-9. *Evaluation de la variation de R au cours du temps. NS : coefficient de NASH issu du calage ; NS-V : coefficient de NASH issu de la validation LOOCV (Leave-One-Out Cross Validation) ; RMSE: racine carrée de l'erreur quadratique moyenne***.**

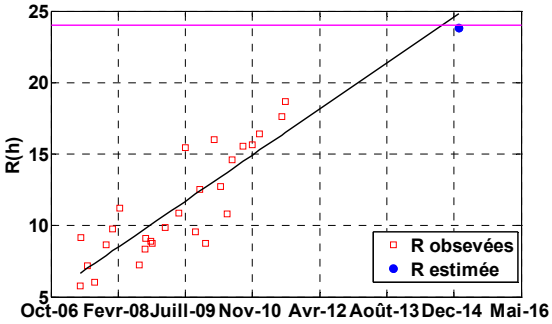


Figure 3-17. *Interprétation graphique de la régression linaire évaluée pour la plage 3.*

En considérant la relation obtenue et qu'un colmatage avéré a lieu pour $R > 24$ h, on peut estimer que le bassin devrait présenter un dysfonctionnement à partir de l'année 2014 soit plus de dix ans après son décolmatage.

Cette thèse est accessible à l'adresse : http://theses.insa-lyon.fr/publication/2012ISAL0040/these.pdf
© [C. Gonzalez-Merchan], [2012], INSA de Lyon, tous droits réservés

Tableau 3-10. *Nouvelles valeurs de résistances hydrauliques (R) mesurées en 2011***.**

Date	Capteur	R_k(h)	r^2	Ur(%)	u(*R*)	R_{min}	R_{max}	H_{max}	H_{min}	$\overline{R}$	Ur(%)	CV-R	T°C
11-janv.-11	1	17.1	0.98	40.3	3.7	12.8	17.6	31	17	16.4	45.4	3%	7.1
	2	15.9	0.93	43.1	3.2	13.7	18.8	43	16				
	3	16.6	0.97	47.8	4.0	16.6	19.8	44.9	17.0				
	4	15.9	0.86	48.4	3.9	15.9	16.1	78.5	18.4				
23-juin-11	1	20.2	0.87	42.7	3.9	20.2	24.0	39.5	17.5	17.6	37.7	10%	21.7
	2	16.8	0.92	42.1	3.5	16.8	17.3	41.8	13.7				
	3	17.4	0.93	39.9	3.5	17.7	17.4	46.2	14.8				
	4	15.9	0.89	28.5	2.3	16.0	16.1	91.2	25.7				
18-juil.-11	1	18.5	0.96	48.1	4.5	18.9	18.5	45.6	19.1	18.7	42.9	7%	18.2
	2	17.7	0.91	45.0	3.9	17.1	21.7	54.5	14.4				
	3	17.8	0.75	43.9	3.8	18.1	21.5	61.3	14.2				
	4	20.6	0.76	34.5	3.6	20.6	24.6	95.3	42.7				

Vérification du modèle avec des données réelles nouvelles

Afin de vérifier la validité de la relation obtenue, nous avons réalisé le calage des résistances hydrauliques pendant l'année 2011, présentées dans le Tableau 3-10. Celles-ci n'ont pas été utilisées pour l'analyse précédente. Trois valeurs de *R* ont été estimées: le 11 janvier 2011, 23 juin 2011; 18 juillet 2011 et présentent respectivement des valeurs moyennes de 16.4 h, 17,6 h, 18,7 h. Notons qu'après 8 ans du fonctionnement (sans aucune maintenance), l'ouvrage présente encore une capacité d'infiltration « acceptable », les valeurs de *R étant inférieure à* < 24 h.

Si on applique la relation sur les données acquises en 2011 qui sont en continuité avec la plage 3 et qui n'ont pas été utilisées pour le calage du modèle, la « prédiction » donne les résultats fournis au Tableau 3-11. On constate que le modèle a tendance à sous-estimer les résultats de résistance hydraulique.

Tableau 3-11. *Comparaison entre les valeurs de la résistance hydraulique observées (R) et les valeurs de la résistance hydraulique estimées (Re)*

Plage 3 $R = 0.889 + 6.1\times10^{-3}.Jr$				
Date	**Jours (Jr)****	***R*(h)**	**R_e(h)**	**$(R_e-R)^2$**
16-nov.-10*	2 228*	15.7*		
11-janv.-11	2 284	16.4	14.8	2.5
23-juin-11	2 447	17.6	15.8	3.2
18-juil.-11	2 472	18.7	15.9	7.8
	Ecart type	1.16	RMSE	2.1

**Donnée utilisée pour le calage.*
***les nombres des jours sont évalués à partir du décolmatage*

4.2. Résistance hydraulique du fond

Dans cette deuxième analyse et en considérant le critère de NASH (NS-V) issu de la validation, la relation la plus significative est la fonction linéaire pour la plage 2 (*Cf.* Tableau 3-12). Cependant, le coefficient NS issu du calage n'est pas satisfaisant (NS < 0.50), par conséquent nous ne ferons pas la vérification de *R* avec les données obtenues en 2011.

Cette thèse est accessible à l'adresse : http://theses.insa-lyon.fr/publication/2012ISAL0040/these.pdf
© [C. Gonzalez-Merchan], [2012], INSA de Lyon, tous droits réservés

Tableau 3-12. *Evaluation de la variation de R_f au cours du temps. Validation des résultats LOOCV : moyenne du coefficient de NASH obtenu pour la validation (NS-V), racine carrée de l'erreur quadratique moyenne (RMSE).*

	Calage		Validation LOOCV	
	NS		**NS-V**	**RMSE**
Plage 1	0.204*	linéaire	0.091	2.987
	0.748*	Semi - log	0.189	2.767
	0.414*	log	0.269	0.180
Plage 2	0.309*	linéaire	0.672	2.370
	0.226*	Semi - log	0.031	4.017
	0.583*	log	0.045	3.286
Plage 3	0.146*	linéaire	0.053	2.372
	0.511*	Semi - log	0.023	2.438
	0.160*	log	0.037	2.247

**coefficient significatif (p-value <0.05)*

5. Etude des facteurs potentiellement explicatifs des fluctuations de la résistance hydraulique globale

La méthode mise au point pour mesurer l'évolution du colmatage a permis de mettre en évidence des tendances générales d'évolution : rapide quand le sol était nu, plus lente quand le sol s'est végétalisé et même avec une décroissante quand la végétation s'est installée.

Cependant, à cette tendance générale se superpose une variabilité temporelle courte ; les variabilités intra-annuelles étant fortes (CV = 26%), probablement liées à des conditions locales qui n'ont pu être mises en évidence.

L'objet de l'analyse qui suit est donc de tenter d'expliquer ces variations par les fluctuations de variables supposées être potentiellement influentes. Cette partie utilise une recherche exhaustive des combinaisons possibles des variables qui permettent de mieux représenter les fluctuations du colmatage.

Comme nous l'avons expliqué au chapitre précédant (*Cf.* paragraphe 2.5.3.2), les critères pour choisir les jeux de variables qui permettant de mieux représenter la variation de *R*, correspondent à RMSE et au coefficient NASH issu de la validation (NS-V) qui expriment la performance du modèle validé.

Nous avons, testé deux jeux des variables. Rappelons que le premier jeu (Type A) est basé sur l'analyse de corrélation entre la résistance hydraulique mesurée et divers facteurs dont l'accumulation est susceptible de jouer un rôle. Le deuxième jeu de variables (Type B) repose sur les variations de résistance hydraulique en fonction des variations des autres facteurs également supposés jouer un rôle dans le colmatage. Cette première analyse prend l'ensemble des données obtenues d'octobre 2004 à novembre 2010.

Comme l'ouvrage a suivi une transformation (végétalisation), nous avons appliqué la même recherche des variables explicatives de *R* à la période avant et après le développement de la végétalisation comme pour l'étude précédente.

Cette thèse est accessible à l'adresse : http://theses.insa-lyon.fr/publication/2012ISAL0040/these.pdf
© [C. Gonzalez-Merchan], [2012], INSA de Lyon, tous droits réservés

5.1. Analyse des facteurs explicatifs de *R* (Type A)

5.1.1 Variante 1

La première étude a cherché à expliquer les variations de la résistance hydraulique (*R*) liées aux paramètres suivants :

- A-Vol : volume d'eau reçu depuis le décolmatage en 2004 jusqu'à la date de calage de la résistance hydraulique [m^3],
- A-MES : masse des sédiments cumulés, apportés depuis le décolmatage en 2004 jusqu'à la date de calage de la résistance hydraulique [Kg],
- A-DCO : masse cumulée de DCO, depuis le décolmatage en 2004 jusqu'à la date de calage de la résistance hydraulique [exprimée en Kg],
- A-Tp : durée totale des épisodes pluvieux antécédents depuis le décolmatage du bassin en 2004 jusqu'à la date de calage de la résistance hydraulique [s],
- A# pluies : nombre total de pluies antécédentes depuis le décolmatage du bassin en 2004 jusqu'à la date de calage de la résistance hydraulique [-],
- A EN-Solaire : énergie solaire antécédente cumulée depuis le décolmatage du bassin en 2004 jusqu'à la date de calage de la résistance hydraulique et par unité de surface [J/cm^2].

5.1.1.1 Analyse sur l'ensemble de la période (plage 1)

Le Tableau 3-13 présente les valeurs de la résistance hydraulique et les variables explicatives choisies pour le 1er jeu de corrélation (Type A) et sur l'ensemble de la période.

Les résultats du premier jeu des variables (Type A) et la résistance hydraulique (*Cf.* Tableau 3-14) montre (i) que la corrélation multiple globale est moyenne (NS = 0.566) et (ii) qu'il n'existe aucune variable simple qui n'explique majoritairement les fluctuations de la résistance hydraulique (plus de 0.5 par exemple).

Les variables les mieux corrélées sont les masses de MES ou DCO apportées à l'ouvrage qui sont corrélées en raison de leur mode d'évaluation, sans cependant présenter un coefficient de Nash très important (NS = 0.457 et 0.458, respectivement) ni très différents de celui des autres variables dont le niveau est de l'ordre de 0.40.

Cette thèse est accessible à l'adresse : http://theses.insa-lyon.fr/publication/2012ISAL0040/these.pdf
© [C. Gonzalez-Merchan], [2012], INSA de Lyon, tous droits réservés

Cette thèse est accessible à l'adresse : http://theses.insa-lyon.fr/publication/2012ISAL0040/these.pdf
© [C. Gonzalez-Merchan], [2012], INSA de Lyon, tous droits réservés

Tableau 3-13. *Valeurs des résistances hydrauliques et des facteurs explicatifs (variables Type A) sur l'ensemble de la période R : Résistance hydraulique, A-Vol : volume cumulé, A-MES : masse de sédiments cumulés, A-Tp : durée totale des épisodes pluvieux depuis le décolmatage du bassin, A# pluies : nombre total de pluies et A EN-Solaire : l'énergie solaire cumulée sur la période totale* et sur 3j précédents.*

Date	*R*(h)	A-Vol (m^3)	A-MES (Kg)	A-DCO (Kg)	A-Tp (s)	A# pluies (-)	A EN-Solaire (J/cm^2)*	A EN-Solaire-3j (J/cm^2)	T My sur 3j (°C)
10-oct.-04	5.4	182 513	4 007	5 494	28.08	38	358 670	2 966	19.4
26-oct.-04	6.1	232 879	6 107	8 298	31.23	45	369 413	5 630	19.9
4-nov.-05	5.6	583 034	15 011	25 969	80.29	106	844 505	7 200	14.8
20-févr.-06	8.1	731 689	25 278	34 954	98.95	120	889 355	8 979	7.3
28-mars-06	8.4	808 031	27 808	38 279	106.33	129	924 902	11 537	16.3
10-avr.-06	9.6	851 572	29 492	40 445	110.47	134	943 524	14 387	12.3
6-juil.-06	9.2	958 569	32 552	44 795	122.18	149	1 127 257	18 278	27.7
18-août-06	15.0	1 019 512	33 431	47 062	128.52	154	1 219 892	21 578	20.6
15-sept.-06	8.0	1 055 253	33 817	48 428	130.56	157	1 268 386	24 917	22.7
17-nov.-06	6.5	1 112 126	34 981	50 608	137.49	166	1 324 555	26 627	15
6-déc.-06	10.7	1 150 330	35 411	52 228	142.03	171	1 332 718	27 414	13.4
8-déc.-06	12.0	1 165 177	36 000	52 937	143.68	173	1 333 530	28 227	9.6
Début de la végétation spontanée									
15-mai-07	5.8	1 352 658	43 629	65 554	171.08	202	1 490 952	31 509	20.8
17-mai-07	9.2	1 371 760	44 487	66 324	172.20	203	1 494 740	34 149	12.0
9-juil.-07	7.2	1 505 854	48 324	73 774	181.30	213	1 595 845	37 154	22.4
29-août-07	6.0	1 590 712	50 720	77 509	191.06	223	1 696 101	39 794	23.9
23-nov.-07	8.6	1 696 410	53 897	82 279	204.10	237	1 786 741	40 784	7.6
12-janv.-08	9.8	1 799 915	60 492	89 114	214.53	246	1 804 472	42 005	6.1
5-mars-08	11.2	1 845 455	62 313	91 626	220.35	255	1 844 750	44 810	11.4
26-juil.-08	7.3	2 121 112	70 521	106 742	262.65	292	2 097 585	50 794	23.3
6-sept.-08	8.3	2 194 773	71 499	110 099	271.20	303	2 171 524	54 384	15.9
12-sept.-08	9.09	2 212 648	72 731	111 346	272.33	304	2 178 364	56 931	14.5
22-oct.-08	8.9	2 257 331	74 872	114 232	278.02	311	2 222 455	58 581	17.3
2-nov.-08	8.8	2 293 664	75 997	116 190	283.46	316	2 228 336	59 989	11
7-févr.-09	9.8	2 436 417	92 610	134 810	299.50	331	2 262 381	62 389	4
15-mai-09	10.8	2 551 079	96 438	143 523	313.85	344	2 391 928	64 749	17
3-juil.-09	15.5	2 655 104	99 558	151 257	322.69	353	2 508 499	70 149	25
20-sept.-09	9.6	2 761 962	102 455	158 857	331.74	365	2 658 744	73 351	18
22-oct.-09	12.5	2 817 218	104 487	163 026	336.97	371	2 695 017	74 550	14
30-nov.-09	8.8	2 894 091	106 779	168 240	344.10	381	2 714 762	76 950	12
5-févr.-10	16.0	2 988 892	112 349	177 769	355.80	392	2 737 110	78 294	-2.4
26-mars-10	12.7	3 036 685	115 876	182 663	360.97	400	2 781 513	81 840	16
11-mai-10	10.8	3 100 262	119 915	188 688	371.35	410	2 852 294	87 240	15
18-juin-10	14.6	3 187 378	123 135	195 985	379.97	419	2 921 061	90 540	18
9-sept.-10	15.6	3 307 164	128 453	207 982	387.27	430	3 094 830	96 273	19.6
16-nov.-10	15.7	3 501 177	136 487	225 846	397.20	441	3 127 221	98 827	15

*utilisé dans la ***Variante 1*** uniquement

Cette thèse est accessible à l'adresse : http://theses.insa-lyon.fr/publication/2012ISAL0040/these.pdf
© [C. Gonzalez-Merchan], [2012], INSA de Lyon, tous droits réservés

Tableau 3-14. *Les variables Type A évaluées sur l'ensemble de la période étudié avec la sélection des variables qui peuvent mieux explique R. NS : coefficient de NASH obtenu pour le calage du modèle ; NS-V : coefficient de NASH obtenu pour la validation du modèle ; RMSE : est la racine carrée de l'erreur quadratique moyenne*

Calage		*Variables Type A*	Validation LOOCV	
Nombre de variables	NS		NS - V	RMSE
1	0.417*	A-Vol	0.350	1.998
1	0.457*	A-MES	0.393	1.899
1	0.458*	A-DCO	0.394	1.847
1	0.403*	A-Tp	0.334	2.029
1	0.405*	A# pluies	0.337	2.021
1	0.405*	A EN-Solaire	0.338	2.014
2	0.518*	A-MES, A-Vol	0.455	1.694
3	0.543*	A-MES, A-Tp, A EN-Solaire	0.445	1.718
4	0.558*	A-MES, A-DCO, A-Tp, A# pluies	0.440	1.754
5	0.560*	A-Vol, A-MES, A-DCO, A-Tp, A# pluies	0.427	1.764
6	0.566*	A-Vol, A-MES, A-DCO, A-Tp, A# pluies, A EN-Solaire	0.386	1.905

**coefficient significatif (p-value <0.05)*

5.1.1.2 Analyse avant et après le développement en surface de la végétation (plages 2 et 3)

Le Tableau 3-15 présente les résultats par période du jeu des variables analysées de Type A. Sur la première période (Avant végétalisation) le facteur le plus influent est là encore la masse de MES apportée à l'ouvrage, sans présenter un coefficient de NASH (issu du calage) très important (NS = 0.532) ni très différent de celui des autres variables dont le niveau est de l'ordre de 0.4. L'analyse globale de l'ensemble des variables explicatives donne un coefficient NS = 0.508 qui, en plus, n'est pas significative (*p-value* ≥ 0.05).

Sur la deuxième période (Après végétalisation) l'ensemble des variables étudiées permet de mieux expliquer *R*, (NS = 0.691) et leurs corrélations sont significatives *p-value* < 0.05. Les variables les mieux corrélées restent les apports de MES ou de DCO (NS = 0.64).

En considérant le coefficient NS-V issu de la validation du modèle, la relation la plus significative est obtenue pour les variables DCO et la variable qui prend en compte l'énergie solaire. En effet, NS-V = 0.581 représente la valeur la plus élevée pour l'ensemble des combinaisons de variables analysées. La valeur RMSE équivaut à la valeur minimale pour ce jeu des variables analysés (RMSE= 1.571).

Ces facteurs laissent penser que la part biologique pourrait être non négligeable, puisque le sédiment (risquant d'être riche en matière organique) est exposé au rayonnement solaire et à la température de l'air qui contribuent au développement d'algues et de biofilm par photosynthèse.

Cette thèse est accessible à l'adresse : http://theses.insa-lyon.fr/publication/2012ISAL0040/these.pdf
© [C. Gonzalez-Merchan], [2012], INSA de Lyon, tous droits réservés

Tableau 3-15. *Evaluation de performance des variables explicatives. NS : coefficient de NASH obtenu pour le calage du modèle ; NS-V : coefficient de NASH obtenu pour la validation du modèle ; RMSE : est la racine carrée de l'erreur quadratique moyenne.*

Calage		***Avant végétalisation***	Validation LOOCV	
Nombre de variables	NS		NS-V	RMSE
1	0.423*	A-Vol	0.222	1.695
1	0.449*	A-MES	0.253	1.618
1	0.436*	A-DCO	0.228	1.632
1	0.420*	A-Tp	0.219	1.702
1	0.403*	A# pluies	0.205	1.713
1	0.381*	A EN-Solaire	0.155	1.754
2	0.457	A-Vol, A-MES	0.195	1.713
3	0.478	A-Vol, A-DCO, A# pluies	0.208	1.702
4	0.486	A-Vol, A-DCO, A-Tp, A EN-Solaire	0.087	1.858
5	0.532	A-Vol, A-MES, A-DCO, A-Tp, A EN-Solaire	$<10^{-3}$	2.907
6	0.548	A-Vol, A-MES, A-DCO, A-Tp, A# pluies, A EN-Solaire	$<10^{-3}$	4.301

Calage		***Après végétalisation***	Validation LOOCV	
Nombre de variables	NS		NS-V	RMSE
1	0.608*	A-Vol	0.537	1.704
	0.638*	A-MES	0.573	1.604
	0.639*	A-DCO	0.577	1.577
	0.581*	A-Tp	0.505	1.824
	0.589*	A# pluies	0.515	1.721
	0.587*	A EN-Solaire	0.513	1.788
2	0.667*	A-DCO, A EN-Solaire	0.581	1.571
3	0.681*	A-Vol, A-MES, A# pluies	0.569	1.625
4	0.683*	A-Vol, A-MES, A-DCO, A# pluies	0.533	1.708
5	0.686*	A-Vol, A-MES, A-DCO, A-Tp, A EN-Solaire	0.461	1.834
6	0.691*	A-Vol, A-MES, A-DCO, A-Tp, A# pluies, A EN-Solaire	0.296	2.087

**coefficient significatif (p-value <0.05)*

5.1.2 Variante 2

Nous avons étudié une deuxième variante en partant du principe que la capacité d'infiltration de l'ouvrage peut être modifiée davantage par les séries d'événements « juste » antérieurs, plus que par le cumul des événements depuis le décolmatage (plus longues périodes).

On suppose que c'est notamment le cas pour le colmatage biologique pour lequel les conditions antécédentes à un événement pluvieux (*e.g.* beaucoup de soleil, hautes ou basses températures…), peuvent modifier les conditions d'infiltration du sol (*e.g.* évolution du biofilm, évolution algale, sol plus hydrophobe ou hydrophile,…).

Cela nous a conduit (i) à étudier les périodes de temps antérieures les plus influentes pour le facteur qui nous semble le plus sensible : l'énergie solaire et (ii) à intégrer les températures selon le même principe.

Pour évaluer cette période de temps *t* la plus influente, nous avons fait varier cette variable *t* et avons cherché celle qui donne la meilleure corrélation avec la variable à expliquer c'est-à-dire la résistance hydraulique (hypothèse : NS > 0.4 au moins aussi bonne que sur toute la période avec *p-value < 0.05).*

Nous avons également introduit la variable température de l'air (minimale, maximale ou moyenne sur la période *t* immédiatement précédente) en complément de l'énergie solaire. La

Cette thèse est accessible à l'adresse : http://theses.insa-lyon.fr/publication/2012ISAL0040/these.pdf
© [C. Gonzalez-Merchan], [2012], INSA de Lyon, tous droits réservés

température de l'air n'avait pas été introduite dans le jeu de variables de type A, car elle avait été déjà testée sur de plus petites chroniques (Gonzalez-Merchan, 2008). Cependant, la problématique est ici différente puisqu'il s'agit de trouver la période immédiatement la plus influente statistiquement.

Les meilleures corrélations sont obtenues pour *t* = 3 jours aussi bien pour l'énergie solaire que pour la température. Nous avons opté pour la température moyenne et non la température minimale ou maximale car elle donnait la meilleure corrélation avec la résistance *R* lorsqu'elle était associée à l'énergie solaire à 3 jours.

Considérant donc la température moyenne de l'air, l'énergie solaire cumulée sur trois jours avant le calage de *R*, et les variables analysées de Type A, nous améliorons légèrement les corrélations mais sans dégager des tendances bien plus marquées que précédemment (*Cf.* Tableau 3-16).

Tableau 3-16. *La sélection des variables qui peuvent mieux expliquer R. NS : coefficient de NASH obtenu pour le calage du modèle ; NS-V : coefficient de NASH obtenu pour la validation du modèle ; RMSE : est la racine carrée de l'erreur quadratique moyenne. (Variables de type A – variante 2) sur la plage complète de données.*

Calage		***Variables Type A***	Validation LOOCV	
Nombre de variables	NS		NS-V	RMSE
1	0.417*	A-Vol	0.350	1.998
1	0.457*	A-MES	0.393	1.899
1	0.458*	A-DCO	0.394	1.896
1	0.403*	A-Tp	0.334	2.019
1	0.405*	A# pluies	0.337	2.014
1	0.438*	A-En 3j avant	0.356	1.905
1	0.038*	T-My	0.011	2.599
2	0.518*	A-MES, A-Vol	0.445	1.671
3	0.542*	A-MES, A-Tp, A# pluies	0.443	1.718
4	0.558*	A-MES, A-DCO, A-Tp, A# pluies	0.442	1.754
5	0.560*	A-Vol, A-MES, A-DCO, A-Tp, A# pluies	0.427	1.764
6	0.561*	A-Vol, A-MES, A-DCO, A-Tp, A# pluies, A-En 3j avant	0.402	1.816
7	0.568*	A-Vol, A-MES, A-DCO, A-Tp, A# pluies, A-En 3j avant, T-My	0.326	2.029

**coefficient significatif (p-value <0.05)*

Si l'on considère les deux plages avant et après végétalisation, la première période ne donne que des résultats médiocres et souvent non significatifs. Pour la période après végétalisation, les variables qui peuvent le mieux expliquer *R* correspondent aux variables A-DCO et A-En 3j (*Cf*. Tableau 3-17). En effet, les coefficients de NASH issu de la validation (NS-V = 0.588) est le plus élevé pour l'ensemble des analyses réalisées et le RMSE obtenu est minimum (RMSE = 1.569). On peut également voir que A-MES présente une part d'explication car proche de A-DCO. Ces résultats mettent en évidence, comme précédemment, l'influence des facteurs physiques mais aussi climatiques sur l'évolution de *R* et notamment les facteurs qui influencent habituellement la part biologique du colmatage.

Cette thèse est accessible à l'adresse : http://theses.insa-lyon.fr/publication/2012ISAL0040/these.pdf
© [C. Gonzalez-Merchan], [2012], INSA de Lyon, tous droits réservés

Tableau 3-17. *La sélection des variables qui peuvent mieux expliquer R. NS : coefficient de NASH obtenu pour le calage du modèle ; NS-V : coefficient de NASH obtenu pour la validation du modèle ; RMSE : est la racine carrée de l'erreur quadratique moyenne. (variables de type A – variante 2) sur les plages de données avant et après végétalisation.*

Calage		***Avant végétalisation***	Validation LOOCV	
Nombre de variables	NS		NS-V	RMSE
1	0.423*	A-Vol	0.222	1.695
1	0.449*	A-MES	0.253	1.618
1	0.436*	A-DCO	0.228	1.632
1	0.420*	A-Tp	0.219	1.700
1	0.403*	A# pluies	0.205	1.713
1	0.368	A-En 3j avant	0.109	1.830
1	0.017	T-My	0.033	2.495
2	0.457	A-MES, A-Vol	0.18	1.800
3	0.478	A-Vol, A-DCO, A# pluies	0.208	1.702
4	0.486	A-MES, A-DCO, A# pluies, A-En 3j avant	0.09	2.140
5	0.478	A-Vol, A-MES, A-Tp, A-En 3j avant,T-My	$<10^{-3}$	2.547
6	0.506	A-Vol, A-DCO, A-Tp, A# pluies, A-En 3j avant,T-My	$<10^{-3}$	3.082
7	0.592	A-Vol, A-MES, A-DCO, A-Tp, A# pluies, A-En 3j avant , T-My	$<10^{-3}$	6.433

Calage		***Après végétalisation***	Validation LOOCV	
Nombre de variables	NS		NS-V	RMSE
-	0.608*	A-Vol	0.537	1.663
-	0.638*	A-MES	0.573	1.605
-	0.639*	A-DCO	0.577	1.577
-	0.581*	A-Tp	0.505	1.748
-	0.589*	A# pluies	0.515	1.708
-	0.613*	A-En 3j avant	0.547	1.625
-	0.046*	T-My	0.022	2.803
2	0.655*	A-DCO, A-En 3j avant	0.588	1.569
3	0.680*	A-Vol , A-MES, A# pluies	0.575	1.600
4	0.681*	A-Vol, A-MES, A# pluies, A-En 3j avant	0.535	1.691
5	0.705*	A-Vol, A-MES, A# pluies, A-En 3j avant,T-My	0.489	1.788
6	0.715*	A-Vol, A-DCO, A-Tp, A# pluies, A-En 3j avant,T-My	0.395	1.824
7	0.719*	A-Vol, A-MES, A-DCO, A-Tp, A# pluies, A-En 3j avant, T-My	0.204	1.964

** coefficient significatif (p-value <0.05)*

<u>Vérification du modèle avec des données nouvelles de 2011</u>

Afin de vérifier la performance du calage, nous avons considéré les résistances hydrauliques obtenues pour l'année 2011 déjà présentées au Tableau 3-10 et calculées celles issues du modèle le plus significatif donné avec A-DCO et A-En 3j.

Tableau 3-18. *Comparaison entre les valeurs mesurées de R et les valeurs estimées Re. Pour les variables Type A Après végétalisation.*

R = 4.93 + 1.28 x 10^{-4}. **A-DCO** – 1.83 x 10^{-4}. **A-En 3j avant**					
Date	**R (h)**	**A-DCO (Kg)**	**A-En 3j avant (J/cm²)**	**R_e(h)**	**$(R_e$-$R)^2$**
16-nov.-10	15.7				
11-janv.-11	16.4	228 449	99 869	15.9	0.16
23-juin-11	17.6	246 731	104 162	17.5	0.02
18-juil.-11	18.8	253 296	110 750	17.1	2.56
Ecart type	1.16			RMSE	0.91

Cette thèse est accessible à l'adresse : http://theses.insa-lyon.fr/publication/2012ISAL0040/these.pdf
© [C. Gonzalez-Merchan], [2012], INSA de Lyon, tous droits réservés

Le Tableau 3-18 présente les résultats obtenus pour la vérification du modèle. Il semblerait que la relation issue de cette analyse permet de bien représenter la résistance hydraulique puisque le RMSE obtenu est inférieur à l'écart type des observations réelles.

5.2. Analyse des variables normées par rapport à la différence de temps entre chaque calage de la résistance hydraulique (*Type B*)

Comme les résistances hydrauliques ne sont pas évaluées régulièrement dans le temps, la deuxième option a été d'étudier la corrélation entre la variation de résistance sur l'intervalle de temps séparant deux estimations et les différentes variables normées par rapport à la différence de temps (*Cf*. Tableau 3-19) c'est-à-dire :

- *Δ-VOL/Δt* : volume écoulé entre deux calages de la résistance hydraulique divisée par l'intervalle de temps les séparant [exprimé en m^3/s]
- *Δ-MES/Δt* : masse de sédiments apportés entre deux calages de la résistance hydraulique divisée par l'intervalle de temps les séparant [exprimée en Kg/s]
- *Δ-DCO/Δt* : masse de DCO apportées entre deux calages de la résistance hydraulique divisée par l'intervalle de temps les séparant [exprimée en Kg/s]
- *ΔT-P/Δt* : durée des périodes de temps de pluie entre deux calages de la résistance hydraulique divisée par l'intervalle de temps les séparant [exprimée en s/s].
- *#pluies/Δt* : nombre de pluies qui ont eu lieu entre deux intervalles de calage de la résistance hydraulique divisé par l'intervalle de temps les séparant [exprimée en -/s]
- *ΔT°C/Δt* : écart entre température minimale et température maximale entre deux intervalles de calage divisé par l'intervalle de temps les séparant [exprimée en T°C/s]
- *Δ-ENER/Δt* : moyenne des énergies journalières par unité de surface des jours entre deux intervalles de calage divisée par l'intervalle de temps les séparant [exprimée en $J/cm^2/s$].

Cette partie considère uniquement l'analyse sur l'ensemble de la période complète et l'analyse sur la plage 3 (période après végétalisation). La plage 2 (période avant végétalisation) n'a pas été prise en compte puisque les résultats précédents ont montré que les calages issus des analyses de régression ne sont pas significatifs.

Les résultats sont donnés au Tableau 3-20. Pour l'ensemble des variables analysées le coefficient de NASH issu du calage est plus significatif que celui de la première analyse (période complète : NS = 0.885 ; après végétalisation : NS = 0.931) (*Cf.* Tableau 3-20). Les variables qui ont le plus d'influence sont la variation de l'énergie solaire par unité de surface et de temps (NS = 0.835), le volume drainé par unité de temps (NS = 0.781), l'écart entre températures minimales et maximales par unité de temps (NS = 0.707), les apports de MES ou DCO par unité de temps (NS = 0.685 et 0.679).

Globalement la meilleure relation se trouve être pour ΔVOL/Δt et Δ-MES/Δt (NS =0.84 et NS-V=0.511), très peu différente de la suivante qui intègre en plus l'énergie solaire.

Cette thèse est accessible à l'adresse : http://theses.insa-lyon.fr/publication/2012ISAL0040/these.pdf
© [C. Gonzalez-Merchan], [2012], INSA de Lyon, tous droits réservés

La variation de colmatage par unité de temps dépend donc ici des apports (eau et sédiments) et également un peu de facteurs climatiques comme la variation de l'énergie solaire. On retrouve ainsi l'influence de facteurs physiques et de facteurs qui impactent plutôt le colmatage biologique.

Tableau 3-19. *Valeurs explicatives utilisées pour la deuxième analyse de régression pour les variables normées (Type B) par unité de temps***.**

Date	**ΔR/Δt x 10^{-2} (h/s)**	**ΔVOL/Δt (m^3/s)**	**Δ-MES/Δt (Kg/s)**	**Δ-DCO/Δt (Kg/s)**	**ΔT-P/Δt (s/s)**	**#pluies/Δt (-/s)**	**Δ T/Δt (T°C/s)**	**ΔENER/ Δt (J/cm^2/s)**
26-oct.-04	4.37	3147	131.29	175.25	0.20	0.44	0.68	39.50
4-nov.-05	-0.15	936	23.81	47.24	0.13	0.16	0.09	3.39
20-févr.-06	2.31	1376	95.06	83.19	0.17	0.13	0.18	3.81
28-mars-06	0.83	2120	70.28	92.37	0.20	0.25	0.47	26.69
10-avr.-06	9.23	3349	129.55	166.60	0.32	0.38	0.81	102.32
6-juil.-06	-0.40	1229	35.18	50.00	0.13	0.17	0.24	24.00
18-août-06	13.39	1417	20.43	52.72	0.15	0.12	0.33	48.96
15-sept.-06	-24.85	1276	13.80	48.80	0.07	0.11	0.34	59.72
17-nov.-06	-2.46	902	18.47	34.60	0.11	0.14	0.30	13.93
6-déc.-06	22.54	2 010.76	22.62	85.28	0.24	0.26	0.64	21.48
8-déc.-06	64.58	7 423.77	294.75	354.21	0.82	1.00	2.67	135.33
Début de la végétation spontanée								
15-mai-07	-3.94	1 186.58	48.29	79.85	0.17	0.18	0.15	6.27
17-mai-07	167.50	9 551.19	429.00	532.00	0.56	0.50	2.60	631.33
9-juil.-07	-3.66	2 530.07	72.39	140.56	0.17	0.19	0.26	35.33
29-août-07	-2.34	1 663.87	46.98	73.22	0.19	0.20	0.27	37.80
23-nov.-07	3.05	1 229.05	36.95	55.46	0.15	0.16	0.21	12.11
12-janv.-08	2.28	2 070.11	131.89	136.72	0.21	0.18	0.42	6.95
5-mars-08	2.76	859.23	34.37	47.39	0.11	0.17	0.33	14.07
26-juil.-08	-2.77	1 918.01	57.11	105.18	0.29	0.26	0.16	12.22
6-sept.-08	2.57	1 754.11	23.29	79.93	0.20	0.26	0.29	41.92
12-sept.-08	14.19	3 381.42	233.06	235.95	0.21	0.19	1.14	215.66
22-oct.-08	-0.44	1 117.09	53.53	72.15	0.14	0.18	0.28	26.88
2-nov.-08	-1.27	3 302.95	102.29	178.00	0.49	0.45	0.92	44.55
7-févr.-09	1.10	1 471.68	171.27	191.96	0.17	0.15	0.24	3.58
15-mai-09	1.04	1 182.09	39.46	89.83	0.15	0.13	0.27	13.63
3-juil.-09	9.40	2 122.95	63.67	157.83	0.18	0.18	0.20	47.58
20-sept.-09	-7.45	1 352.63	36.67	96.19	0.11	0.15	0.23	23.77
22-oct.-09	9.19	1 726.76	63.51	130.29	0.16	0.19	0.53	34.35
30-nov.-09	-9.65	1 971.11	58.77	133.71	0.18	0.26	0.33	12.66
5-févr.-10	10.83	1 414.93	83.13	142.22	0.17	0.16	0.27	4.91
26-mars-10	-6.71	975.37	71.98	99.87	0.11	0.16	0.43	18.12
11-mai-10	-4.16	1 382.11	87.81	130.98	0.23	0.22	0.22	32.74
18-juin-10	10.28	2 354.47	87.01	197.22	0.23	0.24	0.35	48.91
9-sept.-10	1.13	1 443.21	64.07	144.54	0.09	0.13	0.18	24.92
16-nov.-10	0.18	2 853.13	118.15	262.72	0.15	0.16	0.29	21.65

Cette thèse est accessible à l'adresse : http://theses.insa-lyon.fr/publication/2012ISAL0040/these.pdf
© [C. Gonzalez-Merchan], [2012], INSA de Lyon, tous droits réservés

Tableau 3-20. *Evaluation de performance des variables explicatives. NS : coefficient de NASH obtenu pour le calage du modèle ; NS-V : coefficient de NASH obtenu pour la validation du modèle ; RMSE : est la racine carrée de l'erreur quadratique moyenne.*

Calage		Variables Type B	Validation LOOCV	
Nombre de variables	**NS**		**NS-V**	**RMSE**
1	0.781*	ΔVOL/Δt	0.500	2.649
1	0.685*	Δ-MES/Δt	0.341	2.926
1	0.679*	Δ-DCO/Δt	0.328	3.062
1	0.459*	ΔT-P/Δt	0.097	3.809
1	0.319*	#pluies/Δt	0.010	3.942
1	0.707*	Δ T/Δt (T°C/s)	0.325	3.397
1	0.835*	ΔENER/Δt	0.466	2.741
2	0.840*	ΔVOL/Δt, Δ-MES/Δt	0.511	2.568
3	0.857*	Δ-MES/Δt , Δ-VOL/Δt , ΔENER/Δt	0.490	2.595
4	0.880*	ΔVOL/Δt , Δ-DCO/Δt , ΔT-P/Δt, ΔENER/Δt	0.479	2.712
5	0.881*	ΔVOL/Δt , Δ-DCO/Δt , ΔT-P/Δt, #pluies/Δt, ΔENER/Δt	0.450	2.744
6	0.882*	ΔVOL/Δt , Δ-MES/Δt , Δ-DCO/Δt , ΔT-P/Δt, #pluies/Δt, ΔENER/Δt	0.403	2.902
7	0.885*	ΔVOL/Δt, Δ-MES/Δt , Δ-DCO/Δt , ΔT-P/Δt, #pluies/Δt, Δ T/Δt, ΔENER/Δt	0.255	3.677

Calage		***Variables Type B : après végétalisation***	Validation LOOCV	
Nombre de variables	**NS**		**NS-V**	**RMSE**
1	0.851*	ΔVOL/Δt	0.022	0.160
1	0.739*	Δ-MES/Δt	$< 10^{-3}$	0.186
1	0.728*	Δ-DCO/Δt	$< 10^{-3}$	0.191
1	0.490*	ΔT-P/Δt	$< 10^{-3}$	0.195
1	0.449*	#pluies/Δt	$< 10^{-3}$	0.207
1	0.827*	Δ T/Δt (T°C/s)	0.028	0.152
1	0.921*	ΔENER/Δt	0.329	0.120
2	0.923*	ΔVOL/Δt, Δ-MES/Δt	0.333	0.121
3	0.925*	Δ-MES/Δt , Δ-Vol/Δt , ΔENER/Δt	0.339	0.119
4	0.927*	ΔVOL/Δt , Δ-DCO/Δt , ΔT-P/Δt, ΔENER/Δt	0.301	0.163
5	0.930*	ΔVOL/Δt , Δ-DCO/Δt , ΔT-P/Δt, #pluies/Δt, ΔENER/Δt	0.254	0.135
6	0.930*	ΔVOL/Δt , Δ-MES/Δt , Δ-DCO/Δt , ΔT-P/Δt, #pluies/Δt, ΔENER/Δt	0.227	0.140
7	0.931*	ΔVOL/Δt, Δ-MES/Δt , Δ-DCO/Δt , ΔT-P/Δt, #pluies/Δt, Δ T/Δt, ΔENER/Δt	0.151	0.147

** coefficient significatif (p-value <0.05)*

L'analyse des données après végétalisation présente des coefficients très faibles de NASH (NS-V) issus de la validation (*Cf.* Tableau 3-20), et ce pour toutes les combinaisons des variables étudiées. Par conséquent, la performance de prédiction pour les jeux des données après la végétalisation du bassin est moindre et n'a pas été prise en compte pour l'analyse de vérification.

Vérification du modèle avec des données nouvelles de 2011

Afin d'évaluer la représentativité ΔR/Δt, les modèles issus de l'analyse précédente ont été vérifiés avec des données observées de *R* (qui n'ont pas été prises en compte dans le calage). Le Tableau 3-20 montre que les coefficients NS-V les plus élevés sont très proches pour trois jeux des combinaisons de variables explicatives. Nous avons donc effectué la vérification de ΔR/Δt en fonction de : (i) ΔVOL/Δt (*Cf*. Tableau 3-21), (ii) ΔVOL/Δt et Δ-MES/Δt (Tableau 3-22), (iii) ΔVOL/Δt, Δ-MES/Δt et ΔENER/Δt (Tableau 3-23).

Cette thèse est accessible à l'adresse : http://theses.insa-lyon.fr/publication/2012ISAL0040/these.pdf
© [C. Gonzalez-Merchan], [2012], INSA de Lyon, tous droits réservés

La relation qui semble mieux représenter ΔR/Δt est en fonction de ΔVOL/Δt, Δ-MES/Δt, où la valeur de RMSE et l'inférieure pour les trois cas analysés. Cette relation peut être un indicateur du dysfonctionnement de l'ouvrage.

Tableau 3-21. *Comparaison entre les valeurs observées de R et les valeurs estimées Re. Pour les variables Type B.*

ΔR/Δt = -3.53 x 10^{-2} + 2.94 x 10^{-5} . Δ VOL /Δt						
Date	**R (h)**	**ΔR/Δt x10^{-2} (h/s)**	**Δ Vol /Δt (m^3/s)**	**ΔR_e/Δt x10^{-2} (h/s)**	**R_e(h)**	**(R_e-R)²**
16-nov.-10	15.7					
11-janv.-11	16.4	1.29	1 633	1.27	16.38	0.01
23-juin-11	17.6	0.74	1 083	-0.35	15.81	3.19
18-juil.-11	18.8	5.06	2 301	3.24	16.63	4.28
Ecart type	1.16				RMSE	1.59

Tableau 3-22. *Comparaison entre les valeurs observées de R et les valeurs estimées Re. Pour les variables Type B.*

ΔR/Δt =-3.54 x10^{-2} + 1.86 x10^{-5} . Δ VOL /Δt + 2.43 x10^{-4}. ΔMES/Δt							
Date	**R (h)**	**ΔR/Δt x10^{-2} (h/s)**	**Δ Vol /Δt (m^3/s)**	**ΔMES/Δt (Kg/s)**	**ΔR_e/Δt x10^{-2} (h/s)**	**R_e(h)**	**(R_e-R)²**
16-nov.-10	15.7						
11-janv.-11	16.4	1.29	1 633	39	0.43	15.9	0.24
23-juin-11	17.6	0.74	1 083	64	0.01	15.9	2.79
18-juil.-11	18.8	5.06	2 301	164	4.72	17.1	2.53
Ecart type	1.16					RMSE	1.36

Tableau 3-23. *Comparaison entre les valeurs observées de R et les valeurs estimées Re. Pour les variables Type B.*

ΔR/Δt = -1.29 x 10^{-2} - 2.26 x 10^{-7}. ΔVOL/Δt + 7.18x 10^{-5}. ΔMES/Δt + 7.41 x 10^{-4}. ΔENER/Δt								
Date	**R (h)**	**ΔR/Δt x10^{-2} (h/s)**	**ΔVol/Δt (Kg /s)**	**ΔMES/Δt (Kg/s)**	**ΔENER/Δt (J/cm^2/s)**	**ΔR_e/Δt x10^{-2} (h/s)**	**R_e(h)**	**(R_e-R)²**
16-nov.-10	15.7							
11-janv.-11	16.4	1.29	1 633	39	6.20	-0.58	15.3	1.10
23-juin-11	17.6	0.74	1 083	64	8.78	-0.20	15.0	6.69
18-juil.-11	18.8	5.06	2 301	164	87.84	6.35	16.6	4.37
Ecart type	1.16						RMSE	2.01

Cette thèse est accessible à l'adresse : http://theses.insa-lyon.fr/publication/2012ISAL0040/these.pdf
© [C. Gonzalez-Merchan], [2012], INSA de Lyon, tous droits réservés

Cette thèse est accessible à l'adresse : http://theses.insa-lyon.fr/publication/2012ISAL0040/these.pdf
© [C. Gonzalez-Merchan], [2012], INSA de Lyon, tous droits réservés

Cette thèse est accessible à l'adresse : http://theses.insa-lyon.fr/publication/2012ISAL0040/these.pdf
© [C. Gonzalez-Merchan], [2012], INSA de Lyon, tous droits réservés

CONCLUSION

La première partie de ce travail nous a permis d'utiliser un dispositif métrologique en mesure de suivre l'évolution du colmatage sur une période longue d'environ 8 ans. Cela autorise à formuler un certain nombre d'hypothèses qu'il serait évidemment important de tester sur d'autres ouvrages.

Evolution du colmatage global d'un ouvrage de grande taille

Nous avons constaté encore une fois que la méthode d'estimation globale de la résistance hydraulique au sens de Bouwer était un bon indicateur pour le suivi du colmatage d'un bassin de grande taille. Gautier (1998) puis Dechesne (2002) l'avaient utilisée mais avec des données très grossières et sans pouvoir estimer correctement les apports en continu. Le Coustumer (2008) l'avait quant à lui utilisée sur le même site avec une instrumentation de bonne qualité (suivi en continu des températures et apports d'eau, des concentrations de MES et de DCO et de hauteur d'eau dans le bassin). Nous avons repris ses travaux en améliorant et reprenant les chroniques de données en entrée et en développant des algorithmes permettant de combler les données manquantes par modélisations ou par règles expertes. Par ailleurs, les travaux de Le Coustumer (2008) ne couvraient qu'une période de moins de 3 ans. Notre recherche intègre une durée d'observation intensive de 8 ans environ. C'est probablement l'expérimentation la plus longue opérée sur un ouvrage de ce type avec une instrumentation aussi fine.

A l'aide de cette notion de résistance hydraulique calée à partir du modèle de Bouwer et de mesures de débits, de hauteurs d'eau dans le bassin et de température des eaux, nous avons pu caractériser le colmatage global du bassin et son évolution dans le temps ainsi qu'un certain nombre de facteurs d'environnement.

Ceci nous a permis de constater que depuis le décolmatage en 2004 un accroissement régulier de la résistance hydraulique a été observé (pour des volumes d'eau, des quantités de MES et de DCO relativement identiques) suivi d'une stagnation que nous avons imputée au développement d'une végétation spontanée importante, ce développement étant le seul évènement remarquable. En effet à partir des suivis opérés des différentes grandeurs au cours du temps, nous avons pu constater que les quantités d'eau, de MES et de DCO apportées n'ont pas été très différentes sur les diverses périodes où la résistance hydraulique a changé, de même que les conditions climatiques. On peut légitimement faire l'hypothèse que la végétation a pu jouer un rôle bénéfique sur l'évolution du colmatage.

Le rôle de la végétation n'est pas nouveau et nous avons montré dans la partie bibliographique les effets potentiellement positifs qu'elle peut avoir via sa structure racinaire ou aérienne (notamment sous l'effet du vent) et le fait qu'elle est en mesure de créer un réseau de macropores limitant le colmatage, au moins temporairement. Notons cependant, que le temps passant la végétation en place ne maintient pas un état de colmatage constant. Le colmatage progresse plus lentement, certes, mais progresse.

Si des études antérieures concernant le rôle de la végétation sur le colmatage des systèmes d'infiltration des eaux pluviales ont montré que toutes les espèces ne permettaient pas la limitation de son évolution (Citeau, 2006 ; Le Coustumer, 2008 ; Lewis *et al.*, 2008 ; Hatt *et al.*, 2009 ; Bratières *et al.*, 2010 ; Lucas, 2010), aucune n'a été réalisée en vraie grandeur sur des

Cette thèse est accessible à l'adresse : http://theses.insa-lyon.fr/publication/2012ISAL0040/these.pdf
© [C. Gonzalez-Merchan], [2012], INSA de Lyon, tous droits réservés

systèmes réels de grande taille ni sur la végétation spontanée. Selon le point de vue des gestionnaires, il serait particulièrement intéressant d'approfondir le rôle de cette végétation *in situ* et d'étudier comment optimiser son choix et son emplacement en vue de limiter le colmatage, de piéger les polluants, de faciliter l'entretien et d'améliorer le paysage. Cela serait d'autant plus intéressant que des travaux récents (Saulais, 2011) ont montré la grande « autonomie » de cette végétation dans les bassins d'infiltration qui, même si elle est implantée volontairement évolue selon des règles propres au site (simplification et réduction du nombre d'espèces sur certains bassins et développement spécifique sur d'autres).

Colmatage des parois et du fond

En séparant la résistance hydraulique du fond et la résistance des parois, nous avons très clairement montré que le colmatage était lié au fond et non aux parois ; les parois semblent cependant commencer à se fermer dès que le fond est fortement colmaté. Sur la période de 8 ans aucune évolution de la résistance des parois n'a pas été mise en évidence depuis le décolmatage du bassin, et elle reste négligeable par rapport à celle du fond. Le colmatage se développe donc d'abord par le fond.

Cela avait déjà été observé sur des bassins de recharge de nappe (Gautier *et al.*, 2009) ou sur des tranchées d'infiltration (Proton, 2009).

Il y a lieu de prendre en compte cet aspect dans les méthodes de dimensionnement des ouvrages qui préconisent souvent comme surface d'infiltration le fond et non les parois.

Notons enfin que malgré une évolution sensible du colmatage du fond pendant la période de 8 années, même le fond n'atteint pas les limites du colmatage (R >24h) généralement admis pour marquer l'état colmaté d'un ouvrage. Les grands ouvrages semblent présenter une bonne robustesse dans le temps vis-à-vis du colmatage, parce qu'ils possèdent notamment des surfaces de parois étendues.

Il serait donc important maintenant d'essayer de caractériser de manière plus fine l'évolution du colmatage du fond et notamment d'étudier la répartition spatiale du colmatage et ses caractéristiques de manière à définir des stratégies en mesure de limiter le phénomène ou de mieux le prendre en compte, dans la gestion et la conception des systèmes techniques.

Analyse des facteurs influents vis-à-vis de la capacité d'infiltration

Afin de comprendre l'évolution du colmatage à long terme et d'évaluer la durée de vie de l'ouvrage, nous avons évalué l'influence des flux d'eau, des flux de sédiments, de matière organique apportées au système. D'autres facteurs ont été contrôlés en continu, notamment les facteurs environnementaux comme la température d'air et d'eau, l'ensoleillement, le rythme, la nature des événements pluvieux ainsi que la saisonnalité.

Cette thèse est accessible à l'adresse : http://theses.insa-lyon.fr/publication/2012ISAL0040/these.pdf
© [C. Gonzalez-Merchan], [2012], INSA de Lyon, tous droits réservés

Influence des saisons

Le suivi de la résistance hydraulique globale de l'ouvrage nous a permis de comparer le fonctionnement de l'ouvrage entre les saisons, sur une période de 8 ans. Nous avons pu observer que globalement, l'influence des saisons n'est pas déterminante y compris par période et qu'aucune corrélation forte ne semble se dégager. On constate simplement que les valeurs de résistance ont tendance à être légèrement inférieures en été par rapport à l'hiver. Il semblerait que la capacité d'infiltration du sol soit plus efficace pendant les périodes sèches ou chaudes (périodes d'été). Cela a déjà été constaté par Cerda (1997). Cependant cette hypothèse devra être confirmée.

Influence du temps

Afin de décrire la variation de la capacité d'infiltration sur les 8 ans, la résistance hydraulique a été mise en relation avec la variable temps. Nous avons comparé la résistance hydraulique globale et résistance hydraulique du fond, pour l'ensemble des périodes étudiées après décolmatage, avant et après la végétalisation en surface de l'ouvrage.

La relation la plus significative statistiquement est obtenue pour la période après la végétalisation et pour une relation linéaire mais avec des corrélations moyennes (NS = 0.61 – NS-V = 0.54). La vérification de la relation sur de nouvelles résistances hydrauliques (n'ayant pas servi au calage ni à la validation de la relation) montre une tendance à sous-estimer les résultats de la résistance hydraulique. Même si les nouvelles valeurs obtenues permettent de bien représenter les variations du colmatage à long terme. Pour la résistance hydraulique du fond, les corrélations sont non significatives.

Influence des facteurs d'apports et d'environnement

Les analyses des autres facteurs influents ont été effectués en essayant dans un premier temps de corréler la résistance hydraulique et des grandeurs liés aux apports cumulés d'eau, de MES, de DCO, et des variables liés à l'environnement climatique (pluie, énergie solaire, température d'air, …). Cette étude a montré que les facteurs les plus explicatifs sur l'ensemble des 8 ans étaient liés aux apports de MES et aux apports d'eau mais avec des corrélations moyennes (NS de l'ordre de 0.52 et NS-V issu de la validation de l'ordre 0.45).

Nous avons alors séparé la période totale en deux périodes avant et après végétalisation du bassin. Sur la première période, les corrélations n'ont pas été meilleures. Sur la deuxième période les relations sont plus significatives ; les jeux de facteurs les plus influents sont avec des qualités approximativement de même niveau : les masses cumulées d'eau, de MES et le nombre total de pluies antécédentes d'une part et la masse cumulée de DCO et l'énergie solaire d'autre part avec (NS de l'ordre de 0.65 et NS-V de l'ordre de 0.58). La vérification de la relation sur de nouvelles résistances hydrauliques n'ayant pas servi au calage ni à la validation de la relation montre des prédictions satisfaisantes.

Cette première analyse montre (i) que les facteurs physiques (masses d'eau, de sédiments apportés) sont présents même si ils sont loin d'expliquer complètement les variations du colmatage et (ii) que la partie biologique pourrait être non négligeable, puisque le sédiment (risquant d'être riche en matière organique) est exposé au rayonnement solaire et à la température de l'air qui contribuent au développement d'algues et de biofilm par photosynthèse. La variabilité intra-annuelle mise en évidence pourrait donc être fortement

Cette thèse est accessible à l'adresse : http://theses.insa-lyon.fr/publication/2012ISAL0040/these.pdf
© [C. Gonzalez-Merchan], [2012], INSA de Lyon, tous droits réservés

liée à la composante physique mais aussi biologique du colmatage.

Nous avons étudié une deuxième variante statistique en partant du principe que la capacité d'infiltration de l'ouvrage pouvait être davantage modifiée par les séries d'événements « juste » antérieurs, plus que par le cumul des événements depuis le décolmatage (en 2004). Nous avons alors étudié les variations de résistances hydrauliques par unité de temps en fonction des variations des autres facteurs également supposés jouer un rôle dans le colmatage.

Globalement la meilleure relation se trouve être pour la variation du volume d'eau apporté avec la variation des masses de MES (NS =0.84 et NS-V=0.51), très peu différente de la relation qui intègre en plus l'énergie solaire. On retrouve la même tendance que précédemment sans améliorer les prédictions des résistances hydrauliques.

L'étude statistique n'avait que l'ambition d'identifier des facteurs ou jeux de facteurs importants et non de créer un modèle qui de toute façon ne pourrait être appliqué que sur le bassin d'infiltration où il a été calé et validé.

Cette thèse est accessible à l'adresse : http://theses.insa-lyon.fr/publication/2012ISAL0040/these.pdf
© [C. Gonzalez-Merchan], [2012], INSA de Lyon, tous droits réservés

Cette thèse est accessible à l'adresse : http://theses.insa-lyon.fr/publication/2012ISAL0040/these.pdf
© [C. Gonzalez-Merchan], [2012], INSA de Lyon, tous droits réservés

Cette thèse est accessible à l'adresse : http://theses.insa-lyon.fr/publication/2012ISAL0040/these.pdf
© [C. Gonzalez-Merchan], [2012], INSA de Lyon, tous droits réservés

Partie III : Etude de la couche colmatée *in situ*

Cette thèse est accessible à l'adresse : http://theses.insa-lyon.fr/publication/2012ISAL0040/these.pdf
© [C. Gonzalez-Merchan], [2012], INSA de Lyon, tous droits réservés

Cette thèse est accessible à l'adresse : http://theses.insa-lyon.fr/publication/2012ISAL0040/these.pdf
© [C. Gonzalez-Merchan], [2012], INSA de Lyon, tous droits réservés

SOMMAIRE

Partie III : Etude de la couche colmatée *in situ* 167

Introduction 173

Sommaire 169

Chapitre 4: Matériels et méthodes 175

1. Complément d'information concernant le site 175

2. Échantillonnage 176

2.1. Zones d'échantillonnage 176

2.2. Stratégie de prélèvement et d'échantillonnage 178

2.3. Contexte de campagnes 178

3. Caractérisation bio-physico-chimique de la couche colmatée 179

3.1. Estimation de la teneur en eau (θ) 179

3.2. Épaisseur de la couche colmatée (e) 179

3.3. Granulométrie de la couche colmatée (D) 182

3.4. Mesure de la masse volumique apparente (ρ_d) 185

3.5. Détermination de la masse volumique des particules solides du sol (ρ_S) et de la porosité (ε) 186

3.6. Evaluation des polluants dans la couche colmatée 186

3.7. Contenu de matière organique dans la couche colmatée (MO) 187

3.8. Contenu de biomasse dans la couche colmatée (Bio) 188

3.9. Conductivité hydraulique de la couche colmatée (Ks) 188

3.10. Conductivité hydraulique d'une zone végétalisée 190

Chapitre 5: Résultats de la caractérisation de la couche colmatée 195

1. Caractéristiques bio-physico-chimiques 195

1.1. Épaisseur de la couche colmatée (e) 195

1.2. Analyse granulométrique 198

1.3. Masse volumique apparente des particules solides des sols et porosité des sédiments 202

1.4. Masses des polluants cumulées au fond de l'ouvrage 203

1.5. Matière organique 205

1.6. Contenu de biomasse 207

1.7. Répartition de la conductivité hydraulique au fond de l'ouvrage 209

1.8. Comparaison de la capacité d'infiltration entre surfaces végétalisées et non végétalisées 214

2. Facteurs influents de la capacité d'infiltration locale de l'ouvrage 222

2.2. Analyse de la capacité d'infiltration en fonction des caractéristiques bio-physico-chimiques au cours

Cette thèse est accessible à l'adresse : http://theses.insa-lyon.fr/publication/2012ISAL0040/these.pdf
© [C. Gonzalez-Merchan], [2012], INSA de Lyon, tous droits réservés

du temps 224

2.3. Analyse des facteurs influents par point 226

2.4. Analyse de facteurs influents par campagne 227

Conclusions 231

Cette thèse est accessible à l'adresse : http://theses.insa-lyon.fr/publication/2012ISAL0040/these.pdf
© [C. Gonzalez-Merchan], [2012], INSA de Lyon, tous droits réservés

Cette thèse est accessible à l'adresse : http://theses.insa-lyon.fr/publication/2012ISAL0040/these.pdf
© [C. Gonzalez-Merchan], [2012], INSA de Lyon, tous droits réservés

Cette thèse est accessible à l'adresse : http://theses.insa-lyon.fr/publication/2012ISAL0040/these.pdf
© [C. Gonzalez-Merchan], [2012], INSA de Lyon, tous droits réservés

INTRODUCTION

Les travaux précédents ont montré que le développement de la couche colmatée était plus important dans le fond de l'ouvrage que sur les parois. L'objectif de cette partie est de caractériser le colmatage au sein même du fond de l'ouvrage dans l'espace et dans le temps.

L'analyse de l'évolution globale du colmatage a mis en évidence des variations dans le temps du phénomène. Les études préliminaires ont aussi montré que les origines du colmatage peuvent être à la fois biologiques et physico-chimiques. Afin de caractériser la couche colmatée nous avons conduit des essais *in situ* et en laboratoire. Ces essais concernent plus particulièrement :

- La teneur en eau (θ), l'épaisseur de la couche colmatée (e), la granulométrie, la masse volumique apparente du sol (ρ_d), la masse volumique de particules solides (ρ_s), la porosité (ε),
- la matière organique (*MO*), le contenu de la biomasse (*Bio*),
- la capacité d'infiltration (conductivité hydraulique à saturation (*Ks*), qui pour cette étude représente un indicateur du colmatage local de l'ouvrage).

L'étude a été réalisée pendant une période de 20 mois à l'occasion de 12 campagnes de mesure. Les paramètres biologiques, chimiques, physiques et hydrauliques ont été évalués en 8 points représentatifs de la surface de l'ouvrage.

En outre, les travaux précédents faits sur le suivi en continu d'un ouvrage d'infiltration en service ont mis en évidence l'influence de la végétation sur la capacité d'infiltration du sol (*Cf.* Chapitre 3). Les résultats semblent montrer que la végétation peut jouer un rôle bénéfique sur le colmatage des systèmes d'infiltration des eaux pluviales. Par conséquent nous avons étudié la capacité d'infiltration de la couche colmatée en trois zones spécifiques sur lesquelles trois types de plantes se sont développés (*Phalaris Arundinacea, Rumex Crispus, Polygonum Mite*).

Cette thèse est accessible à l'adresse : http://theses.insa-lyon.fr/publication/2012ISAL0040/these.pdf
© [C. Gonzalez-Merchan], [2012], INSA de Lyon, tous droits réservés

Cette thèse est accessible à l'adresse : http://theses.insa-lyon.fr/publication/2012ISAL0040/these.pdf
© [C. Gonzalez-Merchan], [2012], INSA de Lyon, tous droits réservés

Chapitre 4: Matériels et méthodes

1. Complément d'information concernant le site

L'ensemble des données relatives à cette partie a été acquis sur le même site que précédemment (*Cf.* Chapitre 2).

Pour pouvoir interpréter les résultats qui seront acquis dans cette partie, il faut noter que le bassin d'infiltration actuel a subi au cours du temps des modifications importantes.

Ce site a fonctionné pendant plus de 20 ans en 3 compartiments comme on peut le voir sur la Figure 4-1 (a)). Le compartiment d'infiltration le plus sollicité étant complètement colmaté, le gestionnaire avait alors décidé de réhabiliter l'ensemble du dispositif.

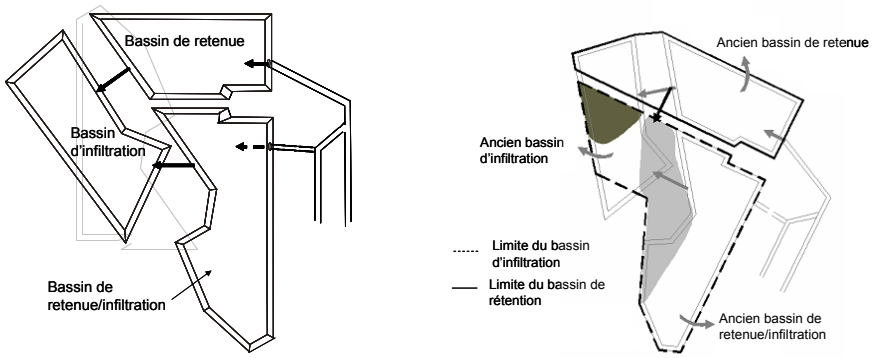
Fin 2001, une réhabilitation complète du site a été entreprise. Elle a consisté à simplifier le système de drainage en deux compartiments : un compartiment de rétention/décantation puis un compartiment d'infiltration (*Cf.* Figure 4-1-(b)), tel qu'on le connaît aujourd'hui.

Suite à un colmatage rapide du nouveau compartiment d'infiltration probablement issu d'une mauvaise réhabilitation couplée à un compartiment de décantation peu efficace, le bassin a été décolmaté et les premiers centimètres ont été enlevés en avril 2004. Le compartiment décantation a quant à lui été modifié pour améliorer la décantation.

Le décolmatage a été réalisé sur l'ensemble du compartiment hormis dans le coin nord ouest du bassin (zone sombre sur la Figure 4-1-(b)), et dont l'emprise correspond à une partie de l'ancien bassin d'infiltration colmaté.

Dans la suite du texte nous nommerons cette partie du bassin d'infiltration : «partie ancienne» par opposition au reste du bassin (« partie rénovée »).

Par ailleurs, dans la « partie rénovée », l'eau circule majoritairement suivant un chenal correspondant aux parties basses du bassin (Zone ombrée claire sur la Figure 4-1-(b)). Fin 2006 début 2007, le bassin a présenté un développement de la végétation spontanée en surface.



(a) Avant réhabilitation (b) Après réhabilitation

Figure 4-1. *Configuration du site d'observation avant et après réhabilitation.*

Cette thèse est accessible à l'adresse : http://theses.insa-lyon.fr/publication/2012ISAL0040/these.pdf
© [C. Gonzalez-Merchan], [2012], INSA de Lyon, tous droits réservés

2. Échantillonnage

La caractérisation de la couche colmatée a été évaluée en termes de teneur en eau (θ), granulométrie, matière organique (MO), contenu de biomasse (Bio), masse volumique apparente (ρ_d) et des particules solides des sols (ρ_s), porosité (ε) et la capacité d'infiltration représentée par la conductivité hydraulique à saturation (*Ks*) qui est l'indicateur de colmatage local.

En tout, douze campagnes (de septembre 2009 à mai 2011) ont permis de caractériser les dépôts des sédiments accumulés. Le fond du bassin a été subdivisé en 8 zones représentatives du fonctionnement de la surface du bassin selon des considérations qui seront précisées ultérieurement. La localisation des points étudiés et la topographie de l'ouvrage sont présentées sur la Figure 4-2.

2.1. Zones d'échantillonnage

8 zones d'échantillonnage ont été définies principalement en fonction :

- de l'historique du fonctionnement de l'ouvrage (distinction de la zone ancienne et rénovée) ;
- du niveau de sollicitation en eau des zones et de leur étendue ;

En effet, le bassin est drainé par un réseau séparatif d'eaux pluviales, mais il reçoit aussi en permanence des eaux de temps sec venant de process industriels issues du bassin versant (eaux de refroidissement principalement). Ces apports atypiques par rapport à la majorité des bassins d'infiltration d'eaux pluviales représentent cependant un faible volume d'eau qui la plupart du temps, ne sollicite l'ouvrage que dans la partie la plus proche de l'entrée. Cette zone est en permanence en eau et ne permet pas de prélever des échantillons correctement.

Lors de petites pluies, les eaux se répandent vers les zones les plus basses (*Cf.* Figure 4-2 (b)) puis gagnent progressivement la totalité du fond lorsque les pluies se font plus intenses.

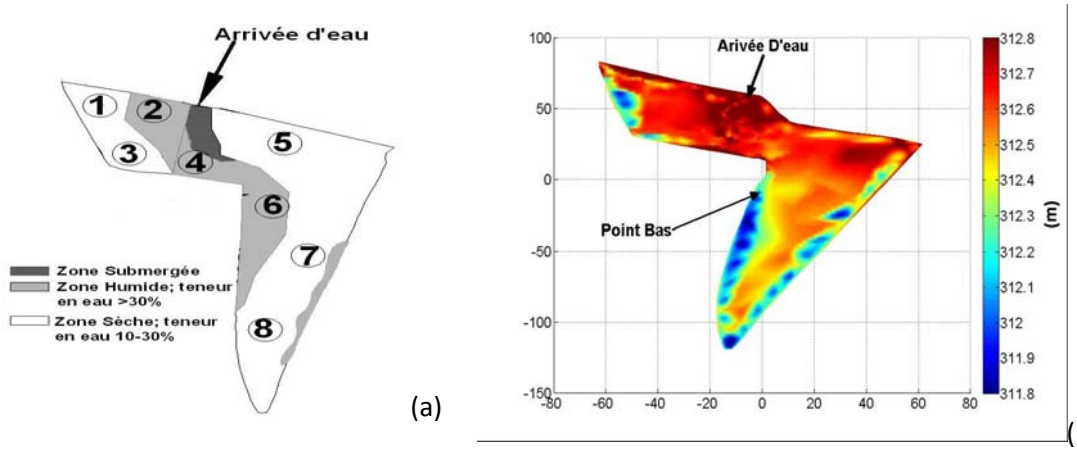


Figure 4-2. *(a)Distribution plus fréquente de la teneur en eau en surface de l'ouvrage et localisation des points étudiés dans le bassin d'infiltration. (b) Plan topographique du fond de l'ouvrage.*

Cette thèse est accessible à l'adresse : http://theses.insa-lyon.fr/publication/2012ISAL0040/these.pdf
© [C. Gonzalez-Merchan], [2012], INSA de Lyon, tous droits réservés

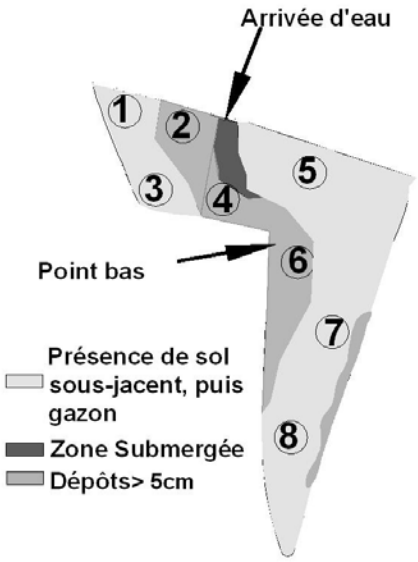
Par conséquent, nous pouvons diviser le fond de l'ouvrage en 3 parties principales subdivisées en 8 zones. On distingue ainsi :

- La partie submergée saturée en eau en permanence (zone en gris foncé sur Figure 4-2 (a)) dans laquelle aucun échantillon n'a été prélevé car elle est peu représentative du fonctionnement des bassins d'infiltration courants, l'apport d'eaux de temps sec étant peu fréquent ;
- Les parties souvent submergées (zone en gris moyen sur la Figure 4-2 (a)) présentant une teneur en eau en période sèche supérieure à 30 %. Trois zones sont identifiées dans cette partie suivant leur fréquence relative de submersion : la zone 4 est la plus souvent sollicitée, puis c'est la zone 2 qui appartient à la partie ancienne du bassin, puis la zone 6 (*Cf.* Figure 4-2 (a)). On constate également que ces zones sont celles qui présentent un couvert végétal dense (Saulais, 2011) et une hauteur de sédiment importante comme nous le verrons ultérieurement.
- Les parties les moins sollicitées dites «sèches», (Zone en gris clair sur la Figure 4-2 (a)) ont une teneur en eau comprise entre 10 et 30 %. Dans ces parties une distinction a été faite entre zone ancienne et rénovée (respectivement zone 1 et 3 sur la Figure 4-2 (a)), puis entre zones plus ou moins sollicitées (les zones 5 et 7 étant plus sollicitées que la zone 8 qui l'est très rarement). Ces zones ont un couvert végétal moins dense qui laisse apparaître le sol support sous-jacent.

Les caractéristiques de ces zones de prélèvement sont indiquées au Tableau 4-1.

Tableau 4-1. *Caractérisation et localisation de chaque zone étudiée.*

Zones	Densité de la végétation %*	Hauteur de la végétation (cm)	Teneur en eau Moyenne (max - min)	Observations
1	40% - 60 %	30 - 122	20% (42% - 2%)	Zone appartenant à la partie ancienne de l'ouvrage, présence de gazon et de cailloux en surface
2	> 60 %	30 - 125	39% (50% - 18%)	Zone appartenant à la partie ancienne de l'ouvrage, proche de la zone immergée
3	40% - 60 %	23 - 90	16% (37% - 4%)	Zone sèche partie rénovée Présence de gazon et cailloux
4	> 60 %	33 - 150	46% (66% - 35%)	Zone proche de la zone immergée, elle est souvent sollicitée
5	40% - 60 %	23 - 90	22% (44% - 3%)	Zone sèche Présence de gazon et cailloux
6	> 60 %	30 - 120	42% (53% - 35%)	Située sur les points bas de l'ouvrage
7	< 40%	25 - 100	14% (31% - 4%)	Zone sèche Au début des campagnes, sol sous-jacent encore visible en surface puis présence de gazon
8	< 40%	25 - 100	15% (31% - 3%)	



** Densité de la végétation évaluée par Saulais, (2011)*

Cette thèse est accessible à l'adresse : http://theses.insa-lyon.fr/publication/2012ISAL0040/these.pdf
© [C. Gonzalez-Merchan], [2012], INSA de Lyon, tous droits réservés

2.2. Stratégie de prélèvement et d'échantillonnage

Lors de chaque campagne, l'horizon de surface a été prélevé ponctuellement sur les 8 zones étudiées.

Pour ce qui concerne toutes les grandeurs (hormis l'épaisseur et la conductivité hydraulique) et pour chaque zone, nous avons prélevé 3 échantillons (entre 300 g et 500 g par échantillon). Les quantités de sol superficiel résultent d'un compromis entre la volonté de disposer d'une quantité suffisante à chaque prélèvement pour être le plus représentatif possible de la zone étudiée et la volonté de ne pas trop modifier l'interface ouvrage/sol pour les échantillons ultérieurs (suivi au cours du temps). Les échantillons ont été tamisés au laboratoire après séchage.

Comme l'objectif est de caractériser la couche colmatée, nous n'avons effectué les prélèvements que sur les 3 à 5 premiers centimètres de l'horizon de surface.

Sur chaque zone nous avons matérialisé un rectangle d'environ 60 cm par 30 cm et nous l'avons divisé en trois parties équivalentes correspondant chacune à un échantillon à prélever (réplicats). La Figure 4-3 présente un exemple de la méthodologie appliquée *in situ*.

Figure 4-3. *Méthode de prélèvement des échantillons in situ. Les échantillons sont prélevés manuellement à l'aide d'une pelle et mis en sachet et traité au laboratoire.*

2.3. Contexte de campagnes

Les douze campagnes effectuées de septembre 2009 à mai 2011 ont été réalisées durant des périodes relativement sèches, afin que les surfaces sur lesquelles nous avons prélevées ne soient pas submergées.

Les campagnes ont été réalisées le 16-sept.-09 ; 19-nov.-09 ; 18-mars-10 ; 22-mai-10 ; 19-juil.-10 ; 15-sept.-10 ; 8-oct.-10 ; 24-nov.-10 ; 17-janv.-11 ; 9-févr.-11 ; 4-avr.-11 ; 11-mai-11.

Les caractéristiques préliminaires à chaque campagne de mesures sont données au Tableau 4-2.

Cette thèse est accessible à l'adresse : http://theses.insa-lyon.fr/publication/2012ISAL0040/these.pdf
© [C. Gonzalez-Merchan], [2012], INSA de Lyon, tous droits réservés

Tableau 4-2. *Contexte des campagnes réalisées.*
D-Tsec : Durée de temps sec antérieure à la campagne (jours), H- 8j : Hauteur précipitée dans les 8 jours précédant la campagne; H $_{dernière}$: Hauteur d'eau précipitée lors de la dernière pluie avant la campagne (mm), T-3j : Température moyenne de l'air sur les 3 jours avant la campagne (°C) ; T : Température de l'air le jour de la campagne (°C) ; A-En [J/cm²]-3j: Energie solaire cumulée dans les 3 jours précèdent (J/cm²) ; En : Energie solaire journalière le jour de la campagne (J/cm²)

Dates	Teneur en eau (%) Moyenne (max - min)	saison	D - Tsec (jours)	H-8j (mm)	H dernière (mm)	T -3j (°C)	T (°C)	A-En 3j (J/cm²)	En (J/cm²)
16-sept.-09	19% (42% 4%)	été	12	-	0.4	17	15	3728	316
19-nov.-09	29% (47% - 13%)	automne	2	4.8	0.6	15	12	1759	708
18-mars-10	33% (66% - 8.8%)	hiver - début printemps	7	0.15	0.12	7	9	4982	1723
22-mai-10	19% (48% - 3.5%)	printemps	10	-	2	16	18	6841	2094
19-juil.-10	16% (39% - 1.6%)	été	3	3.37	1.85	24	23	6945	2851
15-sept.-10	17% (40% - 3%)	été	6	100.2	0.12	22	18	3634	371
8-oct.-10	27% (45% - 4%)	automne	4	10.59	10.5	18	17	1292	622
24-nov.-10	35% (52% - 13%)	automne	1	16.26	0.21	12	4	1417	534
17-janv.-11	36% (45% - 17%)	hiver	5	33.2	2.2	6	6	1655	522
9-févr.-11	38% (52% - 26%)	hiver	5	1.2	1.2	4	5	2743	685
4-avr.-11	35% (56% - 20%)	printemps	1	20.6	1.6	16	18	3235	892
11-mai-11	20% (49% - 2%)	printemps	12	-	1	21	27	3559	981

3. Caractérisation bio-physico-chimique de la couche colmatée

Cette partie décrit les essais *in situ* et en laboratoire qui ont permis la caractérisation bio-physico-chimique de l'horizon de surface qui constitue la couche colmatée.

La procédure d'estimation des incertitudes sur chaque paramètre évalué est présentée en Annexe si elle n'est pas explicitée dans le texte (*Cf*. Annexe 3)

3.1. Estimation de la teneur en eau (θ)

La teneur en eau est un paramètre d'état qui permet d'approcher certaines caractéristiques mécaniques et d'apprécier la consistance d'un sol fin. Elle a été effectuée selon la norme AFNOR NF P 94-050 consistant à mesurer la perte d'eau d'un échantillon de sol provoquée par étuvage durant 24 h à 105°C. La perte d'eau est mesurée par pesage différentiel de l'échantillon avant et après séchage.

3.2. Épaisseur de la couche colmatée (*e*)

Les campagnes de mesure de l'épaisseur de sédiments accumulés sont différentes des autres mesures. Elles ont été menées de manière plus dense dans l'espace et moins fréquemment (deux campagnes de mesures). En effet, l'accumulation n'est pas perceptible sur de courtes périodes, il est donc inutile de la mesurer à chaque campagne. Par contre, nous avons pu observer que l'épaisseur est très variable dans l'espace, ce qui justifie notre approche.

Les épaisseurs de sédiments responsables du colmatage de l'ouvrage ont donc été évaluées à partir de deux campagnes de mesure effectuées en mai 2008 et avril 2010. Le bassin a été décolmaté en avril 2004 (la couche de surface a été curée). A cette date, nous pouvons

Cette thèse est accessible à l'adresse : http://theses.insa-lyon.fr/publication/2012ISAL0040/these.pdf
© [C. Gonzalez-Merchan], [2012], INSA de Lyon, tous droits réservés

considérer que la couche colmatée est nulle. Pour chacune des deux campagnes, l'épaisseur a été mesurée sur environ 100 points répartis selon un maillage régulier carré sur l'ensemble de la surface de l'ouvrage (surface 8 000 m²). La taille d'une maille est de 10 m par 10 m (*Cf*. Figure 4-4).

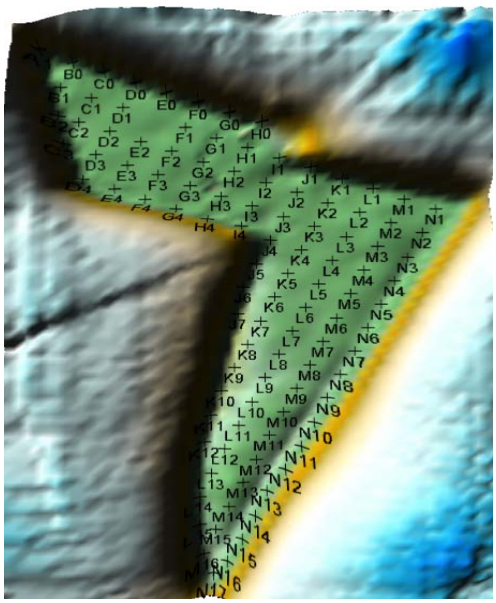


Figure 4-4. *Point d'échantillonnage (maille de 10 m).*

L'évaluation de l'épaisseur pour un point donné est visuelle. L'épaisseur du sédiment est considérée à partir du toit supérieur du sous-sol jusqu'à la surface de l'horizon de surface. Un exemple des mesures faites est présenté sur la Figure 4-5.

Cette forte densité de mesures a permis d'évaluer la variabilité spatiale de l'épaisseur de la couche colmatée.

Cette thèse est accessible à l'adresse : http://theses.insa-lyon.fr/publication/2012ISAL0040/these.pdf
© [C. Gonzalez-Merchan], [2012], INSA de Lyon, tous droits réservés

Figure 4-5. *Mesure in situ de l'épaisseur de la couche colmatée qui est évaluée visuellement. On voit sur cette image la différence nette entre le sol support et l'horizon superficiel.*

3.2.1 Épaisseur moyenne de la couche colmatée calculée à partir des mesures in situ

A partir de cette centaine de mesures ponctuelles, il est également possible d'évaluer l'épaisseur moyenne de sédiments sur l'ensemble du fond. Pour cela une méthode d'interpolation a été utilisée basée de type « inverse de la distance ».

Pour chaque point interpolé (en fait chaque point d'un sous maillage triangulaire) l'épaisseur moyenne est donnée par :

$$e = \frac{\sum_{i=1}^{n} e_i S_i}{\sum_{i=1}^{n} S_i}$$

Avec e, l'épaisseur moyenne sur l'ouvrage, ei l'épaisseur de la maille i et Si la surface de la maille i.

<u>*Incertitude sur l'épaisseur moyenne de la couche colmatée évaluée in situ*</u>

L'incertitude sur la moyenne des épaisseurs de la couche colmatée est calculée par la méthode de Monte Carlo appliquée 1 000 fois, en supposant que chaque épaisseur mesurée est une variable aléatoire normale de moyenne égale à la valeur mesurée et d'écart type 1 cm correspondant à l'incertitude de la lecture de l'épaisseur sur le terrain (hypothèse reprise de Le Coustumer (2008)).

3.2.2 Epaisseur moyenne de la couche de sédiments apportés par les eaux (E_e)

Nous avons comparé l'épaisseur moyenne de la couche colmatée sur l'ensemble du bassin déduite des 2 campagnes précédentes avec l'épaisseur moyenne de sédiments apportés à l'ouvrage en considérant les masses de MES arrivant à l'ouvrage et réparties sur la surface du bassin.

Cette thèse est accessible à l'adresse : http://theses.insa-lyon.fr/publication/2012ISAL0040/these.pdf
© [C. Gonzalez-Merchan], [2012], INSA de Lyon, tous droits réservés

L'épaisseur moyenne de la couche de sédiments apportée *(E_e)* peut être déduite des masses de MES apportées à l'ouvrage (*Cf*. Chapitre 3), en considérant l'équation suivante :

$$E_e = \frac{M}{\rho_d . S . \varepsilon}$$ **Équation 4-1**

Avec, M : masse de MES apportées ; ρ_d : masse volumique apparente ; S : surface de l'ouvrage ; ε : la porosité.

L'incertitude de l'épaisseur de la couche de sédiments apportés

En considérant que l'épaisseur de la couche de sédiments apportés est déduite de l'Équation 4-1, l'incertitude de la couche colmatée peut être déduite de la loi de propagation des incertitudes, en supposant que les grandeurs qui permettent son calcul sont indépendantes. Ainsi, nous obtenons l'expression suivante :

$$u_c^2(E_e) = u^2(M).\left(\frac{1}{\rho_d.S.\varepsilon}\right)^2 + u^2(\rho_d).\left(\frac{-M}{\rho_d^2.S.\varepsilon}\right)^2 + u^2(S).\left(\frac{-M}{\rho_d.S^2.\varepsilon}\right)^2 + u^2(\varepsilon).\left(\frac{-M}{\rho_d.S.\varepsilon^2}\right)^2$$ **Équation 4-2**

Où, *u (E_e)* : incertitude sur l'épaisseur de sédiments apportés ; *u (M)* : incertitude sur la masse de MES ; *u (S)* : incertitude sur la surface de l'ouvrage ; *u (ε)* : incertitude sur la porosité ; *u (ρ_d)* : incertitude sur la masse volumique apparente.

Les incertitudes sur la masse de MES ont été estimées en considérant la procédure décrite au Chapitre 2. Les incertitudes sur la porosité et sur la masse volumique apparente sont décrites à l'annexe 3. Pour l'incertitude sur la surface du bassin *u(S)* nous avons considéré l'incertitude du relevé topographique, correspondant à 0.01% de la surface totale de l'ouvrage.

3.3. Granulométrie de la couche colmatée (*D*)

La granulométrie nous informe sur la taille des éléments du sol et leur répartition suivant des classes de diamètres prédéfinies. Il existe différentes méthodes pour déterminer la distribution granulométrique d'un échantillon : tamisage par voie sèche ou humide, sédimentation et diffraction laser.

3.3.1 Mesure

Pour cette étude, les distributions granulométriques des sédiments ont été effectuées, suivant la norme NF ISO 13320-1 par granulométrie laser en utilisant un appareil Malvern Mastersize 2000. Ces analyses ont été effectuées sur des échantillons de sol, après tamisage des particules de diamètre inférieur à 2 mm. Les échantillons sont dispersés dans le module Hydro 2000G de l'appareil, et les particules désagrégées par l'application préalable d'ultrasons pendant 10 minutes. La répartition granulométrique obtenue est une distribution volumique et non pondérale.

La granulométrie des particules de la couche colmatée est en effet assez fine et liée aux apports des RUTP riches en matières en suspension (Chocat *et al.,* 2007).

Cette thèse est accessible à l'adresse : http://theses.insa-lyon.fr/publication/2012ISAL0040/these.pdf
© [C. Gonzalez-Merchan], [2012], INSA de Lyon, tous droits réservés

La granulométrie a été analysée sur les 8 points types décrits au paragraphe 2.1, et lors de 12 campagnes décrites au paragraphe 2.3.

3.3.2 Préparation de l'échantillon

La granulométrie laser est une technique basée sur la diffraction de la lumière. Elle permet d'estimer le volume de solide représenté par la taille des grains. Le modèle analytique utilisé est basé sur la théorie de Fraunhofer qui considère que les particules sont :

- des sphères non poreuses et opaques,
- de diamètres supérieurs à la longueur d'onde,
- suffisamment éloignées les unes des autres,
- animées d'un mouvement aléatoire,
- capables de diffracter la lumière avec la même efficacité quelle que soit leur taille.

Comme l'utilisation du granulomètre laser suppose que les particules sont toutes sphériques, la non-sphéricité des particules pose ici problème. En effet, les particules sont orientées de manière aléatoire lors de leur passage devant le rayon laser. Par conséquent, le granulomètre mesure un diamètre moyen des particules.

La granulométrie a été mesurée en phase aqueuse. Cette méthode permet de caractériser les particules d'un diamètre compris entre 0.2 et 2 000 µm.

Les sédiments ont la capacité de s'agréger et former des colloïdes (Badin, 2009). Comme analyse préliminaire, nous avons procédé à différents tests lors des mesures de granulométrie, en considérant les états suivants d'un échantillon : humide, sec à 105°C et calciné à 450°C pour ensuite être dispersés et/ou désagrégés après 10 min d'ultrasons. Nous avons analysé le même échantillon sec à 105°C sans ultrasons.

La Figure 4-6 présente les distributions granulométriques obtenues pour chaque échantillon analysé. Le Tableau 4-3 présente les résultats du bilan granulométrique pour le D10, D50 et D90 avec les coefficients de variation évalués à chaque test.

Cette thèse est accessible à l'adresse : http://theses.insa-lyon.fr/publication/2012ISAL0040/these.pdf
© [C. Gonzalez-Merchan], [2012], INSA de Lyon, tous droits réservés

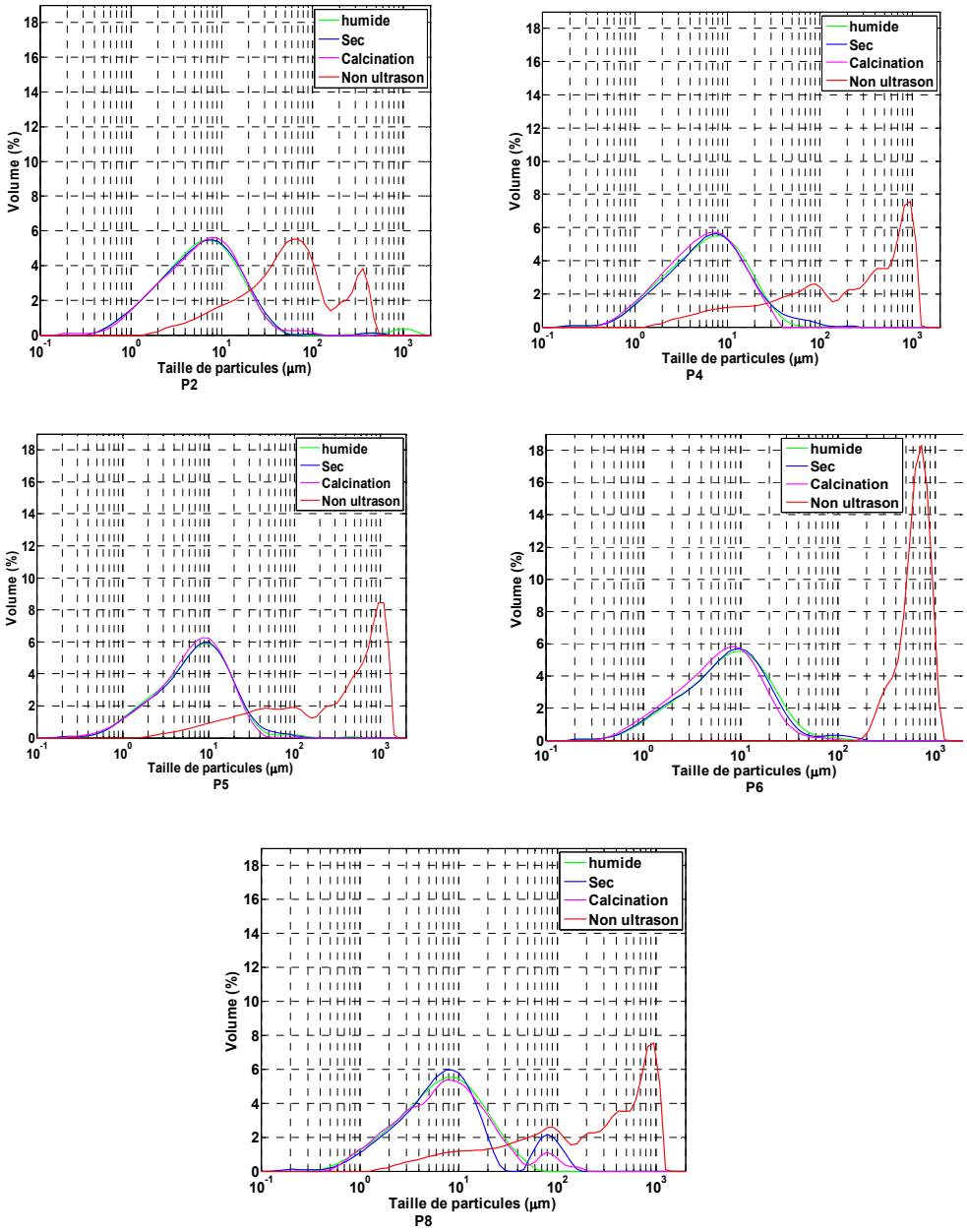


Figure 4-6. *Granulométrie laser des particules < 1600 µm. Tests sur échantillons prélevés sur 5 zones différentes du bassin et différemment préparés : avec 10 min d'ultrason (humides (sans aucun traitement), après séchage à 105°C, après calcination à 105°C) et sans ultrason (échantillons séchés à 105°C).*

Lorsque la désagrégation par ultrason est appliquée, les résultats sont peu différents que l'échantillon soit placé humide, sec ou calciné. Des différences plus importantes apparaissent sur les fractions les plus grossières (D90) et pour l'échantillon localisé sur la zone 8 où le dépôt des sédiments est faible.

Lorsque la désagrégation par ultrasons n'est pas appliquée, la granulométrie de l'échantillon varie énormément d'un point à l'autre et d'un échantillon à l'autre pour un même point. A cause des fines racines qui peuvent passer par le tamis et de la non homogénéisation de l'échantillon, les longues particules peuvent être assimilées à des sphères. Par conséquent,

Cette thèse est accessible à l'adresse : http://theses.insa-lyon.fr/publication/2012ISAL0040/these.pdf
© [C. Gonzalez-Merchan], [2012], INSA de Lyon, tous droits réservés

nous avons pu observer des valeurs D50 qui atteigne 771.5 µm. En faisant les réplicats sur le même échantillon les coefficients de variation peuvaient être supérieurs à 100 % (*Cf.* Tableau 4-3).

Tableau 4-3. *Bilan de la granulométrie obtenue par point, évaluée aux diamètres D10, D50 et D90.*

Point	D10	D50	D90	Observations
P2	1.6	6.4	20.9	humide
	1.6	6.5	20.6	Sec
	1.6	6.6	20.3	Calcination
	10.3*	60.5	330.5	sans ultrason
P4	1.6	6.6	20.5	humide
	1.7	6.8	23.0	Sec
	1.6	6.1	17.9	Calcination
	11.5*	255.7	1003.2	sans ultrason
P5	1.7	7.8	22.8	humide
	1.7	7.9	23.4	Sec
	1.7	7.5	20.3	Calcination
	16.7*	383.2	1022.7	sans ultrason
P6	1.7	8.1	25.5	humide
	1.6	7.9	24.2	Sec
	1.5	6.8	20.0	Calcination
	404.3*	771.5	1099.4	sans ultrason
P8	1.7	7.4	23.8	humide
	1.8	7.5	66.1	Sec
	1.8	7.8	29.7	Calcination
	11.6*	101.8	501.3	sans ultrason

******coefficient de variation supérieur à 100 % sur les trois réplicats.*

L'agrégation des sédiments étudiés est due principalement à la présence de matière organique. Cette analyse préliminaire nous a permis de corroborer l'importance d'une désagrégation avant analyse Badin (2009). Ceci a été confirmé sur 5 zones différentes de mesure. Les résultats obtenus sont similaires aux travaux précédents de Badin (2009), qui avait étudié une zone proche de la zone 8 du site objet de cette étude.

Les incertitudes ont été estimées comme deux fois l'écart type des mesures faites sur triplicatat.

3.4. Mesure de la masse volumique apparente (ρ_d)

La masse volumique est définie comme le rapport de la masse d'éléments solides sur le volume total apparent du sol (ρ_d). Elle nous informe sur les caractéristiques intrinsèques du sol. Elle a été déterminée sur place selon la norme NFP 94-061-4. L'essai consiste à creuser une cavité, à recueillir et peser la totalité du matériau extrait, puis à mesurer le volume de la cavité en la remplissant d'eau après avoir placé un film souple et fin assurant l'étanchéité des parois de la cavité. Cette méthode est adaptée pour les sols les plus grossiers, nécessitant un volume représentatif plus grand. Cette méthode a été appliquée dans les zones où le sol sous-jacent est encore visible (*i.e.* zones 1, 3, 5, 7, 8) (*Cf.* paragraphe 2.1 et Tableau 4-1).

Lors de la présence de sédiments fins, la masse volumique a été mesurée par enfoncement d'un cylindre de dimension connue dans le sol selon la norme NF X31-501. Le volume prélevé,

Cette thèse est accessible à l'adresse : http://theses.insa-lyon.fr/publication/2012ISAL0040/these.pdf
© [C. Gonzalez-Merchan], [2012], INSA de Lyon, tous droits réservés

correspondant au volume interne du cylindre, est pesé après séchage à l'étuve. Cette méthode a été appliquée sur les zones 2, 4, et 6. (*Cf.* Paragraphe 2.1 et Tableau 4-1).

En considérant que la masse volumique apparente d'un sol est homogène au cours du temps. Elle a été évaluée à partir de deux campagnes en 30-juil.-2010 et 4-févr.-2011.

3.5. Détermination de la masse volumique des particules solides du sol (ρ_S) et de la porosité (ε)

La masse volumique des particules solides d'un sol (ρ_S) est définie comme le rapport de la masse d'éléments solides sur le volume total de sol. Elle a été déterminée en laboratoire suivant la norme NF P 94-054 au moyen d'un pycnomètre à eau.

La masse volumique des particules solides est déterminée par le rapport entre la masse de particules sèches et le volume de particules déduit par pesée à l'aide d'un pycnomètre. La masse volumique étant supposée peu variable dans le temps, cette méthode a été appliquée lors d'une campagne de mesure (4-fevr.-2011) en 8 zones de la surface de l'ouvrage (*Cf.* Paragraphe 2.1).

La porosité caractérise indirectement la structuration du sol (Musy et Soutter, 1991). La porosité est définie par le rapport du volume des vides sur le volume total apparent du sol, ce qui représente le volume occupé par l'air dans le sol. La détermination de la porosité d'un échantillon est indirecte et peut être déduite de la relation :

$$\varepsilon = 1 - \frac{\rho_d}{\rho_S}$$ **Équation 4-3**

3.6. Evaluation des polluants dans la couche colmatée

Des travaux précédents (Dechesne 2002, Ganaye *et al.,* 2007, Le Coustumer 2008) sur des ouvrages proches ou le même ouvrage ont montré que les concentrations des polluants Pb, Zn et Cu sont fortes en surface. Les recherches mettent en évidence que les concentrations en profondeur sont très faibles par rapport aux concentrations de surface, même si elles peuvent augmenter à certaines profondeurs. Cependant ces variations sont faibles par rapport aux concentrations mesurées en surface.

Par conséquent, cette partie s'est intéressée au problème du développement spatial et temporel des zones d'accumulation de polluants, notamment de métaux lourds. Pour cela, nous avons proposé d'accroître l'acquisition de données dans le temps indispensable à toute étude diachronique. Nous avons continué les travaux de Le Coustumer (2008) qui a réalisé depuis 2005, 3 campagnes annuelles de prélèvement d'échantillons de sol du fond du bassin d'infiltration réalisés en 100 points, concentrations en métaux (Zn, Pb, Cu) réalisées par analyseur Niton XLt 700 sur les trois campagnes grâce à une collaboration avec le BRGM. Nous avons donc complété le suivi par 2 campagnes supplémentaires du même type ayant eu lieu en mai 2008 avril 2010 respectivement et une dernière campagne a été faite en mars 2011 qui a pris en compte les 8 points types (*Cf.* paragraphe 2.1).

Pour les prélèvements, nous avons suivi le même principe de mesure que celui établi par Le Coustumer (2008). Les concentrations en éléments traces métalliques (ETM) dans l'ouvrage

Cette thèse est accessible à l'adresse : http://theses.insa-lyon.fr/publication/2012ISAL0040/these.pdf
© [C. Gonzalez-Merchan], [2012], INSA de Lyon, tous droits réservés

sont évaluées à partir de campagnes de mesure au cours desquelles nous avons prélevé environ 100 échantillons répartis selon un maillage régulier carré sur l'ensemble de la surface de l'ouvrage (surface 8 000 m²). La taille de la grille est de 10 m par 10 m (Figure 4-4). Cette forte densité de prélèvements permet de bien évaluer la variabilité spatiale des polluants mais aussi de reconstituer correctement les masses d'ETM à la surface de l'ouvrage.

Les quantités prélevées résultent d'un compromis consistant d'une part à prendre « le plus de matière possible » de manière à être le plus représentatif d'une zone de mesure et d'autre part à prendre « le moins de matière possible » de manière à ne pas trop perturber l'interface qui sera suivie dans le temps. Ainsi, les échantillons sont prélevés dans les 5 premiers centimètres du bassin ponctuellement sur une zone d'environ 1 m². Une masse d'environ 400 g à 500 g est prélevée.

Les prélèvements ont été réalisés à l'aide d'une pelle plastique. Les échantillons ont été conservés dans des sachets plastiques puis conduits au laboratoire où pour chaque prélèvement, un sous échantillon d'environ 50 g a été extrait, passé à l'étuve à 105°C pendant 24 h puis tamisé à 2 mm. Les échantillons sont ensuite analysés par le BRGM de Lyon à l'aide d'un spectromètre portable de fluorescence X Niton XL723S. Cette méthode d'analyse rapide et peu coûteuse permet l'analyse de plus d'échantillons qu'une analyse classique de laboratoire et donc une description plus fine de l'hétérogénéité spatiale de la pollution. Le fonctionnement de l'appareil est décrit précisément dans Laperche (2005). Les limites de détection de l'appareil, pour un temps d'analyse de 120 s et pour un sol à matrice sableuse (ce qui peut être considéré vrai dans notre cas car les échantillons sont tamisés à 2 mm), sont présentées au Tableau 4-4. Ces valeurs montrent que l'analyse par fluorescence X semble bien adaptée pour détecter des concentrations en Zn, Cu et Pb, mais pas pour le Cd, c'est la raison pour laquelle nous n'utilisons l'appareillage que pour Zn, Cu et Pb.

A partir des mesures effectuées par fluorescence X, 20 échantillons par campagne sont choisis et analysés par ICP-MS (Inductively Coupled Plasma Mass Spectrometry) afin de caler les mesures faites par fluorescence X et ce à chaque campagne.

A partir de la centaine de points, la masse des différents ETM accumulée a été estimée selon une méthode de maillage et les incertitudes calculées (*Cf*. Annexe 7).

Tableau 4-4. *Limites de détection (mg/kg MS) de l'appareil Niton et valeurs cibles et d'intervention des normes hollandaises.*

	Limites de détection (ICP)	Limites de détection (Niton)	Valeurs cibles	Valeurs d'intervention
Cu	5	50	36	190
Zn	5	25	140	720
Pb	10	10	85	530
Cd	2	25	0.8	12

Nous nous intéressons pour la suite à évaluer la quantité de masses totales de Cu, Zn, et Pb accumulées à la surface de l'ouvrage.

3.7. Contenu de matière organique dans la couche colmatée (MO)

La matière organique est le fruit de l'activité biologique du sol et/ou des apports en substances naturelles ou de synthèse intégrant globalement les organismes présents, les résidus de végétaux et d'animaux morts, les produits en décomposition et des matières exogènes apportées au milieu (hydrocarbures par exemple).

Cette thèse est accessible à l'adresse : http://theses.insa-lyon.fr/publication/2012ISAL0040/these.pdf
© [C. Gonzalez-Merchan], [2012], INSA de Lyon, tous droits réservés

La caractérisation s'appuie sur la teneur massique en matière organique (Norme XP P 94-047), correspondant au rapport de la masse de matière organique contenue dans un échantillon détruit par calcination sur la masse sèche des particules solides avant calcination de la fraction du matériau passant au tamis de 2 mm. L'essai consiste à déterminer la perte de masse d'un échantillon préalablement sec, auquel nous faisons subir une calcination dans un four à une température de 450°C ou 500°C. Dans notre cas, la calcination a été réalisée à 450°C car le sol en place est composé de calcaire qui risque d'être détruit à des températures trop élevées.

La teneur organique des sols passe généralement de 10 % voire plus pour les horizons superficiels à 0 % pour les zones désertiques. Les sols peuvent présenter une teneur en matière organique supérieure à 50 % - 60 % (Mussy *et* Soutter, 1991).

Elle a été analysée sur 8 points représentatifs de la surface du bassin (*Cf.* paragraphe 2.1) et lors de 12 campagnes (*Cf.* paragraphe 2.3) selon la méthodologie indiquée ci-avant.

3.8. Contenu de biomasse dans la couche colmatée (Bio)

La biomasse est la masse totale de matière vivante au sein d'une unité de sol. Elle a été mesurée par la méthode de fumigation extraction. Les échantillons sont incubés pendant 10 jours au chloroforme où les microorganismes sont tués par fumigation. Avant et après cette phase, la quantité d'azote fumigé dans le sol est évaluée.

La biomasse est estimée à partir de la quantité d'azote solubilisée durant la fumigation, par différence entre l'azote final présent dans l'échantillon fumigé (où les microorganismes sont morts) et la quantité d'azote initiale sur l'échantillon témoin. La quantité d'azote est mesurée et la quantité de carbone caractérisant la biomasse est obtenue à partir d'une relation en fonction de l'azote (Amato *et al.,* 1988).

Elle a été analysée sur 8 points représentatifs de la surface du bassin (*Cf.* paragraphe 2.1) et lors de 12 campagnes (*Cf.* paragraphe 2.3) selon la méthodologie indiquée ci-avant.

3.9. Conductivité hydraulique de la couche colmatée (*Ks*)

La conductivité hydraulique nous informe sur la capacité du sol à transmettre l'eau lorsqu'il est soumis à un gradient hydraulique.

Afin d'analyser la variabilité spatiale du colmatage et notamment celle du fond, la méthode a consisté à réaliser des mesures de conductivité hydraulique en différents points représentatifs des zones sollicitées du fond de l'ouvrage. Puis, nous avons analysé les variations spatiales et temporelles de *Ks*. Pour comparer la conductivité hydraulique sur des bases similaires, nous avons choisi la conductivité hydraulique à saturation, normalisée à 20°C.

La capacité locale d'infiltration *in situ* a été évaluée lors de 12 campagnes de mesure en 8 zones (*Cf.* Paragraphe 2.1).

La conductivité hydraulique à saturation a été estimée à l'aide de la méthode Beerkan interprétée par l'intermédiaire de l'algorithme BEST (« Beerkan Estimation of Soil Transfer» (Lassabatère *et al.,* 2006) (*Cf.* Annexe 5)

La méthode Beerkan permet d'évaluer la capacité d'infiltration du sol avec un simple anneau. Le principe de l'essai consiste très classiquement à infiltrer successivement des volumes d'eau

Cette thèse est accessible à l'adresse : http://theses.insa-lyon.fr/publication/2012ISAL0040/these.pdf
© [C. Gonzalez-Merchan], [2012], INSA de Lyon, tous droits réservés

dans un anneau simple cylindrique enfoncé de quelques millimètres dans le sol de manière hermétique (*i.e*. avec un joint à la bentonite humidifiée pour diminuer les effets de fuite latérale (*Cf.* Figure 4-7). Il s'agit ensuite de mesurer le temps nécessaire à l'infiltration de chacun des volumes versés dans l'anneau. Les volumes d'eau sont infiltrés à plusieurs reprises jusqu'à ce que le taux d'infiltration atteigne un régime permanent. Les mesures conjointes du temps et des volumes injectés vont permettre de déterminer les points expérimentaux qui décrivent un régime transitoire puis permanent de l'infiltration. Pour chaque zone analysée, l'expérience a été répétée trois fois. Ces répétitions sont suffisamment proches pour être représentatives de la zone étudiée, mais suffisamment éloignée entre elles pour que les trois mesures ne s'interfèrent pas.

Les diamètres des anneaux utilisés sont de 13.4 cm et 20 cm selon les points. Le choix du diamètre utilisé sur chaque point est relatif à la granulométrie de la couche de surface.

Enfin pour appliquer l'algorithme BEST, il est nécessaire de mesurer en outre la masse volumique apparente du sol, sa granulométrie, la teneur volumique en eau au début de l'essai et à saturation en fin d'essai.

Correction de Ks en fonction de la température

Pour que les résultats de la conductivité hydraulique à saturation puissent être comparables, les valeurs de la conductivité hydraulique à saturation ont été normées par la température de l'eau à 20°C.

En effet, la conductivité hydraulique à saturation dépend de la perméabilité intrinsèque du sol (k), de la masse volumique du fluide qui traverse le milieu (ρ_w) et à la viscosité dynamique de l'eau (η_w) :

$$K_s = k\frac{\rho_w}{\eta_w}g;\ \upsilon_w = \frac{\eta_w}{\rho_w};\quad \therefore\ K_s = \frac{kg}{\upsilon_w};$$ **Équation 4-4**

Où, g est l'accélération terrestre et υ_w est la viscosité cinématique qui dépend de la température de l'eau. L'évolution de la viscosité cinématique en fonction de la température (T) peut être approximée (pour des températures comprises entre 5°C et 40°C) par :

$$\upsilon_w(T) = (-0.0239T + 1.5171)x10^{-6}$$
$$R^2 = 0.96$$ **Équation 4-5**

La température de l'eau (T) a été mesurée au moment de chaque essai avec un anneau simple. Ainsi, toutes les conductivités hydrauliques à saturation sont normées à 20°C selon la relation suivante :

$$K_s[20°C] = \frac{K_s[T°C].\upsilon_w[T]}{\upsilon_w[20°C]}$$ **Équation 4-6**

Cette thèse est accessible à l'adresse : http://theses.insa-lyon.fr/publication/2012ISAL0040/these.pdf
© [C. Gonzalez-Merchan], [2012], INSA de Lyon, tous droits réservés

Où, *Ks*[20°C] est la conductivité hydraulique à saturation à 20°C ; *Ks*[T°C] est la conductivité hydraulique à saturation mesurée *in situ* à la température T°C ; υ_w[20°C] est la viscosité cinématique à 20°C égale à 1.005×10^{-6} m²/s et υ_w[T°C] est la viscosité cinématique à la température moyenne de l'eau lors de la mesure de *Ks*.

Figure 4-7. *Mesure de la capacité d'infiltration locale, à partir de l'estimation de Ks, avec l'anneau simple.*

Figure 4-8. *Anneau simple positionné au tour de la plante.*

3.10. Conductivité hydraulique d'une zone végétalisée

Le chapitre précèdent a mis en évidence le rôle bénéfique de la végétation sur l'évolution du colmatage global. Par conséquent, nous avons étudié la capacité d'infiltration locale de la surface avec et sans végétaux sur des points proches d'une même zone.

Notons que l'évaluation que nous avons cherché à faire est globale (zone Végétalisée / zone nue) et n'a pas pris en compte explicitement les mécanismes fins liés à la plante.

L'évaluation a été menée pour huit campagnes (16-sept.-09 ; 19-nov.-09 ; 18-mars-10 ; 22-mai-10 ; 19-juil.-10 ; 15-sept.-10 ; 8-oct.-10 ; 24-nov.-10 ; 17-janv.-11 ; 9-févr.-11 ; 4-avr.-11 ; 11-mai-11) et en 3 zones (2, 4 et 6) où la densité de la végétation est supérieure à 60 % selon Saulais (2011).

Cette thèse est accessible à l'adresse : http://theses.insa-lyon.fr/publication/2012ISAL0040/these.pdf
© [C. Gonzalez-Merchan], [2012], INSA de Lyon, tous droits réservés

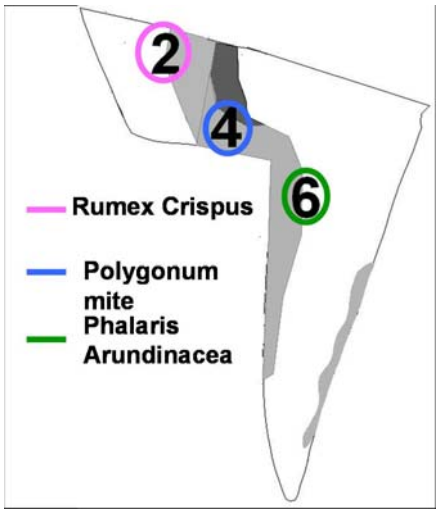


Figure 4-9. *Zones où la capacité d'infiltration des végétaux a été analysée*.

Les zones étudiées sont connues pour être très sollicitées et souvent en eau. Pour chacune des 3 zones étudiées, nous avons choisi de réaliser les mesures sur les plantes les plus représentatives des zones : *Rumex Crispus* sur la zone 2, *Polygonum Mite* sur la zone 4 et *Phalaris Arundinacea* sur la zone 6. La végétation a été identifiée par l'équipe IPE « Impact des polluants sur les écosystèmes » du laboratoire LEHNA. Les zones évaluées sont présentées sur la Figure 4-9, les caractéristiques des plantes sont données aux paragraphes suivants.

Les essais *in situ* ont été réalisés comme précédemment avec l'infiltromètre « simple anneau » qui est positionné autour de la plante comme illustré à la Figure 4-8. Le dépouillement des données a été fait selon la même méthode que précédemment.

3.10.1 Phalaris Arundinacea

La plante *Phalaris Arundinacea* (*PA*) est une plante invasive, cette espèce a colonisé principalement les zones humides de l'ouvrage.

La longueur maximale de la partie aérienne de la plante peut atteindre 170 ± 14 cm (Saulais, 2011). Le pic de croissance de l'espèce est généralement mesuré en juillet. La partie aérienne de la plante évolue de juin jusqu'à novembre. A la fin de l'automne, la plante présente un ralentissement de la croissance de la partie aérienne et des racines.

La plante *Phalaris Arundinacea* est présentée à la Figure 4-10. Elle est composée de rhizomes et se caractérise par la formation de Stolons ou tiges horizontales souterraines qui assurent la multiplication végétative. De ces stolons émergent de très fines racines. Elle est reconnue pour produire beaucoup de biomasse (Reinhardt-Adams *et al.,* 2005).

Cette thèse est accessible à l'adresse : http://theses.insa-lyon.fr/publication/2012ISAL0040/these.pdf
© [C. Gonzalez-Merchan], [2012], INSA de Lyon, tous droits réservés

Figure 4-10. *Plante Phalaris Arundinacea et détail de son système racinaire***.**

3.10.2 Polygonum Mite

La plante *Polygonum Mite* (*Cf.* Figure 4-11) est également une plante invasive commune des lieux humides (Meyer *et al.,* 2008). Sa partie aérienne peut atteindre 80 cm de haut.

Elles sont dotées de racine à pivots (*i.e.* pivotante). Elle est constituée d'une racine principale dans l'axe de la tige et de racines latérales. Ce système est très efficace pour résister au déracinement lié à la force du vent. Les racines se développent principalement dans les parties plutôt humides du sol. Le système racinaire est chevelu et ramifié (*Cf*. Figure 4-11 (b)).

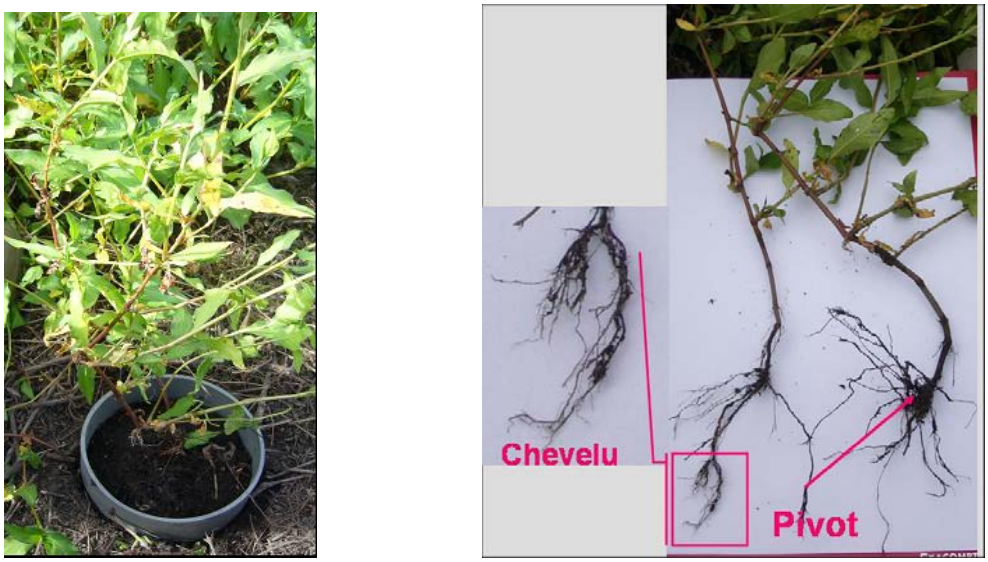


Figure 4-11. *Plante Polygonum Mite et détail de son système racinaire***.**

Cette thèse est accessible à l'adresse : http://theses.insa-lyon.fr/publication/2012ISAL0040/these.pdf
© [C. Gonzalez-Merchan], [2012], INSA de Lyon, tous droits réservés

Elles sont connues pour survivre aux conditions rigoureuses sous la forme de graines, toutes les parties végétatives étant détruites par la dessiccation due au gel ou à la sécheresse. Ces sont des plantes annuelles à cycle court et à développement rapide (Meyer *et al.,* 2008). Par conséquent, pendant les saisons d'hiver et d'automne nous n'avons pas pu évaluer la conductivité hydraulique à saturation sur ces plantes parce qu'elles n'étaient pas visibles.

3.10.3 Rumex Crispus

La Figure 4-12 présente La plante *Rumex Crispus* qui est encore une plante invasive typique des lieux humides.

Les racines sont denses en surface, la partie supérieure de la racine se caractérise par la présence d'un nœud (ou collet) (*i.e.* transition entre racine et la tige) où les sédiments peuvent s'accumuler facilement. La plante Rumex Crispus possède une tige robuste et dressée qui peut atteindre une hauteur de 100 cm. Elle est composée des racines en tubercule (Meyer *et al.,* 2008).

Figure 4-12. *Plante Rumex Crispus et détail de son système racinaire***.**

Cette thèse est accessible à l'adresse : http://theses.insa-lyon.fr/publication/2012ISAL0040/these.pdf
© [C. Gonzalez-Merchan], [2012], INSA de Lyon, tous droits réservés

Cette thèse est accessible à l'adresse : http://theses.insa-lyon.fr/publication/2012ISAL0040/these.pdf
© [C. Gonzalez-Merchan], [2012], INSA de Lyon, tous droits réservés

Chapitre 5: Résultats de la caractérisation de la couche colmatée

Ce chapitre a pour but de caractériser l'évolution du colmatage physico-chimique et/ou biologique du fond d'un ouvrage de grande taille. A partir de la méthodologie présentée précédemment, ce chapitre analyse les résultats obtenus *in situ* et au laboratoire.

Le Tableau 5-1 récapitule l'ensemble de campagnes réalisées et les paramètres évalués.

Les résultats de cette caractérisation permettent d'une part d'identifier les possibles paramètres qui peuvent jouer un rôle sur les variations du colmatage dans le temps et dans l'espace, d'autre part, d'étudier le rôle de la végétation spontanée sur la capacité d'infiltration de la surface de l'ouvrage.

Tableau 5-1. *Récapitulatif des essais réalisés*

Analyses réalisées	mai-08	sep.-09	nov.-09	mars-10	avr.-10	mai-10	juil.-10	sept.-10	oct.-10	nov.-10	janv.-11	févr.-11	avr.-11	mai-11
Teneur en eau (θ)		X	X	X		X	X	X	X	X	X	X	X	X
Epaisseur de la couche colmatée (e)	X				X									
Granulométrie		X	X	X		X	X	X	X	X	X	X	X	X
Eléments de traces métalliques	X				X									
Masse volumique apparente (ρ)							X					X		
Masse volumique des particules solides des sols (ρ)												X		
Matière organique (MO)		X	X	X		X	X	X	X	X	X	X	X	X
Contenu de biomasse (Bio)		X	X	X		X	X	X	X	X	X	X	X	X
Conductivité hydraulique à saturation surface nue (Ks)		X	X	X		X	X	X	X	X	X	X	X	X
Conductivité hydraulique à saturation surface végétalisée (Ks)							X	X	X	X	X	X	X	X

1. Caractéristiques bio-physico-chimiques

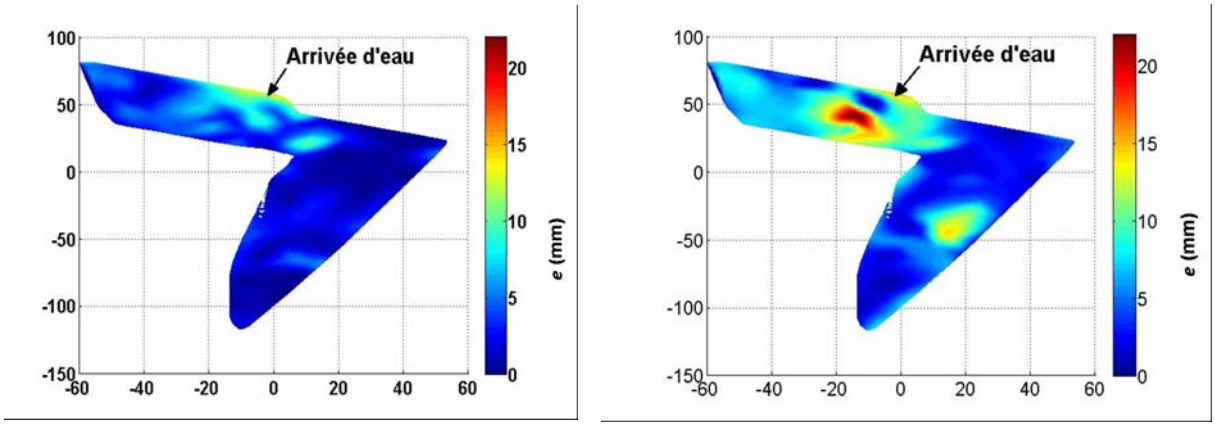
1.1. Épaisseur de la couche colmatée (*e*)

Des cartes de répartition spatiale des épaisseurs de la couche colmatée ont été faites afin de mettre en valeur les zones de plus forts dépôts (*Cf.* Figure 5-1).

Les mesures faites montrent que la couche de sédiments est plus épaisse dans les points bas du bassin ainsi que dans les zones situées en entrée de l'ouvrage et qui sont plus régulièrement sollicitées. Pour ces zones, les épaisseurs peuvent atteindre 14 cm en 2008 et 20 cm en 2010. La distribution des sédiments en surface est donc hétérogène et le dépôt des sédiments dépendent de la géométrie et des zones fréquemment sollicitées.

Si on considère l'épaisseur moyenne équivalente comme indicateur de la quantité de sédiments accumulés les considérations suivantes peuvent être faites.

Cette thèse est accessible à l'adresse : http://theses.insa-lyon.fr/publication/2012ISAL0040/these.pdf
© [C. Gonzalez-Merchan], [2012], INSA de Lyon, tous droits réservés



(a) *(b)*

Campagne Mai 2008 — Epaisseur moyenne de la couche colmatée : 31.5 ± 11 mm

Campagne Avril 2010 — Epaisseur moyenne de la couche colmatée : 59.3 ± 15.4 mm

Figure 5-1. *Distribution spatiale de l'épaisseur de la couche colmatée en surface. (a) mesures faites mai 2008. (b) mesures faites en avril 2010.*

L'épaisseur moyenne des sédiments mesurée en surface *e* correspond à 31.5 mm ± 11 mm en mai 2008 et est significativement différente de celle obtenue en avril 2010 (59.3 mm ± 15.4 mm). En considérant le dépôt uniforme des sédiments dans l'espace et dans le temps entre avril 2004 (bassin curé où l'épaisseur de la couche colmatée est supposée nulle) et avril 2010, nous obtenons une accumulation moyenne correspondant à 10 mm/an. Entre 2008 et 2010, l'épaisseur de la couche colmatée a augmenté de 27.8 mm en deux ans, soit de 14 mm/an. Il semblerait donc que les apports aient augmenté plus rapidement sur cette dernière période. Cela peut être expliqué en grande partie par une augmentation des masses de MES apportées à l'ouvrage.

Nous avons ensuite comparé cette épaisseur à l'épaisseur équivalente issue des sédiments (MES) apportés par les eaux (*Cf*. Chapitre 3: 1.2.1) pour la période allant du décolmatage en avril 2004 jusqu'en avril 2010. La masse des sédiments apportés pendant cette période de 7 ans correspond à 140 t ± 32 t. En considérant une masse volumique apparente de 0.688 t/m^3 ± 0.019 t/m^3 , une porosité de 0.62 m^3/m^3 ± 0.04 m^3/m^3 correspondant aux mesures de terrain ainsi qu'une distribution homogène sur les 8 000 m² de surface de l'ouvrage, l'épaisseur de la couche de dépôt (E_e) représente environ 41 mm ± 9 mm (soit 7 mm/an ± 1.5 mm/an). Entre 2008 et 2010, cette épaisseur est de 8.5 mm/an ± 1.9 mm/an.

1.1.1 Comparaison de l'épaisseur de la couche colmatée mesurée in situ (e) et celle estimée à partir des apports de MES (E_e)

L'objectif de cette partie est de comparer l'épaisseur de la couche colmatée estimée à partir des apports de MES et l'épaisseur de la couche colmatée mesurée *in situ*.

En théorie si le colmatage est uniquement physique et apporté par l'eau, l'épaisseur de la couche colmatée mesurée et estimée doivent être les mêmes. Cependant, les résultats précédents laissent penser que les apports des masses de MES ne sont pas les seuls à jouer un rôle sur l'épaisseur de la couche colmatée. En effet, la couche colmatée où l'horizon de surface

Cette thèse est accessible à l'adresse : http://theses.insa-lyon.fr/publication/2012ISAL0040/these.pdf
© [C. Gonzalez-Merchan], [2012], INSA de Lyon, tous droits réservés

constitue un microcosme soumis aux activités biologiques ou autres (dépôts atmosphériques, particules apportées par le vent, croissance et produits de dégradation de la végétation, production d'exsudats par les racines des plantes, biofilm minéralisé, érosion des berges…).

Ainsi, l'épaisseur de la couche colmatée peut s'exprimer comme suit :

$$e = E_e + E_{fac}$$ **Équation 5-1**

Avec, e : épaisseur de la couche colmatée mesurée *in situ* ; E_e : épaisseur de la couche colmatée estimée à partir des apports à l'ouvrage des masses de MES; E_{fac} : épaisseur de la couche colmatée résultant des facteurs autres que les apports de MES.

Les résultats montrent que :

- après le décolmatage de l'ouvrage et jusqu'en 2008, E_{fac} vaut 27 % de l'épaisseur de la couche colmatée,
- après le décolmatage et jusqu'en 2010, cette épaisseur correspond à 30 %,
- entre 2008 et 2010, 38 % de l'épaisseur de la couche colmatée correspond à ces facteurs autres.

Rappelons qu'après 2008, le bassin s'est végétalisé et comme nous le verrons ultérieurement a contribué à modifier l'aspect du sol (sol plus tourbeux à certains endroits). L'accroissement de la végétation a dû probablement être un facteur important par rapport aux autres sources.

Nous avons par ailleurs fait la même analyse sur le compartiment amont (bassin de rétention/décantation) pour voir si les apports autres que ceux liés aux MES étaient du même ordre de grandeur. En considérant que le bassin de rétention a été curé début 2006, les masses de MES estimées entre 2006 et 2010 correspondent à 299 t à l'entrée et 122 t en sortie. Les masses de MES retenues sur le bassin de rétention correspondent à 177 t soit 60 % des masses de MES totales. La masse volumique apparente moyenne des sédiments a été mesurée et est prise égale à 0.736 t/m^3 avec une porosité de 0.72 m^3/m^3. L'épaisseur des sédiments correspondant aux apports de MES est donc de 29 mm (Sebastian *et al.,* 2011).

Le volume total de sédiments à la surface du bassin de rétention a été évalué par ailleurs par mesure directe et correspond à 401 m^3. En considérant la surface égale à 11 000 m², l'épaisseur de sédiment moyenne totale mesurée correspond à 36 mm.

On constate là encore une différence (approximativement 20 % pour les autres sources) qui n'est pas si éloignée de celle obtenue dans le compartiment d'infiltration. Cependant la différence est moindre, le bassin de rétention / décantation ayant été un peu moins colonisé par la végétation que le compartiment d'infiltration. Cela peut peut-être expliquer l'écart entre les deux compartiments.

Il ressort que l'épaisseur moyenne de sédiments formant la couche colmatée est due à 70% environ aux apports liés à l'eau et 30 % d'autres facteurs qu'il est difficile d'identifier avec nos mesures mais qui pourraient provenir de l'activité biologique.

Cette thèse est accessible à l'adresse : http://theses.insa-lyon.fr/publication/2012ISAL0040/these.pdf
© [C. Gonzalez-Merchan], [2012], INSA de Lyon, tous droits réservés

1.2. Analyse granulométrique

La Figure 5-3 présente les courbes granulométriques cumulées pour la fraction inférieure à 2 mm. Les valeurs moyennes du D50 avec leur écart type pour l'ensemble des 8 zones sont présentées sur la Figure 5-2. Le Tableau 5-2 donne les valeurs moyennes D10, D50 et D90 obtenues pour chaque point étudié avec leur coefficient de variation.

Les variations temporelles pour chaque point analysé sont plutôt homogènes (le coefficient de variation temporel du diamètre médian variant entre 11 % et 28 % selon les zones). Les zones 8 et 3 sont celles qui présentent la plus forte variation au cours du temps. Sur la zone 8, les campagnes de novembre 2010 et février 2011 présentent des diamètres D50 plus faibles. Pendant ces mêmes campagnes, les teneurs en eau obtenues sont également plus élevées en ces points (31 % et 26 %) que les valeurs moyennes de l'ensemble des campagnes (15 %).

Ces points correspondent aux zones les moins sollicitées et qui laissaient apparaître au départ le sol sous-jacent. Il semblerait donc que ces zones peu sollicitées commencent à l'être plus fréquemment, ce qui apporte logiquement des particules plus fines d'où une baisse des D50 et une augmentation de la teneur en eau sur une période récente.

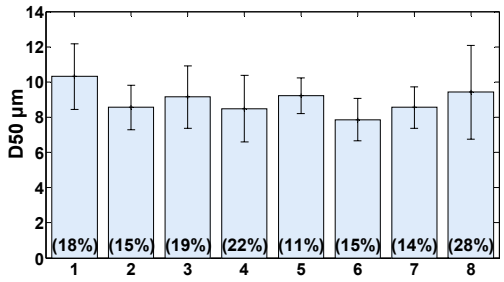


Figure 5-2. *Diagramme en bâtons donnant les valeurs moyennes de D50 avec les coefficients de variation temporelle CVT (% entre parenthèses).*

zone	D10 (µm).	D50 (µm).	D90 (µm).
1	2.3 (18%)	10.3 (18%)	32.3 (53%)
2	2 (20%)	8.5 (15%)	26.8 (22%)
3	2 (16%)	9.2 (19%)	30.9 (32%)
4	1.9 (19%)	8.4 (22%)	27.9 (40%)
5	2.1 (14%)	9.2 (11%)	34.6 (51%)
6	1.8 (11%)	7.9 (15%)	27.7 (36%)
7	2.1 (21%)	8.7 (14%)	31.1 (55%)
8	2 (18%)	9.4 (28%)	53.2 (93%)

Tableau 5-2. *Valeurs moyennes de D10, D50 et D90 et leur coefficient de variation temporelle CVT (% entre parenthèses).*

La Figure 5-4 présente les valeurs moyennes de la taille de particules D50 pour l'ensemble des 12 campagnes réalisées. Le Tableau 5-3 indique les valeurs moyennes D10, D50 et D90 obtenues pour chaque campagne pour l'ensemble des points étudiés avec leur coefficient de variation. Pour le diamètre médian, les variations spatiales varient entre 9 % et 22 % selon les dates.

Les diamètres des particules obtenus pour chaque point sont très similaires. Cependant, les valeurs moyennes les plus faibles ont été obtenues de manière non surprenante dans les zones fréquemment sollicitées (*i.e.* 4 et 6). Des valeurs D50 inférieures à 6 µm ont été mesurées en octobre 2010 où, le temps sec antérieur était de 4 jours et la dernière hauteur d'eau précipitée de 10.5 mm (la plus élevée de la période d'observation). Or Siriwardene *et al.,* 2007 ont montré que les particules avec un diamètre D50 inférieur à 6 µm sont les principales responsables du colmatage physique dans les ouvrages d'infiltration d'eaux pluviales de type

Cette thèse est accessible à l'adresse : http://theses.insa-lyon.fr/publication/2012ISAL0040/these.pdf
© [C. Gonzalez-Merchan], [2012], INSA de Lyon, tous droits réservés

biofiltres. La finesse en taille de ces apports n'est pas explicable avec les données dont on dispose. Est-ce que le bassin de décantation a bien joué son rôle pour cette pluie importante, ne renvoyant que les particules les plus fines ? Est-ce que les particules issues du ruissellement étaient déjà plus fines ?

Les recherches précédentes (Jacopin, 1999 ; Dechesne, 2002 ; Durand, 2003 et Petavy, 2007) ont présenté des D50 qui variaient de 20 à 40 µm, et des pourcentages des particules inférieures à 100 µm de 74 à 89%. La granulométrie est sur notre campagne plutôt plus fine. Elle peut être interprétée de plusieurs façons. Les recherches antérieures citées ont considéré des profondeurs entre 5 et 10 cm alors que nous avons analysé la couche très superficielle (< 5 cm), il y a alors peut-être une ségrégation qui s'opère entre particules plus grossières en dessous et plus fines en surface. Il y a peut-être aussi les conditions d'analyse granulométrie qui n'ont pas été menées de la même manière ; nous avons vu par exemple que l'ultrasonage était important. Enfin cela peut-être lié aux apports eux-mêmes, aux points d'échantillonnage et aux sites choisis.

En tout état de cause la couche colmatée présente une granulométrie comportant principalement des particules fines voire très fines. Cela est corroboré par la classification de cette couche comme nous allons le voir.

Cette thèse est accessible à l'adresse : http://theses.insa-lyon.fr/publication/2012ISAL0040/these.pdf
© [C. Gonzalez-Merchan], [2012], INSA de Lyon, tous droits réservés

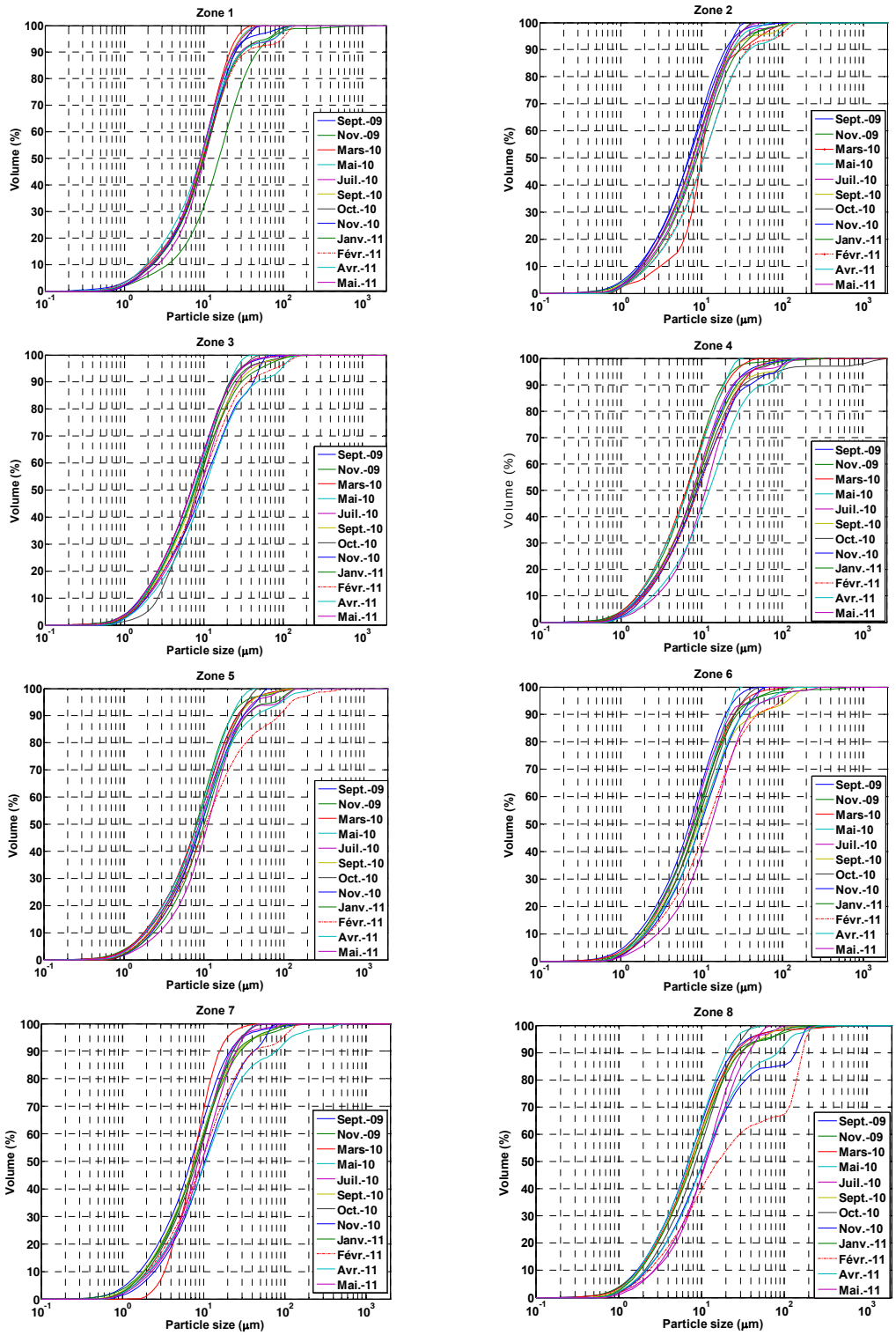


Figure 5-3. *Distributions moyennes cumulées pour chaque point et chaque campagne.*

Cette thèse est accessible à l'adresse : http://theses.insa-lyon.fr/publication/2012ISAL0040/these.pdf
© [C. Gonzalez-Merchan], [2012], INSA de Lyon, tous droits réservés

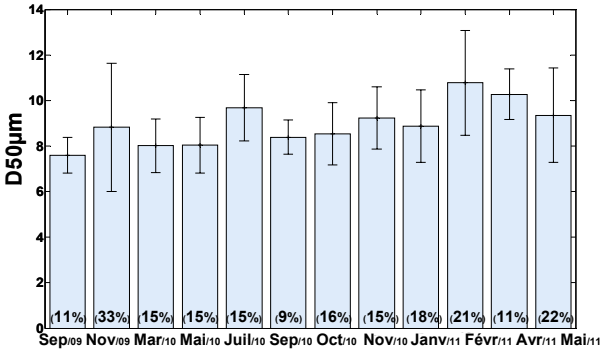


Figure 5-4. *(a) les diagrammes en bâtons présentent les valeurs moyennes de la taille des particules D50 avec les coefficients de variation spatiale CVS (% entre parenthèses), pour chaque campagne.*

Campagnes	D10 (µm).	D50 (µm).	D90 (µm).
sept-09	1.7 (10%)	7.6 (11%)	22.8 (11%)
nov-09	1.8 (31%)	8.8 (33%)	26.9 (32%)
mars-10	2.1 (33%)	8.1 (15%)	23.5 (20%)
mai-10	1.8 (8%)	8.0 (15%)	23.8 (19%)
juil-10	2.5 (17%)	9.6 (15%)	27.5 (14%)
sept-10	1.9 (9%)	8.3 (9%)	29.6 (27%)
oct-10	2.1 (7%)	8.5 (16%)	23.1 (23%)
nov-10	2.0 (13%)	9.2 (15%)	43.9 (88%)
janv-11	1.7 (14%)	8.8 (18%)	36.8 (52%)
févr-11	2.9 (8%)	10.7 (21%)	60.2 (77%)
avr-11	2.8 (9%)	10.2 (11%)	52.1 (40%)
mai-11	2.14 (21%)	9.4 (22%)	28.6 (25%)

Tableau 5-3. *Valeurs moyennes D10, D50 et D90 et leur coefficient de variation spatiale CVS (% entre parenthèses).*

1.2.1 Classification des sols fins qui constituent la couche colmatée

Les différents prélèvements ont été positionnés sur le triangle de textures minérales (*Cf.* Figure 5-5), d'après USDA (1975). La classification permet d'estimer les proportions d'argile, de silt et de sable et d'affecter les échantillons à des catégories regroupant les sols de caractéristiques granulométriques voisines.

Les résultats montrent que le sol analysé se compose principalement de silts sur toute la surface de l'ouvrage (*Cf.* Figure 5-5), sauf aux points 3 et 8 où les sols sont de type limon silteux mais très proches des caractéristiques des silts (*Cf*. Figure 5-5).

Zones	< 2µm	2-50µm	>50µm	Texture
P1	9%	85%	6%	Silt
P2	12%	85%	3%	Silt
P3	13%	84%	3%	Limon Silteux
P4	12%	81%	7%	Silt
P5	11%	84%	5%	Silt
P6	10%	86%	4%	Silt
P7	10%	86%	4%	Silt
P8	11%	80%	8%	Limon Silteux

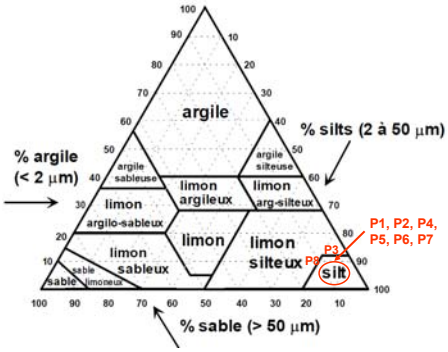


Figure 5-5. *Classification des sols fins qui constituent la couche colmatée. Triangle de textures (à droite).*

Dans l'ouvrage, le sol sous-jacent est caractérisé par de graviers sableux majoritairement, ainsi qu'une granulométrie sableuse et de graviers sans matrice sableuse ou fine (Goutaland, 2008). Par conséquent, ces couches de graviers sous-jacentes correspondent à un régime d'écoulement élevé.

Cette thèse est accessible à l'adresse : http://theses.insa-lyon.fr/publication/2012ISAL0040/these.pdf
© [C. Gonzalez-Merchan], [2012], INSA de Lyon, tous droits réservés

L'analyse montre que la surface est assez homogène en termes de texture minérale. Le type de matériau rencontré est de type silt où la classe granulométrique dominante varie entre 2-50 µm. Celle-ci est très différente du fluvioglaciaire sous-jacent.

Le contenu des sols silts dans les sédiments peut être expliqué par la nature des Rejets Urbains par Temps Pluies (RUTP) qui transportent les polluants contenus dans les eaux de pluie. Le ruissellement est lié aux phénomènes d'érosion et d'entraînement des particules déposées auparavant en temps sec sur les surfaces urbaines (Chocat *et al.,* 2007). Par conséquent, les sols silts sont facilement transportés en suspension dans les eaux de ruissellement (Badin, 2009 ; Winiarski *et al.,* 2006). Ceci justifie le haut contenu des silts dans les sols étudiés.

Winiarski *et al.,* (1999) ont montré qu'entre les différentes zones de l'ouvrage étudié, les pourcentages de sols silts varient entre 20 et 30 % pour les premiers 50 cm. Pour la zone la plus éloignée de la zone plus sollicitée, le pourcentage des silts était de 20 %. L'étude met en évidence que les premiers 5 cm de la surface de l'ouvrage sont effectivement très riches en silts. Néanmoins, sur les zones moins sollicitées (P3 et P8), le contenu de ce type de sol est légèrement moins important. Ceci corrobore les résultats précédents. Par ailleurs, nous avons observé qu'au cours du temps la variation de la texture est très légère.

En effet, les dépôts des silts peuvent contribuer au développement de biofilm et au colmatage dans l'ouvrage (Winiarski *et al.,* 2006), et donc le colmatage biologique. Par conséquent, cette classification nous permet d'observer que les conditions pour que colmatage biologique et physique interagissent au sein de l'horizon de surface sont bien réunies.

1.3. Masse volumique apparente, des particules solides des sols et porosité des sédiments

Le Tableau 5-4 présente les résultats de la masse volumique apparente des sédiments, la masse volumique des particules solides du sédiment et la porosité avec leurs incertitudes. En considérant le type de sol, l'horizon de surface de l'ouvrage montre une hétérogénéité importante. Les parties fréquemment sollicitées (*points 2, 4, 6*) présentent un type de sol tourbeux avec une porosité élevée (0.72-0.43 m^3/ m^3), une épaisseur de la couche colmatée comprise entre 7.5 cm et 14 cm et une masse volumique comprise entre 630 et 765 kg/ m^3. Les sols tourbeux peuvent se colmater plus facilement et plus vite que les sols granulaires (Soleimani *et al.,* 2009).

Notons enfin que ces zones sont également les plus végétalisées (Saulais, 2011). L'aspect « tourbeux » des horizons de surface est sans doute lié non seulement, aux apports de sédiments par temps de pluie et par temps sec provenant du bassin de rétention situé à l'amont, mais également à la dégradation des végétaux comme l'avons déjà évoqué lors de l'analyse des épaisseurs.

Les points 1, 3, 5, 7 et 8 présentent une masse volumique apparente plus élevée entre 1 778 Kg/ m^3 et 2 250 Kg/ m^3. Pour ces zones, les sédiments prélevés sont en couches plus fines (entre 1 et 3 cm) et peuvent être mélangés plus facilement au substrat fluvio-glaciaire justifiant une masse volumique apparente plus élevée.

Pour ces points, la porosité est également plus faible et significativement différente comparée aux autres zones en surface de l'ouvrage (test Wilcoxon, *p-value* = 0.0002).

Cette thèse est accessible à l'adresse : http://theses.insa-lyon.fr/publication/2012ISAL0040/these.pdf
© [C. Gonzalez-Merchan], [2012], INSA de Lyon, tous droits réservés

Tableau 5-4. *Valeurs moyennes de ρ_d : masse volumique apparente des sédiments ; ρ_s : masse volumique des particules solides du sédiment ; ε : porosité ; e : épaisseur de la couche colmatée ; Ks : conductivité hydraulique à saturation.*

Zones	*Ks* x10^{-5} (m/s)	ρ_d (Kg/m^3)	ρ_s (Kg/m^3)	ε (m^3/m^3)	*e* (cm)	Texture minérale de l'horizon de surface	Type de sol*
1	4.6 ± 1.5 (76%)	1 998 ±124	2 618 ± 2	0.24 ± 0.01	2.5 ±0.05	Silt	Minéral
2	3.9 ± 0.1 (53%)	669 ±53	2 349 ± 13	0.72 ± 0.03	14 ±0.01	Silt	Tourbeux
3	5.1 ± 1.3 (53%)	1 778 ± 109	2 533 ± 25	0.30 ± 0.02	3 ±0.04	Limon silteux	Minéral
4	2.1 ± 1.6 (42%)	630 ± 38	2 335 ± 2	0.73 ± 0.04	14.5 ±0.02	Silt	Tourbeux
5	3.9 ± 1.2 (37%)	2 100 ± 99	2 667 ± 11	0.21 ± 0.01	2 ±0.04	Silt	Minéral
6	2.3±0.79 (55%)	765 ± 23	2 400 ± 33	0.43 ± 0.04	7.5 ±0.01	Silt	Tourbeux
7	4.6± 1.4 (60%)	2 140 ± 99	2 638 ± 3	0.19 ± 0.01	1.5 ±0.04	Silt	Mineral
8	6.4 ±1.4 (46%)	2 250 ± 85	2 720 ± 3	0.17 ± 0.01	1 ±0.03	Limon silteux	Minéral

**Type de sol défini par rapport à la densité (Musy et Soutter, 1991)*

1.4. Masses des polluants cumulées au fond de l'ouvrage

Nous avons essayé de caractériser l'évolution des concentrations en ETM à la surface du bassin d'infiltration de manière à examiner qualitativement la relation avec le colmatage. Pour cela nous avons poursuivi les travaux initiés par Le Coustumer (2008) entre 2005 et 2007. On trouvera à l'annexe 7 l'ensemble des concentrations sur l'ensemble du fond du bassin pour les campagnes de 2005 à 2011 réalisés par spectrométrie de terrain selon le protocole présenté au chapitre précédent en 100 points (aux 8 points seulement en 2011). On trouvera également la cartographie spatialisée des concentrations de 2005 à 2010.

Le Tableau 5-5 et la Figure 5-6 présentent les masses d'ETM accumulées au cours du temps.

La cartographie des concentrations laisse apparaître qu'il n'y a pas d'augmentation des concentrations maximales au cours du temps mais une augmentation des concentrations minimales, moyennes et médianes. Il y a effectivement un effet net d'étalement des concentrations au fond du bassin. En 2005, les concentrations les plus élevées se trouvaient en entrée, sur le chenal le plus sollicité du bassin et pour des raisons historiques dans le coin nord ouest (partie ancienne). En 2010, les concentrations s'homogénéisent à la surface du bassin.

On constate donc que la pollution en ETM se développe selon le même processus que le colmatage (*i.e.* les concentrations de polluants sont plus importantes sur les zones les plus colmatées où les *Ks* peuvent être « faibles »), ce qui est cohérent avec les connaissances actuelles. Les particules fines fixent une bonne partie des ETM qui logiquement se déposent et forment la couche colmatée.

Cette thèse est accessible à l'adresse : http://theses.insa-lyon.fr/publication/2012ISAL0040/these.pdf
© [C. Gonzalez-Merchan], [2012], INSA de Lyon, tous droits réservés

Notons en passant qu'il n'en va pas de même pour la répartition du Diuron et ses produits de dégradation mise en évidence par Herbreteau (2008) sur ce même bassin (*Cf.* répartition annexe 7). Les concentrations sont en effet présentes plutôt sur les bords du bassin plutôt que dans les zones les plus sollicités. Le Diuron est majoritairement connu pour être sous forme dissoute. Il ne semble pas apporté par les eaux (il serait alors présent dans les zones le plus souvent en eau) Résulte t-il des apports atmosphériques (pourquoi alors sur les bords seulement ?) ou résulte t-il de produit de désherbage des berges ?

Tableau 5-5. *Masse d'ETM accumulés en fonction du temps et incertitudes associées.*

Masses M (*u*(M)) (Kg)					
	2005*	**2006***	**2007***	**2008**	**2010**
Plomb	13 (5.5)	40 (16.5)	53 (23)	50 (20.5)	48(24.19)
Zinc	178 (75)	225 (95.5)	290 (120)	338 (142.5)	374(157)
Cuivre	23 (9.5)	36 (14.5)	48 (20)	58 (23.5)	60(32.4)

** Masses évaluées par Le Coustumer (2008).*

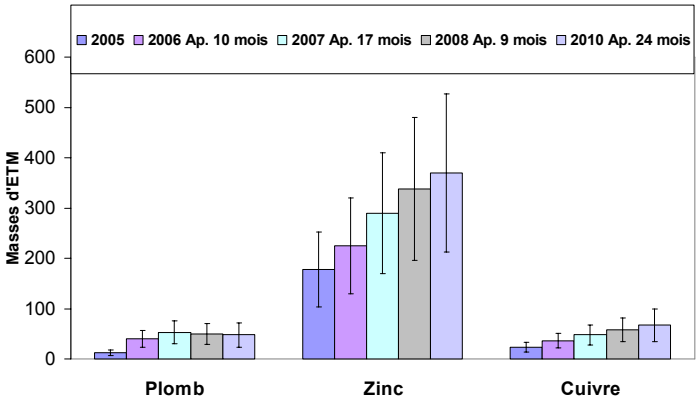


Figure 5-6. *Masses d'ETM accumulées en fonction du temps et incertitudes associées.*

Par ailleurs, on constate que l'accumulation des masses de métaux est significative au cours du temps, elle a été multipliée par 2.6 pour le Cuivre, par 3.8 pour le Plomb et par 2 pour le Zinc entre 2005 et 2010 (60 mois de différence entre la première et la dernière mesure). Compte tenu des incertitudes, il est difficile de comparer finement les valeurs d'une année à l'autre mais sûrement entre le début et la fin des observations.

On peut constater que le contenu en Pb semble se stabiliser sans que l'on puisse véritablement apporter de réponse claire à ce fait. On pourrait penser à une migration du plomb plus en profondeur, cependant compte tenu de la forte fixation du plomb sur les particules, cela parait peu probable. De plus des analyses sur des couches plus profondes sur la période ne montrent pas de migration. On pourrait penser aussi que la végétation qui s'est développée fin 2006 puisse avoir un rôle sur l'extraction du plomb ; plusieurs recherches ayant montré que les végétaux peuvent permettre d'extraire des polluants du sol par les racines. Cependant des travaux récents de Muriel Saulais (2011) réalisés sur le même ouvrage, ont montré que l'efficacité d'extraction des métaux par les végétaux eux-mêmes n'était pas majeure et représentait moins de 5% du piégeage (pour Zn, Cu et Cd parties aériennes et racinaires confondues). Peut-être alors que les moyens de prélèvement du sol ont été

Cette thèse est accessible à l'adresse : http://theses.insa-lyon.fr/publication/2012ISAL0040/these.pdf
© [C. Gonzalez-Merchan], [2012], INSA de Lyon, tous droits réservés

complexifiés par la présence des plantes et que le sol autour des végétaux, qui semble quant à lui bien accumuler et piéger les métaux (Saulais, 2011), n'a pas été correctement prélevé (pourquoi alors que pour le plomb ?). Ou bien est-ce le signe que le plomb qui est très fixé aux matières en suspension a bénéficié d'une décantation plus efficace en amont couplé à des concentrations plus faibles en sortie de bassin versant.

1.5. Matière organique

La Figure 5-7 et Figure 5-8 montrent les résultats obtenus à partir des essais sur les 8 points représentatifs de la surface de l'ouvrage (*Cf*. Chapitre 4: 2.1) et pour les 12 campagnes de mesure (*Cf*. Tableau 5-1). L'ensemble des résultats détaillés est présenté en annexe 9.

Le propos de cette analyse est d'identifier la distribution de la matière organique au sein de l'ouvrage et son évolution au cours de temps. La Figure 5-7 présente la distribution de la matière organique obtenue pour chaque campagne avec les coefficients de variation spatiale CVS. La Figure 5-8 montre la distribution du contenu de matière organique pour chaque zone évaluée avec les coefficients de variation temporelle CVT.

1.5.1 Analyse temporelle de la matière organique

La Figure 5-8 signale une variation dans le temps pour chaque point évalué. Les CVT varient entre 17 % et 31 % avec une moyenne de 25 %. Les résultats montrent une évolution significative (test Kruskal-Wallis, *p-value* = 0.0048) sur une période de 20 mois. En comparant les valeurs obtenues lors des trois premières campagnes (sep.-2009, nov.-2009, mars.-2010) et les valeurs obtenues lors des trois dernières campagnes (fev.-2011, avril-2011, mai-2011), le contenu de matière organique a montré une croissance (test Wilcoxon, *p-value* = 0.0091) d'environ 1.3 fois la valeur initiale.

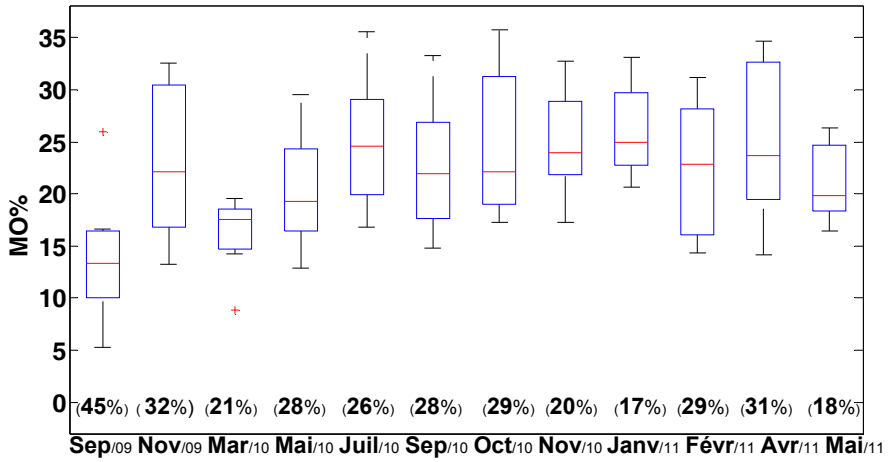


Figure 5-7. *Boîte à moustache représentant la distribution du contenu de la biomasse pour chaque campagne avec les coefficients de variation spatiale CVS (% entre parenthèses).*

Cette thèse est accessible à l'adresse : http://theses.insa-lyon.fr/publication/2012ISAL0040/these.pdf
© [C. Gonzalez-Merchan], [2012], INSA de Lyon, tous droits réservés

En 2002, sur le même bassin rénové (curage de la surface de l'ouvrage), le contenu de MO sur les premiers 50 cm de profondeur était de 8 % (Barraud *et al.,* 2002 ; Bedell *et al.,* 2001). L'étude montrait également une décroissance avec la profondeur.

Une croissance moyenne de la matière organique a été observée par Badin, (2009), sur l'ouvrage étudié. Le contenu de matière organique de l'horizon de surface a augmenté de 10 % à 14 % entre mai 2006 et décembre 2007.

Cette étude a montré des valeurs très élevées qui atteignent 36 % sur les zones les plus sollicitées. Le contenu élevé en matière organique peut être comparé à d'autres bassins d'infiltration Durand *et al.* (2005) et Clozel *et al.* (2006). Ces valeurs s'expliquent par l'accumulation des particules fines en surface qui peuvent réagir avec les apports de matière organique. Là encore la présence de plantes en surface contribue aussi à l'augmentation de la matière organique (Saulais *et al.,* 2010). En effet, les végétaux évoluent suivant le cycle naturel de la plante, dans le temps, au rythme des saisons. Ils présentent une alternance de périodes de croissance et de repos. Leur évolution peut donc présenter plusieurs caractéristiques au cours du temps. Par exemple, à la fin de l'été et afin d'être protégées pendant l'hiver, les plantes se fortifient. Les feuilles des plantes jaunissent et tombent (Meyer *et al.,* 2008). Par conséquent, la présence des feuilles en surface de l'ouvrage peut contribuer à une croissance de la matière organique dans l'horizon de surface de l'ouvrage.

Par ailleurs, sur un bassin routier, Cannavo *et al.* (2010) ont montré une croissance de la matière organique de 6-15 % après la croissance d'une végétation avérée.

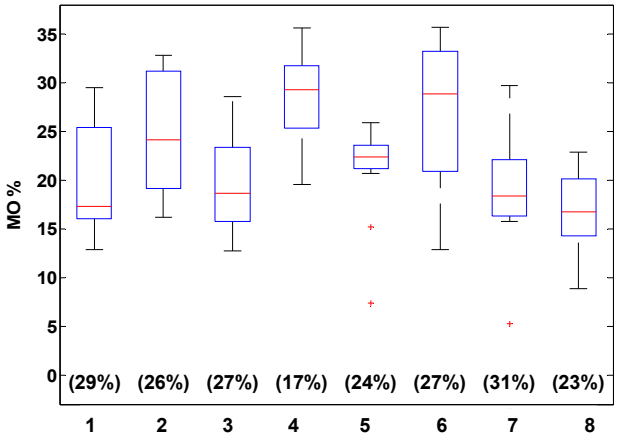


Figure 5-8. *Boîte à moustache, représentant la distribution de la matière organique (MO) pour chaque point et les coefficients de variation temporelle CVT (% entre parenthèses).*

1.5.2 Analyse spatiale de la matière organique

La matière organique montre une variabilité spatiale avec des coefficients de variation CVS qui varient de 17 % à 45 %. La distribution de la matière organique en surface est significativement différente d'une zone à l'autre (test Kruskal-Wallis, *p-value* = 0.0005). Les zones 2, 4, et 6

Cette thèse est accessible à l'adresse : http://theses.insa-lyon.fr/publication/2012ISAL0040/these.pdf
© [C. Gonzalez-Merchan], [2012], INSA de Lyon, tous droits réservés

présentent les valeurs plus élevées de matière organique (*Cf*. Figure 5-8). Les valeurs peuvent atteindre 36 % pendant le mois d'été sur le point 4. L'épaisseur de la couche colmatée sur ces zones varie entre 5 cm et 20 cm et la masse volumique apparente y est très faible. Des recherches faites sur un bassin de rétention – infiltration routier ont montré que les zones les plus colmatées peuvent atteindre des valeurs comprises entre 22 %-32 % (Cannavo *et al.,* 2010).

1.6. Contenu de biomasse

Les Figure 5-9 et Figure 5-10 montrent les résultats obtenus à partir de ces essais sur les 8 points représentatifs de la surface de l'ouvrage (*Cf*. Chapitre 4: 2.1) et pour les 12 campagnes de mesure (*Cf.* Tableau 5-1). L'ensemble des résultats détaillés est présenté à l'annexe 10.

La Figure 5-9 montre la distribution du contenu de la biomasse obtenue pour chaque campagne sur l'ensemble des zones avec leur coefficient de variation spatiale CVS. La Figure 5-10 montre la distribution du contenu de la biomasse pour chaque point évalué sur l'ensemble des campagnes, avec les coefficients de variation temporelle CVT correspondants.

1.6.1 Analyse temporelle du contenu de la biomasse

Pour comprendre l'évolution du contenu de la biomasse, nous avons évalué les variations au cours du temps de chaque point étudié. Les résultats obtenus semblent montrer une grande hétérogénéité entre campagnes (*Cf*. Figure 5-9). En comparant les valeurs moyennes obtenues pour chaque campagne avec le test de Kruskal-Wallis, la variation dans le temps est significative (*p-value* = 0.0006). Cette étude confirme également la variation du contenu de la biomasse dans le temps, avec des coefficients de variation CVT variant de 33 % à 73 % (avec une moyenne de l'ordre de 51 % - *Cf*. Figure 5-10).

Des études antérieures menées sur notre site d'étude ont également montré des fluctuations importantes du contenu de la biomasse dans le temps (Badin *et al.,* 2011).

Les résultats montrent que les contenus de la biomasse sont plus élevés en moyenne pour les mois de mars 2010 et mai 2010, (de l'ordre de 3 921 µC/g-MS), et plus faible pour la période de juillet 2010, (de l'ordre de 1 145 µC/g-MS) ; ces résultats sont similaires à ceux obtenus par Badin *et al.* (2011) sur le même site en 2006-2007.

En effet, les conditions de croissance de l'activité biologique dans l'horizon de surface sont plus favorables pendant les périodes de printemps. D'une part, la croissance de la végétation est plus propice pendant cette période, à cause du métabolisme propre des plantes. D'autre part la température de l'air et l'accroissement de la luminosité pendant la journée permettent de créer des conditions favorables pour la croissance des algues, biofilms et invertébrés (*e.g.* vers de terre). Pendant la saison d'été, il est probable que les hautes températures puissent engendrer la modification du microcosme dans l'horizon de surface. Par conséquent, l'activité biologique peut diminuer.

Cette thèse est accessible à l'adresse : http://theses.insa-lyon.fr/publication/2012ISAL0040/these.pdf
© [C. Gonzalez-Merchan], [2012], INSA de Lyon, tous droits réservés

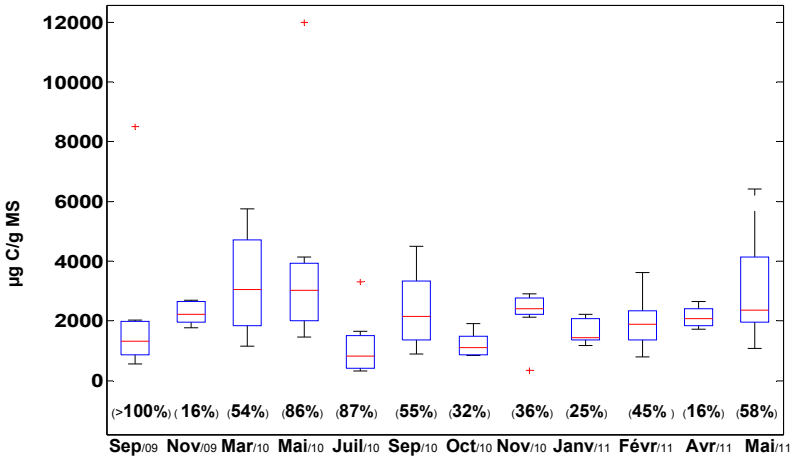


Figure 5-9. *Boîte à moustache, représentant la distribution du contenu de la biomasse pour les campagnes réalisées et les coefficients de variation spatiale CVS (% entre parenthèses).*

1.6.2 Analyse spatiale du contenu de la biomasse

La Figure 5-10, présente les distributions spatiales du contenu de la biomasse obtenue pour chaque zone. La zone qui présente la valeur la plus élevée, se trouve au point 6 (*Cf*. Figure 5-10) dans la partie basse du bassin, en termes de topographie (zone très sollicitée) et avec une épaisseur de couche colmatée supérieure à 5 cm. Cette zone présente des valeurs moyennes de l'ordre 4 422 µC/g-MS et des valeurs médianes de 2 990 µC/g-MS. La valeur maximale est observée également pour ce point et est élevée (11 990 µC/g-MS).

Sur ce type de couche tourbeuse, Chen *et al.* (2005) ont montré que le contenu de biomasse pouvait atteindre des valeurs élevées en présence d'un contenu important en matière organique. En considérant que cette zone est souvent sollicitée, elle peut être plus soumise à l'activité biologique grâce aux variations de temps sec et temps humide qui créent des conditions favorables pour l'activité biologique au sein de l'horizon de surface, si les périodes de sécheresse ne sont pas très espacées. Des études précédentes ont également montré que le contenu de la biomasse est lié à la teneur en eau du sol, puisque l'humidité crée des conditions aérobies propices pour le développement de microorganismes. (Schimel *et al.,* 1999 ; Pesaro *et al.,* 2004 ; Miller *et al.,* 2005 ; Badin*,* 2009).

Les résultats montrent aussi une hétérogénéité spatiale importante. En comparant les valeurs moyennes obtenues pour chaque campagne avec le test de Kruskal-Wallis, la variation dans l'espace est significative (*p-value* = 0.0225). Les coefficients pour chaque campagne varient de 16 % à plus de 100 % - *Cf.* Figure 5-10 (a).

Cette thèse est accessible à l'adresse : http://theses.insa-lyon.fr/publication/2012ISAL0040/these.pdf
© [C. Gonzalez-Merchan], [2012], INSA de Lyon, tous droits réservés

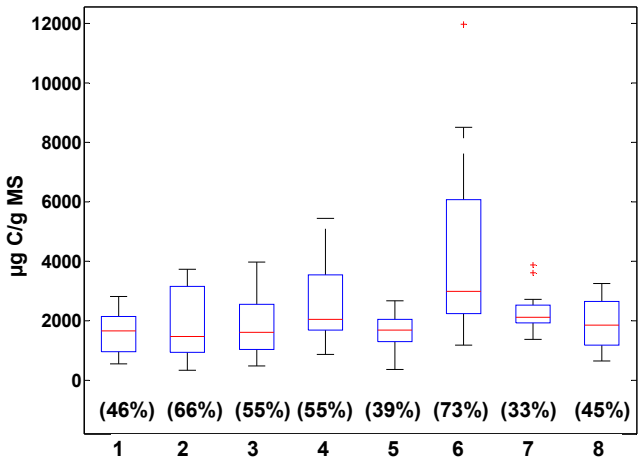


Figure 5-10. *Boîte à moustache, représentant la distribution du contenu de la biomasse pour chaque point et les coefficients de variation temporelle CVT (% entre parenthèses).*

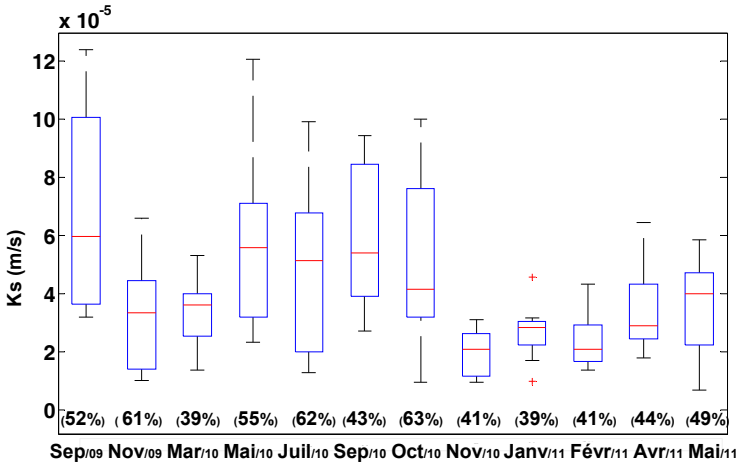
1.7. Répartition de la conductivité hydraulique au fond de l'ouvrage

Pour savoir s'il existe au sein même du fond de l'ouvrage des zones de colmatage préférentielles, nous avons analysé les conductivités hydrauliques à saturation sur un ensemble de points représentant différentes régions du fond (*Cf*. Chapitre 4: 2.1). Pour chaque zone analysée nous avons réalisée trois essais en 3 points proches. Les valeurs de conductivité à saturation ont été mesurées sur 8 points non couverts par la végétation, pour 12 campagnes de mesures pendant 20 mois (*Cf*. Tableau 5-1). L'ensemble des résultats détaillés est présenté à l'annexe 11.

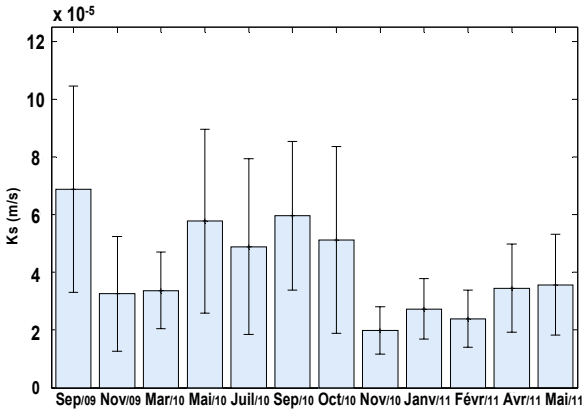
La Figure 5-11 *(a)* et la Figure 5-12 *(b)* présentent les distributions des conductivités hydrauliques à saturation mesurées *in situ* pour chaque campagne évaluée et pour chaque point étudié, respectivement.

La Figure 5-11 *(d)* et la Figure 5-12 *(d)* permettent d'illustrer les valeurs moyennes obtenues et leurs écarts types, ceci pour chaque campagne et pour chaque point évalué.

Cette thèse est accessible à l'adresse : http://theses.insa-lyon.fr/publication/2012ISAL0040/these.pdf
© [C. Gonzalez-Merchan], [2012], INSA de Lyon, tous droits réservés



(a)



(b)

Figure 5-11. *(a) Boîte à moustache, représentant la distribution de la conductivité hydraulique à saturation (Ks) pour les différentes campagnes et les coefficients de variation spatiale CVS (% entre parenthèses). (b) Valeurs moyennes et écarts types obtenues par campagne.*

1.7.1 Analyses de la variabilité temporelle du fond de l'ouvrage

Les résultats (*Cf*. Figure 5-12 (c)) semblent montrer une grande hétérogénéité d'un évènement à l'autre pour un même point donnant un coefficient de variation temporelle (CVT), suivant les points, de 37 à 76 % (avec une moyenne de l'ordre de 53 %). Les résultats obtenus laissent penser que le colmatage du fond subit des variations temporelles non négligeables. Ceci avait déjà été mis en évidence avec les fortes variabilités de résistances hydrauliques *intra-annuelles*. Le même essai avait été utilisé pour l'analyse de transfert de l'eau en micro-irrigation avec des CVT variant entre 11 – 43 % sur un sol agricole (Mubarak *et al.,* 2009).

Les valeurs de conductivité à saturation sont les plus élevées en moyenne pour les campagnes de septembre 2009 et septembre 2010 saison d'été (avec des moyennes de l'ordre de 6.8 x 10^{-5} à 5.9 x 10^{-5} m/s). Les valeurs maximales ont atteint 1.2 x 10^{-4} m/s sur la zone 7, éloignée de l'entrée de l'ouvrage et moins sollicitée ; le contenu en MO y était faible (5 %). Pour les périodes d'été, le temps sec antérieur était de 16 et 6 jours respectivement.

Cette thèse est accessible à l'adresse : http://theses.insa-lyon.fr/publication/2012ISAL0040/these.pdf
© [C. Gonzalez-Merchan], [2012], INSA de Lyon, tous droits réservés

Les valeurs de *Ks* les plus faibles ont été obtenues en novembre 2010, février 2011, janvier 2011 saisons d'automne et d'hiver. Elles ont présenté une décroissance significative jusqu'à 9.6 x 10^{-6} m/s sur la Zone 6 où le contenu de la MO était très élevé (proche de 35 %). Pour les périodes d'hiver, la période antérieure de temps sec était de 5 jours pour les campagnes de février et janvier et de 1 jour pour la campagne de novembre 2010.

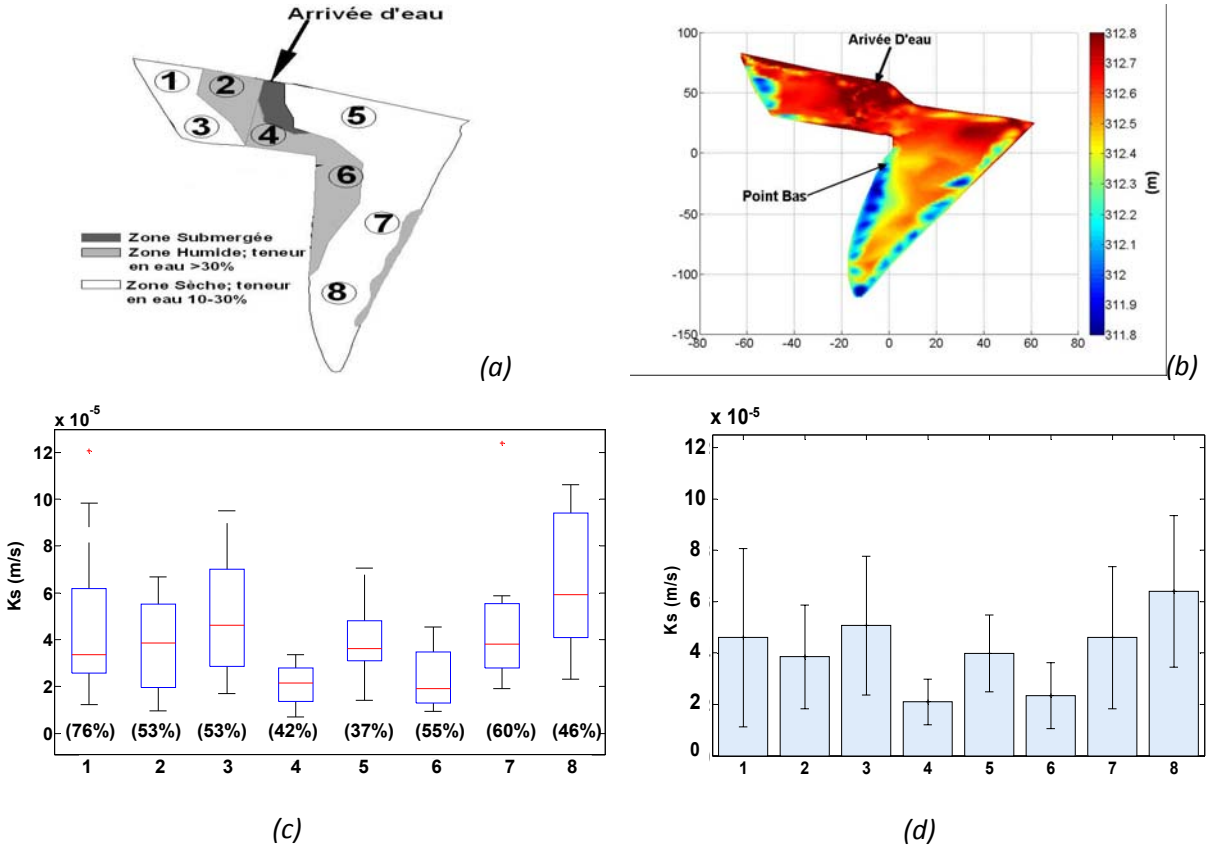


Figure 5-12. *(a) Position des points sondés sur l'ouvrage d'infiltration. (b) Relevé topographique. (les parties en bleu représentent les parties les plus basses de l'ouvrage).(c) Boîte à moustache représentant la distribution de la conductivité hydraulique à saturation (Ks) pour les points analysés et les coefficients de variation temporelle CVT (% entre parenthèses). (d) Valeurs moyennes des 12 campagnes évaluées obtenues par point, avec leur écart type.*

1.7.1.1 Evolution au cours du temps

Cette partie cherche à identifier la variation de la capacité d'infiltration de chaque zone analysée au cours du temps, au sein même de l'ouvrage. Afin de mettre en évidence l'évolution de *Ks*, nous avons comparé l'ensemble des valeurs obtenues pour chaque campagne sur une même zone. Cette comparaison a été faite en considérant le test ANOVA de Kruskal-Wallis, puisque nos données ne suivent pas une loi normale.

Cette thèse est accessible à l'adresse : http://theses.insa-lyon.fr/publication/2012ISAL0040/these.pdf
© [C. Gonzalez-Merchan], [2012], INSA de Lyon, tous droits réservés

La Figure 5-13 présente l'évolution de *Ks* par zone. Pour mieux visualiser l'évolution de *Ks* les zones ont été rassemblées par localisation :

- les zones 1 et 2 constituent à la partie ancienne de l'ouvrage, la zone 2 est proche de la zone immergée,
- les zones 4 et 6 sont proches des zones immergées. La zone 6 est située sur le point bas de l'ouvrage,
- les zones 3 et 5 sont éloignées de l'entrée de l'ouvrage. elles présentent encore de cailloux et du gazon en surface ; l'eau y parvient moins souvent que pour les zones 4 et 6,
- les zones 7 et 8 sont éloignées de l'entrée et sont les moins sollicitées.

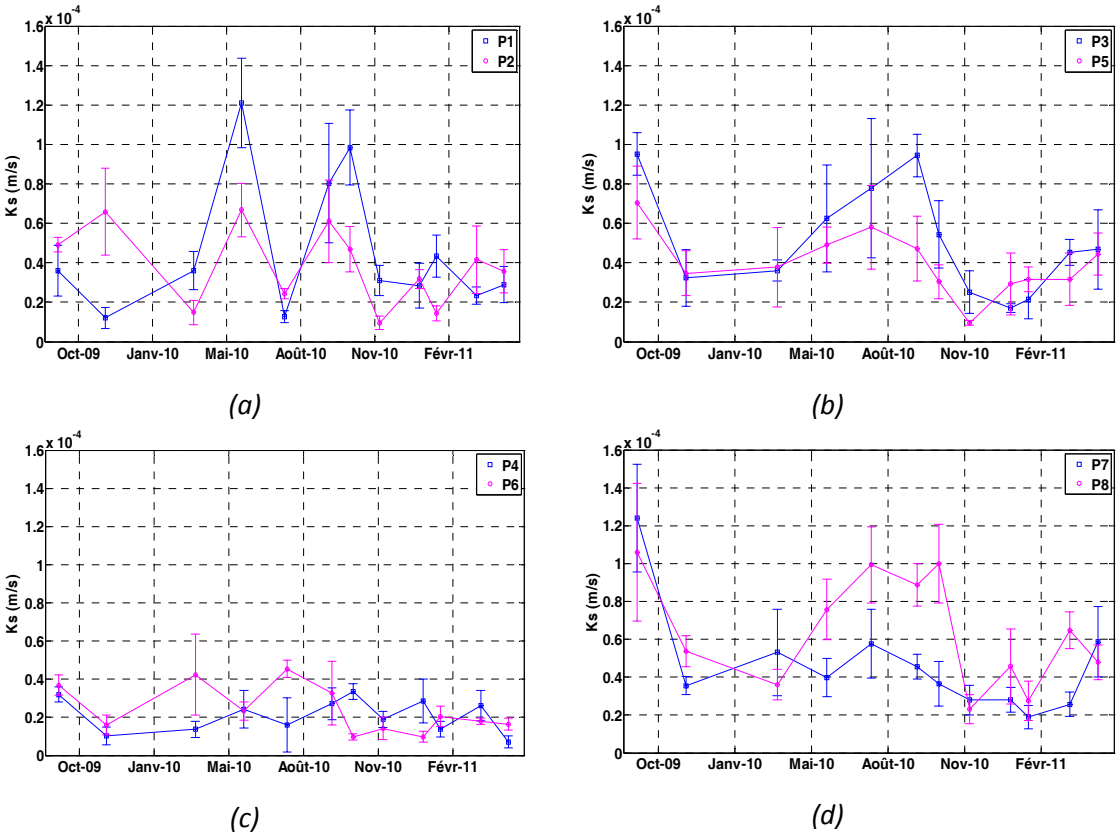


Figure 5-13. *Evolution locale de Ks pour chaque zone étudiée. (a) évolution de Ks pour les zones 1 et 2. (b) évolution de Ks pour les zones 3 et 5, (c) évolution de Ks pour les zones 4 et 6, (d) évolution de Ks pour les zones 7 et 8.*

En comparant l'ensemble des valeurs de *Ks* obtenues par campagne sur une même zone, il semblerait que les zones 1, 3, 5, 7, et 8, ont évolué significativement au cours du temps puisque *p-value* < 0.05. Ces zones sont éloignées de l'entrée de l'ouvrage et elles sont sollicitées dans le cas où le volume d'eau apportée est important (volume d'eau supérieur à 10 000 m^3).

Cette thèse est accessible à l'adresse : http://theses.insa-lyon.fr/publication/2012ISAL0040/these.pdf
© [C. Gonzalez-Merchan], [2012], INSA de Lyon, tous droits réservés

Les zones plus sollicitées ne montrent pas une évolution significative au cours du temps, c'est-à-dire que la capacité d'infiltration reste « faible » ; une fois que la zone est colmatée, elle reste colmatée à un niveau constant. Cependant, sur les zones moins sollicitées où la capacité d'infiltration peut être considérée comme acceptable, la conductivité hydraulique à saturation présente une évolution significative au cours du temps. Le colmatage se répand donc naturellement dans les zones moins colmatées.

1.7.1.2 Variation saisonnière

Au cours de cette étude nous avons observé des variations temporelles importantes de *Ks* (*Cf.* Figure 5-11 (a) et Figure 5-12 (c)). Nous avons étudié plus particulièrement les variations saisonnières (les valeurs *p-value* sont issues du test de Wilcoxon visant à comparer les *Ks* d'une saison à l'autre).

Les zones qui semblent montrer les plus de contrastes « saisonniers » sont :

- la zone 3 qui montre des différences significatives (*p-value* < 0.05) entre saisons d'hiver et été, entre été et printemps et entre hiver et printemps,
- la zone 5 qui montre des différences significatives (*p-value* < 0.05) entre l'hiver et l'été et entre automne et été,
- la zone 8 qui montre des différences significatives (*p-value* < 0.05) entre l'hiver et été et l'été et printemps.

Une différence significative de la conductivité hydraulique à saturation entre les saisons d'été et d'hiver est commune pour les zones 3, 5 et 8. Il semblerait donc là encore que la capacité d'infiltration soit plus importante dans les périodes d'été.

Ces différences ne sont pas liées à la température de l'eau puisque les conductivités hydrauliques à saturation sont normalisées à 20°C.

Cette analyse corrobore ce que nous avions évoqué précédemment à savoir que la capacité d'infiltration pendant la saison d'été est légèrement supérieure et significativement différente de celle des saisons d'hiver, printemps et dans certains cas d'automne. Nous avons également déjà observé cette légère variation dans l'analyse précédente au niveau globale de l'ouvrage. En effet, l'alternance de temps secs et humides, la mise en place de la végétation et la température de l'air peuvent modifier la structure de l'horizon de surface. Par conséquent, cette alternance peut créer des conditions favorables pour la formation de microfissure (*Cf*. Figure 5-14). Des études faites avec un anneau simple sur un bassin versant à niveau macro ont montré que le changement saisonnier peut jouer un rôle important dans la capacité d'infiltration du sol (Cerda, 1997).

Dans l'essai, même s'il est fait à saturation, la structure du sol ne se modifie pas complètement et il reste malgré tout des chemins préférentiels.

Cette thèse est accessible à l'adresse : http://theses.insa-lyon.fr/publication/2012ISAL0040/these.pdf
© [C. Gonzalez-Merchan], [2012], INSA de Lyon, tous droits réservés

Figure 5-14. *Exemple de microfissure du sol localisé entre les zones 7-8.*

1.7.2 Analyse de la variabilité spatiale du fond de l'ouvrage

Les évaluations par campagne de la conductivité hydraulique à saturation montrent une variabilité spatiale certaine, avec une différence significative (test de Kruskal-Wallis, *p-value* = 0.0003). (*Cf*. Figure 5-11). Les coefficients de variation spatiale varient entre 39 % et 63 % suivant les campagnes (avec une moyenne de l'ordre de 45 %).

Globalement, sur l'ensemble des campagnes, les valeurs de la conductivité hydraulique les plus basses se situent sur les zones 4 et 6 (*Cf*. Figure 5-12 *(c)* et *(d)*). Rappelons que la zone 6 est localisée autour du point le plus bas de l'ouvrage. La zone 4 est localisée sur une zone proche de l'entrée de l'ouvrage et fréquemment sollicitée par temps de pluie et par temps sec. Les caractéristiques du sol sont assez similaires, l'horizon de surface y est de type tourbeux avec un fort contenu en matière organique (avec des moyennes de l'ordre de 30 % et 27 %). Les épaisseurs de la couche colmatée sont importantes et varient entre 5 cm et 20 cm pour les deux zones analysées.

Les résultats mettent en évidence qu'à faibles conductivité hydraulique à saturation, les contenus de matière organique peuvent être importants (> 30 %). En effet, les zones les plus sollicitées présentent des *Ks* plus faibles, là où la MO est élevée et les épaisseurs de la couche colmatée importantes.

Des résultats similaires ont été obtenus par Cannavo *et al.* (2010), sur un bassin de rétention - infiltration drainé par un bassin versant de type routier. Ces études avaient été faites sur une seule campagne de mesure et l'évolution à long terme n'a pas été prise en compte.

1.8. Comparaison de la capacité d'infiltration entre surfaces végétalisées et non végétalisées

L'étude précédente sur la capacité d'infiltration globale de l'ouvrage a montré une stagnation de l'évolution et même une légère décroissance qui pouvait être imputable au développement d'une végétation spontanée importante qui ne s'était pas produite auparavant. Par ailleurs, les recherches précédentes faites en colonnes ont montré que la végétation, en particulier la structure des racines, pouvait contribuer à la création de macropores, améliorant la capacité d'infiltration du sol (Le Coustumer 2008 ; Lewis *et al.,* 2008 ; Hatt *et al.,* 2009). Cependant peu d'études ont été menées sur la végétation spontanée sur un ouvrage en service.

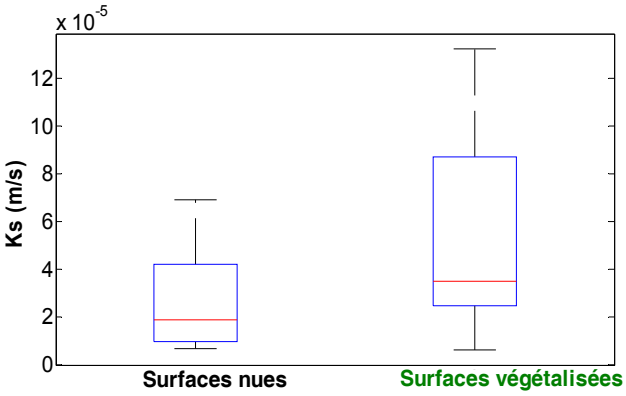
Cette thèse est accessible à l'adresse : http://theses.insa-lyon.fr/publication/2012ISAL0040/these.pdf
© [C. Gonzalez-Merchan], [2012], INSA de Lyon, tous droits réservés

Cette partie permet de mettre en évidence l'influence de la végétation spontanée en comparant les surfaces végétalisées et les surfaces nues, à partir d'essais d'infiltration *in situ* réalisés simultanément sur chaque zone choisie. Nous avons sélectionné trois types d'espèces qui semblaient être les plus denses au moment des campagnes sur chaque zone. Les végétaux sélectionnés sont : *Polygonum Mite*, *Phalaris Arundinacea* et *Rumex Crispus*. Au total, 8 campagnes ont été réalisées.

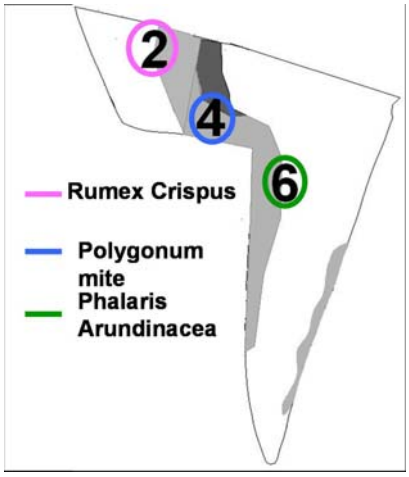
1.8.1 Comparaison entre surfaces végétalisées (toute végétation confondue) et surfaces nues

Afin de comprendre l'influence de la végétation sur la capacité d'infiltration de l'ouvrage, nous avons dans un premier temps comparé, l'ensemble des valeurs de conductivité hydraulique à saturation sur une partie végétalisée et une partie de sol nu situées à proximité de chaque zone étudiée. Les résultats sont illustrés sur la Figure 5-15 pour l'ensemble des zones analysées. Les données ne présentant pas une distribution normale, la comparaison a été faite avec le test de Wilcoxon.

Les sols nus présentent des conductivités hydrauliques à saturation (*Ks*) plus faibles que les zones végétalisées, avec une différence significative (test de Wilcoxon, *p-value* = 0.016).



(a)



(b)

Figure 5-15. *(a) Boîte à moustache représentant la distribution de la conductivité hydraulique à saturation (Ks) sur les surfaces nues et les surfaces végétalisées. (b) Carte de l'ouvrage signalant les points où l'étude de la végétation a été menée.*

Cette première analyse montre que, globalement la végétalisation de l'horizon de surface permet de réduire le colmatage et donc, d'améliorer la capacité d'infiltration. Nous avons ensuite analysé les résultats plus finement en considérant différentes espèces présentent sur ces zones car les étendues de valeurs sont larges.

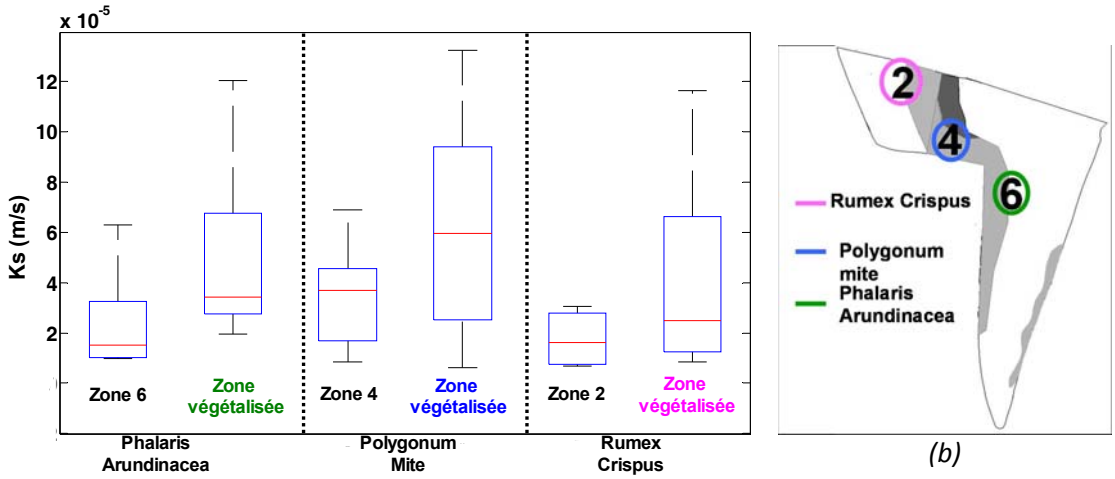
Cette thèse est accessible à l'adresse : http://theses.insa-lyon.fr/publication/2012ISAL0040/these.pdf
© [C. Gonzalez-Merchan], [2012], INSA de Lyon, tous droits réservés

1.8.2 Comparaison entre types de végétation

Les trois zones analysées présentent des caractéristiques du sol approximativement équivalentes en termes de matière organique, épaisseur de la couche colmatée, densité et hauteur de la végétation (*Cf.* Figure 5-16). Seuls les types de végétation analysés sur chaque zone sont différents.

La Figure 5-16, présente les distributions des valeurs de la conductivité hydraulique à saturation obtenues pour les trois zones analysées et les végétaux évalués.

Pour les cas analysés, les valeurs moyennes et médianes de la conductivité hydraulique à saturation sont globalement plus importantes sur les zones végétalisées. Cependant afin de vérifier cette hypothèse nous avons fait une analyse de comparaison appariée zone nue – zone végétalisée, pour chaque type de plante sélectionnée sur une zone donnée. Les résultats montrent que la zone 6, avec la plante *Phalaris Arundinacea* (*Cf.* Figure 5-16), est la seule qui présente une différence significative entre surface nue et surface végétalisée (test de Wilcoxon, *p-value* = 0.0236). La capacité d'infiltration à travers l'horizon végétalisé y est environ 2 fois plus importante que la capacité d'infiltration du sol nu.



(a) *(b)*

Figure 5-16. *Boîte à moustache, représentant la distribution de la conductivité hydraulique à saturation (Ks) pour chaque zone et chaque plante analysée, sur les surfaces nues et les surface végétalisées. (b) Carte de l'ouvrage rappelant les points où l'étude de la végétation a été menée.*

Sur la zone 6, la végétation est de type *Phalaris Arundinacea* est caractérisée par un développement de tiges horizontales souterraines où vont naître de fines racines, qui ont tendance à former de macropores, améliorant ainsi la capacité d'infiltration du sol.

Sur la zone 4, la végétation testée est de type *Polygonum Mite* qui est une plante hydrophile à système racinaire ramifié.

La végétation de la zone 2 (*Rumex Crispus*) présente quant à elle un système racinaire plus grossier dont la caractéristique est de développer un collet à la liaison tige/racine, où les sédiments s'accumulent, la rendant sans doute plus « hermétique » à l'eau et favorisant la décantation locale.

Cette thèse est accessible à l'adresse : http://theses.insa-lyon.fr/publication/2012ISAL0040/these.pdf
© [C. Gonzalez-Merchan], [2012], INSA de Lyon, tous droits réservés

Nous avons constaté que la structure racinaire de la plante mais aussi sa structure aérienne permettent de modifier la capacité d'infiltration du sol. Il semblerait que l'espèce *Phalaris Arundinacea* contribue à limiter l'évolution du colmatage. La croissance de tiges horizontales permet une modification de l'horizon de surface qui lui permet d'être plus perméable. En outre, la capacité des racines à retenir les particules en suspension peut aussi contribuer au piégeage des particules qui sont censées se déposer dans le milieu poreux du sol (notamment par adsorption). Ceci permet aussi d'expliquer pourquoi la capacité d'infiltration de la cette plante peut être meilleure. (Musy et Soutter, 1991 ; Meyer, 2008).

1.8.2.1 Analyse de l'évolution de la plante

Afin d'identifier la variation de la capacité d'infiltration des végétaux étudiés vis-à-vis des fluctuations saisonnières et le cycle annuel de la plante, nous avons étudié l'évolution de *Ks* pour chaque plante et l'avons comparée à celle des surfaces nues.

Evolution de la plante Phalaris Arundinacea

Les valeurs de *Ks* mesurées pour chaque campagne pour la surface nue et la surface végétalisée ainsi que l'évolution de la plante *Phalaris Arundinacea* sont présentées aux Figure 5-17 (a) et (b). Le Tableau 5-6 rappelle les caractéristiques bio-physico-chimiques de la zone 6.

Les valeurs de *Ks* sur la surface végétalisée sont supérieures à celles de la surface nue pour toutes les campagnes des mesures (*Cf.* Figure 5-17 (a)).

Les résultats de *Ks* évaluées sur la plante *Phalaris Arundinacea*, pendant chaque saison nous montrent que :

- les variations de *Ks* sur la zone végétalisée sont très élevées sur l'ensemble des observations (*i.e.* les coefficients de variation ont atteint 49 %) et plus élevées que la surface nue ; la surface nue ne montrant pas une évolution significative au cours du temps, (test, Kruskal-wallis, *p-value* > 0.05). L'évolution de la capacité d'infiltration de la plante et de la surface nue est donc indépendante.
- la capacité d'infiltration pendant la saison d'hiver sur la zone végétalisée est à peu près 2 fois plus élevée que la capacité d'infiltration de la surface nue. Au début du printemps (Avril 2011), la capacité d'infiltration des surfaces nues et végétalisées sont très similaires,
- Les différences entre zone végétalisée et non végétalisée est plus marquée pendant la croissance de la plante (juin à septembre) où la capacité peut-être 4 fois plus importante,
- pendant les périodes d'hiver (Janvier 2011 et Février 2011, période de repos de la plante), la capacité d'infiltration de la plante montre une décroissance significative (test, Kruskal-Wallis, *p-value* = 0.0409) par rapport aux saisons précédentes (*i.e.* automne et été) correspondant à la croissance de la plante. Sur cette période de repos, la capacité d'infiltration n'évolue pas beaucoup.

Pendant les périodes de « repos » de la plante (*i.e.* la saison d'hiver et fin de la saison d'automne) les valeurs de la *Ks* sont significativement inférieures à celles correspondant aux périodes de croissances de la plante. En effet, pendant les périodes de croissance (*i.e.* février à

Cette thèse est accessible à l'adresse : http://theses.insa-lyon.fr/publication/2012ISAL0040/these.pdf
© [C. Gonzalez-Merchan], [2012], INSA de Lyon, tous droits réservés

novembre) les tiges et les racines présentent une élongation et un développement. Nous pourrions suspecter que cette élongation racinaire à travers l'horizon de surface permet de créer de chenaux préférentiels ou de macropores qui permettent d'améliorer la capacité d'infiltration de la couche colmatée.

Tableau 5-6. *Les caractéristiques bio-physico-chimiques de la **zone 6**. CV-ZN : coefficient de variation sur les zones nues par saison ; CV-ZV: coefficient de variation de Ks sur les zones végétalisée par saison.*

Date	*Ks* x10^{-5} m/s-20°C Surface		MO%	Biomasse µg-C/g-MS	D50	Saison **[CV-ZN CV-ZV]**
	nue	végétalisée				
juil.-10	4.54 ± 0.44	9.92 ± 0.59	24 ± 0.94	3 321 ± 112	8.7 ± 1.3	été
sept.-10	3.26 ± 1.67	12.0 ± 2.84	33 ± 2.76	4 490 ± 1501	7.9 ± 1.1	[(23%) - (14%)]
oct.-10	0.96 ± 0.17	6.13 ± 0.58	36± 0.91	1 902 ± 636	5.7 ± 0.8	automne
nov.-10	0.95 ± 0.59	3.52 ± 0.54	30 ± 0.7	2 365 ± 790	9.4 ± 1.4	[(27%) - (38%)]
janv.-11	0.98 ± 0.29	3.34 ± 0.16	33 ± 0.82	1 169 ± 390	7.7 ± 1.1	hiver
févr.-11	2.05 ± 0.53	2.93 ± 0.56	28 ± 1.50	2 133 ± 713	8.7 ± 1.3	[(50%) - (9%)]
avr.-11	1.79 ± 0.17	1.94 ± 0.61	35 ± 1.48	2 658 ± 889	9.9 ± 1.5	printemps
mai-11	1.63 ± 0.32	3.59 ± 0.92	18 ± 0.58	6 410 ± 2 143	6.9 ± 1.0	[(7%) - (49%)]
CVT	63%	79%				

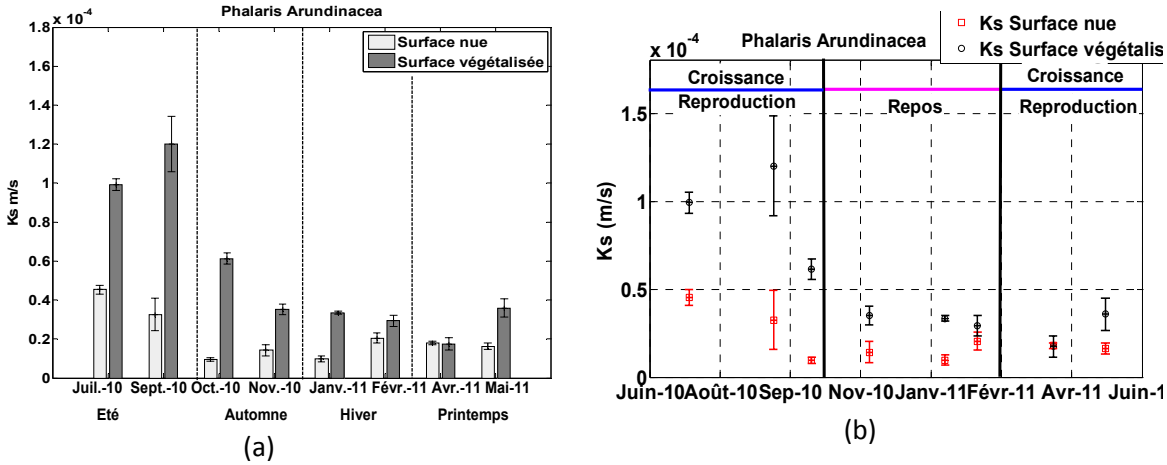


Figure 5-17. (*a) Valeurs de Ks pour les surfaces nues et les surfaces végétalisées avec leurs incertitudes. (b) l'Evolution de la conductivité hydraulique à saturation Ks évaluée sur une surface nue et une surface végétalisée pour la plante **Phalaris Arundinacea** localisée sur la zone 6, avec les étapes de vie de la plante.*

Evolution de la plante Rumex Crispus

Les valeurs de *Ks* mesurées pour chaque campagne sur la surface nue et la surface végétalisée par la plante *Rumex Crispus* sont présentées sur la Figure 5-18 (a) et (b). Le Tableau 5-7 rappelle les caractéristiques bio-physico-chimiques.

Les valeurs des conductivités hydrauliques sur les zones plantées de *Rumex Crispus* est supérieures à celle des zones nues en période de croissance et de reproduction ; les valeurs de *Ks* obtenues pendant les périodes de repos et les étapes de croissance de la plante sont significativement différentes (test Kruskal-Wallis, *p-value* = 0.0409). En hiver (période de repos), la situation est plus contrastée mais avec des conductivités hydrauliques plus faibles

Cette thèse est accessible à l'adresse : http://theses.insa-lyon.fr/publication/2012ISAL0040/these.pdf
© [C. Gonzalez-Merchan], [2012], INSA de Lyon, tous droits réservés

(en fait la conductivité hydraulique avec la plante est plus faible pour une seule valeur).

Pour les saisons de printemps et d'été, les *Ks* moyens sur les surfaces végétalisées représentent presque 2 fois la capacité d'infiltration moyenne de la surface nue.

Par conséquent, l'évolution de la plante *Rumex Crispus* et les effets saisonniers peuvent modifier la capacité d'infiltration de l'horizon de surface mais l'effet est moins flagrant qu'avec ***Phalaris Arundinacea.***

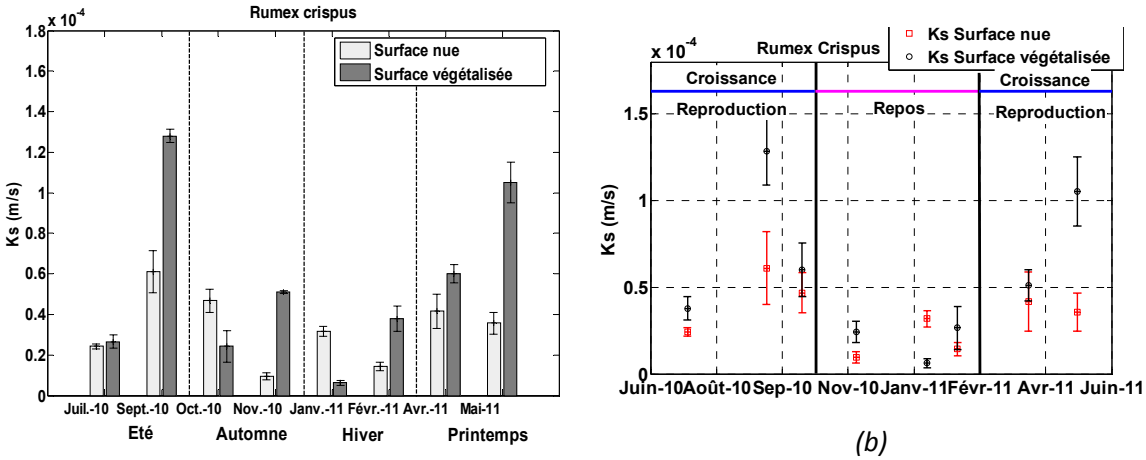


Figure 5-18. *(a) Valeurs de Ks pour les surfaces nues et les surfaces végétalisées avec leurs incertitudes. (b) l'Evolution de la conductivité hydraulique à saturation Ks évaluée sur une surface nue et une surface végétalisée pour la plante* ***Rumex Crispus*** *localisée sur la zone 2 avec les étapes de vie de la plante.*

Tableau 5-7. *Les caractéristiques bio-physico-chimiques de la* ***zone 2****. CV-ZN : coefficient de variation sur les zones nues par saison ; CV-ZV : coefficient de variation sur les zones végétalisée par saison.*

Date	*Ks* x10^{-5} m/s-20°C Surface		MO%	Biomasse µg-C/g-MS	D50	Saison **[CV-ZN CV-ZV]**
	nue-	végétalisée				
juil.-10	2.43 ± 0.25	3.78 ± 0.66	17 ± 0.65	334 ± 123	8.4 ± 1.27	Eté
sept.-10	6.10 ± 2.09	12.8 ± 0.66	25 ± 0.80	1 052± 387	7.9 ±1.19	[(61%) - (77 %)]
oct.-10	4.68 ± 1.15	6.01 ± 1.55	30 ± 2.64	1 534 ± 563	7.8 ± 1.17	automne
nov.-10	0.95 ± 0.33	2.43 ± 0.15	33 ± 0.60	358± 132	7.1 ± 1.07	[(94%) - (60%)]
janv.-11	3.18 ± 0.48	0.62 ± 0.27	30 ± 1.04	1 421 ± 522	8.8 ± 1.33	Hiver
févr.-11	1.44 ± 0.39	2.66 ± 1.25	22 ± 0.90	805 ± 296	10.6 ± 1.59	[(53%) - (88%)])
avr.-11	4.16 ± 1.71	5.11 ± 0.90	33 ± 0.93	2 459 ± 903	10.6 ± 1.60	printemps
mai-11	3.57 ± 1.09	10.5 ± 2.00	24 ± 0.74	3 600 ± 1 322	7.8 ± 1.17	[(11%) - (49%)]
CVT	51%	76%				

Evolution de la plante Polygonum Mite

La capacité d'infiltration de la plante *Polygonum Mite* montre une variation importante (*i.e.* coefficient de variation temporel CVT = 95 %), avec une évolution significative par saisons (*Cf.* Figure 5-19). La conductivité hydraulique à saturation présente une décroissance significative pour la saison de printemps, (test, Wilcoxon, *p-value* = 0.044). Pendant les

Cette thèse est accessible à l'adresse : http://theses.insa-lyon.fr/publication/2012ISAL0040/these.pdf
© [C. Gonzalez-Merchan], [2012], INSA de Lyon, tous droits réservés

périodes d'hiver et de début de printemps la plante ne fleurit pas, cependant ses racines sont toujours présentes mais elles ne sont pas visibles en surface. Pour cette raison, pendant ces périodes nous n'avons pas pu faire les tests d'infiltration. Pendant les périodes d'été, la capacité d'infiltration moyenne de la plante augmente presque trois fois par rapport à la surface nue.

Pendant la période d'été, il semblerait que la croissance des racines et les conditions du sol permettent d'améliorer les conditions d'infiltration de l'horizon de surface. Cependant pour ce type de plante, il n'existe pas en moyenne une différence significative entre la surface nue et la surface végétalisée.

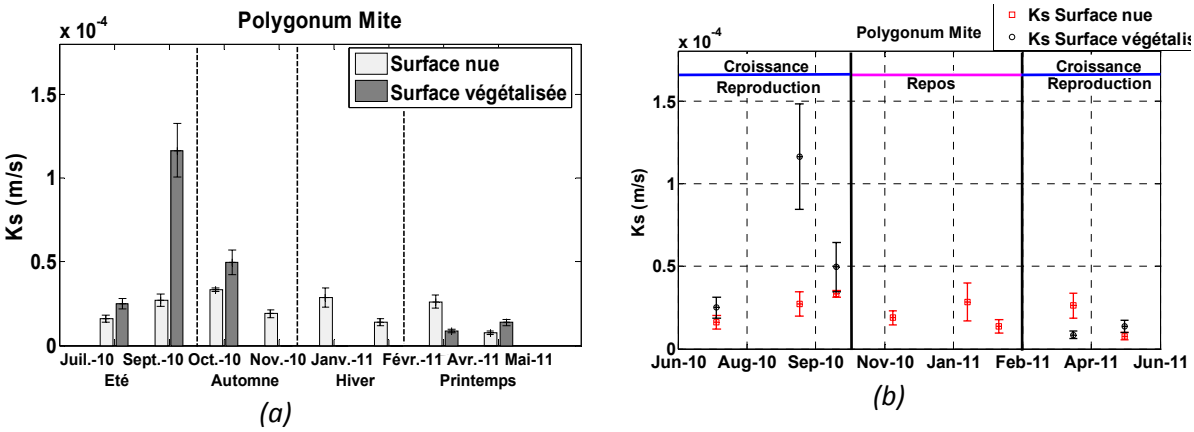


Figure 5-19. *(a) Valeurs de Ks pour les surfaces nues et les surfaces végétalisées avec leurs incertitudes. (b) l'Evolution de la conductivité hydraulique à saturation Ks évaluée sur une surface nue et une surface végétalisée pour la plante* ***Polygonum Mite*** *localisée au point 4, avec les étapes de vie de la plante. Entre les campagnes nov.-10 et févr.-11 les mesures de Ks n'ont pas été réalisées sur la surface végétalisée.*

Tableau 5-8. *Les caractéristiques bio-physico-chimiques de la* ***zone 4****. CV-ZN : coefficient de variation sur les zones nues par saison ; CV-ZV : coefficient de variation sur les zones végétalisée par saison.*

Date	*K* x10^{-5} m/s-20° C Surface		MO%	Biomasse µg/g-MS	D50	Saison **[CV-ZN CV-ZV]**
	nue	végétalisée				
juil.-10	1.61 ± 0.71	2.5 ± 0.62	36 ±3.9	1642 ± 507	9.22 ± 1.67	Eté [(35%) - (91%)]
sept.-10	2.71 ± 0.83	11.6 ± 3.20	29 ± 0.50	1703 ± 526	8 ± 1.19	
oct.-10	3.35 ± 0.42	4.96 ± 1.50	33 ± 5.91	872 ± 269	9 ± 1..57	automne -
avr.-11	2.62 ± 0.80	0.85 ± 0.23	32 ± 6.93	2386 ± 737	8 ± 1.80	printemps [(77%) - (33%)]
mai-11	0.71 ± 0.31	1.37 ± 0.37	26 ± 1.74	4704 ± 1452	7 ± 1.17	
CVT	62%	95%				

La capacité d'infiltration des plantes a montré une forte variation dans le temps Pendant la période de dormance et pour *Phalaris Arundinacea* et *Rumex Crispus,* les zones plantées présentent des valeurs faibles de conductivité hydraulique à saturation. Pendant les périodes de croissance des plantes et pour les trois types de plantes analysées, les valeurs de K_s montrent une croissance marquée par rapport aux autres saisons ou phase de développement.

Cette thèse est accessible à l'adresse : http://theses.insa-lyon.fr/publication/2012ISAL0040/these.pdf
© [C. Gonzalez-Merchan], [2012], INSA de Lyon, tous droits réservés

Les surfaces nues ne montrant pas une évolution significative par rapport aux surfaces végétalisées, il semble donc que la présence de plantes soit perceptible vis-à-vis du colmatage en raison de leur métabolisme naturel et de leur activité racinaire qui évolue au cours du temps.

En effet le métabolisme de la plante est calqué sur le rythme saisonnier en adéquation avec les ressources nutritives (eau, quantité de lumière, nutriments…), les conditions pour les exploiter (température). Par conséquent, pendant les périodes de reproduction et de croissance, la plante présente une élongation des racines et une élongation des tiges qui peut contribuer à créer des chenaux préférentiels à travers l'horizon de surface pour améliorer la capacité d'infiltration. Pendant les périodes de repos de la plante, la croissance de leurs racines cesse et les feuilles jaunissent et tombent. Ceci peut contribuer à augmenter le contenu de la MO dans l'horizon de surface puisqu'au cours du temps elles vont se dégrader, produisant de la matière organique « morte ». En effet les valeurs les plus élevées de la MO ont été obtenues entre octobre et janvier. Ainsi, les valeurs de *Ks* les plus élevées ont été obtenues au cours des périodes de juin à septembre, pour les trois cas d'étude.

Les valeurs de MO sont aussi élevées pendant le mois d'avril ce qui peut être lié à la croissance de l'activité biologique exprimée par le contenu de la biomasse dans l'horizon de surface.

Cette thèse est accessible à l'adresse : http://theses.insa-lyon.fr/publication/2012ISAL0040/these.pdf
© [C. Gonzalez-Merchan], [2012], INSA de Lyon, tous droits réservés

2. Facteurs influents de la capacité d'infiltration locale de l'ouvrage

En considérant l'ensemble des paramètres étudiés dans les paragraphes précédents, l'analyse qui suit a tenté de savoir si l'évolution de la capacité d'infiltration locale de l'ouvrage évaluée par la conductivité hydraulique à saturation (*Ks*) pouvait être expliquée par les variables étudiées (*Cf*. Tableau 5-9). Toute l'étude concerne les essais sur l'horizon des surfaces nues.

Tableau 5-9. *Variables explicatifs de Ks.*

Paramètres	Symbole	Unités	Valeur moyenne	Ecart type	Range [min Max]	
Conductivité hydraulique à saturation	*Ks*	m/s	$4.12x10^{-5}$	$2.63x10^{-5}$	$7.06x10^{-6}$	$1.24x10^{-4}$
Contenu de la biomasse	Bio	µgC/g-sol sec	108.68	79.15	570.94	15.89
Matière Organique	MO	%	22.11	6.67	35.72	5.28
	D10	µm	2.03	0.37	1.58	3.50
La granulométrie évaluée par la taille des particules : D10, D50, D90.	D50	µm	9.12	2.53	26.69	5.73
	D90	µm	33.06	22.25	10.67	166.24
Masse volumique : apparente	ρd	kg/m^3	1541.20	677.35	2250.00	630.02
Porosité	ε	m^3/m^3	0.37	0.22	0.73	0.17
Epaisseur de la couche colmatée	*e*	cm	3.84	4.28	18.00	0.40
Concentration de Plomb	Pb	mg/Kg	214.46	26.35	282.38	176.56
Concentration de Zinc	Zn	mg/Kg	2362.10	175.20	2659.53	2015.38
Concentration de Cuivre	Cu	mg/Kg	327.27	59.41	450.74	250.21
Durée de temps sec antérieure	D - T sec	jours	5.67	3.77	12.00	1
Hauteur d'eau totale précipitée pendant les huit jours précédents à chaque campagne	H 8j	mm	15.86	27.47	100.20	0
Hauteur d'eau précipitée pendant le dernier événement pluvieux	H-D	mm	1.82	2.73	10.50	0.12
Température de l'air	T-3j	°C	14.83	6.19	24.00	4
Energie Solaire cumulée 3 jours précédents	A-En 3j	j/cm²	3482.46	1871.42	6945	1292

2.1.1 Analyse en composantes principales ACP

Compte tenu du nombre important de facteurs, nous avons dans un premier mené une analyse en composantes principales ACP de manière à visualiser les corrélations existant entre les paramètres étudiés (*i.e.* Bio, MO, D10, D50, D90, ρ_d, ε, *e*, Pb, Zn, Cu, D - T sec, H 8j, H-D, T-3j, M-En 3j, A-En 3j) et *Ks* puis à essayer d'identifier des facteurs discriminant nos observations. Les concentrations de métaux lourds ont été prises au cours des campagnes réalisées en mai 2008 et avril 2010, sur les points étudiés.

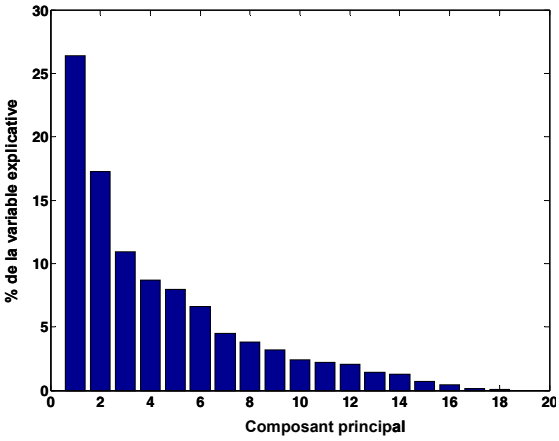
La Figure 5-20 présente le pourcentage de la variance expliquée. La Figure 5-20 et la Figure 5-22 mettent en évidence que les deux premiers facteurs ne fournissent que 43.7% de la variance expliquée fournissant presque la moitié de l'inertie (26.4 % et 17.3 %, respectivement). Par conséquent les deux premiers facteurs ne seront très significatifs de l'ensemble des observations. Les résultats montrent que sur les observations disponibles la conductivité hydraulique est le mieux corrélée (sans être très corrélée) avec la masse volumique apparente (ρ_d) et les facteurs climatiques tels que la durée de temps sec antérieure (D-Tsec), l'énergie solaire (M-En 3j, A-En 3j) et la température de l'air (T-3j. Le contenu en matière organique (MO), la porosité, l'épaisseur de la couche colmatée et les concentrations de métaux lourds (Pb, Zn, Cu) semblent jouer un rôle sur les variations de *Ks* et sont corrélés négativement à *Ks*. Les qualités de la pluie avant chaque campagne représentées par H-D et H-8j, semblent anti-corrélées à *Ks*. Néanmoins, les rayons sont très proches de zéro. Les

Cette thèse est accessible à l'adresse : http://theses.insa-lyon.fr/publication/2012ISAL0040/these.pdf
© [C. Gonzalez-Merchan], [2012], INSA de Lyon, tous droits réservés

caractéristiques granulométriques évaluées par la taille des particules D10, D50 et D90 ne permettent pas d'expliquer le *Ks*.

Les résultats montrent aussi une forte corrélation entre les paramètres physiques (*e*, ε) et les concentrations de Cu et Pb. Le contenu de la biomasse semble très corrélé avec les paramètres externes (T°C-3j, T°C, A-En 3j, M-En 3j). En même temps, ils sont anti-corrélés aux caractéristiques granulométriques et les caractéristiques des pluies antécédentes à chaque campagne (H-D et H-8j).

Ainsi, les conductivités hydrauliques à saturation sont plus faibles en présence d'un grand contenu de matière organique et d'une épaisseur de couche colmatée élevée et semblent présenter une croissance quand les facteurs climatiques tels que la température de l'air et le rayonnement solaire augmentent.



#	Valeurs propres	% Inertie	% Cumulée
1	4.75	26.4%	26.4%
2	3.11	17.3%	43.7%
3	1.96	10.9%	54.6%
4	1.56	8.7%	63.3%
5	1.44	8.0%	71.2%
6	1.19	6.6%	77.8%
7	0.81	4.5%	82.3%
8	0.69	3.8%	86.1%
9	0.58	3.2%	89.3%
10	0.43	2.4%	91.7%
11	0.40	2.2%	93.9%
12	0.37	2.1%	96.0%
13	0.26	1.4%	97.4%
14	0.23	1.3%	98.7%
15	0.13	0.7%	99.4%
16	0.07	0.4%	99.8%
17	0.02	0.1%	99.9%
18	0.01	0.1%	100.0%

Figure 5-20. *Valeurs propres issues de l'ACP.*

Nous avons néanmoins tracé la représentation des variables sur le cercle de corrélation présentée à la Figure 5-21. Elle permet de visualiser les projections sur les deux premiers axes principaux.

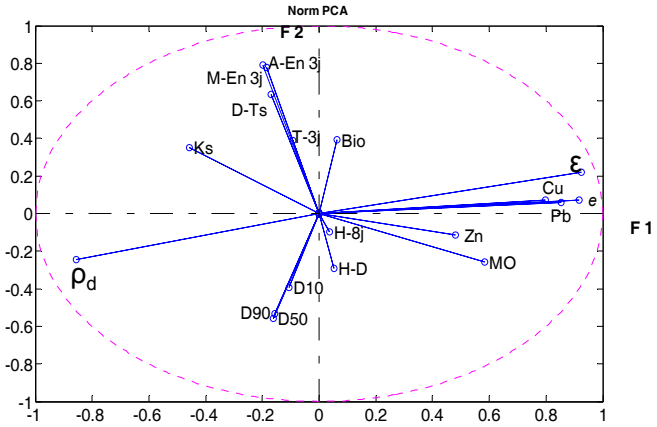


Figure 5-21. *Cercle des corrélations*.

Cette thèse est accessible à l'adresse : http://theses.insa-lyon.fr/publication/2012ISAL0040/these.pdf
© [C. Gonzalez-Merchan], [2012], INSA de Lyon, tous droits réservés

La Figure 5-22 présente la projection des individus pour les deux premiers axes principaux. Cette projection met en évidence deux groupes opposés pour le premier axe principal (F1) : un groupe alliant les points localisés sur les zones 2, 4, 6 (à droite de l'axe principal F1), un deuxième groupe très dispersé (à gauche de l'axe principal F1) est composé des zones restantes (*i.e.* 1, 3, 5, 7, 8). Les résultats obtenus confirment les analyses précédentes : les zones plus sollicitées présentent un comportement différent en termes de perméabilité et de caractéristiques bio-physico-chimiques.

Si l'on examine le deuxième axe, il semble discriminer de manière moins nette que F1 les saisons (saisons froides plutôt dans la partie haute du graphe et les saisons plus chaudes plutôt en dessous).

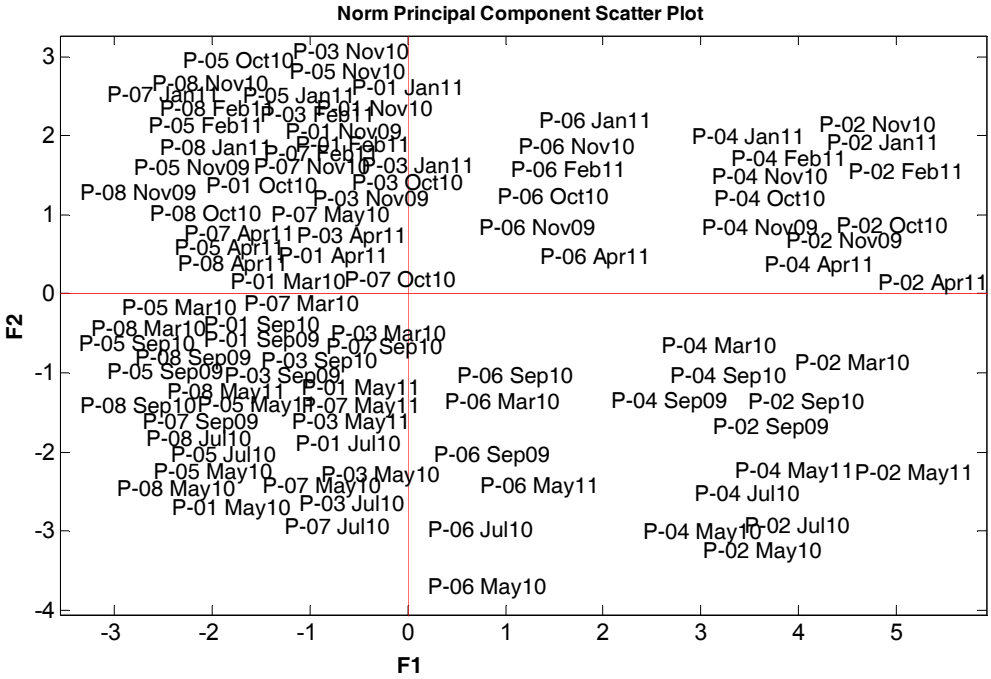


Figure 5-22. *Projection d'individus dans l'espace des deux premières composantes principales pour les paramètres évalués.*

Afin de mieux approfondir cette analyse préliminaire nous avons essayé d'identifier les paramètres prépondérants qui peuvent expliquer les variations de *Ks* dans le temps et dans l'espace, présenté ci-après.

2.2. Analyse de la capacité d'infiltration en fonction des caractéristiques bio-physico-chimiques au cours du temps

Cette analyse cherche à identifier les variables qui peuvent expliquer la capacité d'infiltration locale du fond de l'ouvrage représentée par *Ks*. Cette analyse prend en compte l'ensemble des paramètres du Tableau 5-9 à partir d'une recherche exhaustive des combinaisons possibles entre les variables mises en jeux. Nous avons fait une analyse linéaire, afin d'identifier les variables qui peuvent mieux le expliquer l'évolution du colmatage au fond de l'ouvrage.

L'analyse a été faite avec les paramètres évalués au cours du temps (*i.e.* 12 campagnes en 20

Cette thèse est accessible à l'adresse : http://theses.insa-lyon.fr/publication/2012ISAL0040/these.pdf
© [C. Gonzalez-Merchan], [2012], INSA de Lyon, tous droits réservés

mois) et 8 points analysés à chaque fois (*Cf.* Paragraphes Chapitre 4: 2.1 et Chapitre 4: 2.3).

La combinaison des variables représentatives a été évaluée à partir du coefficient de NASH issu de la validation (NS-V) comme au chapitre 3.

Le Tableau 5-10, présente les combinaisons possibles qui permettent de mieux expliquer l'évolution du colmatage au fond de l'ouvrage à partir d'une analyse linéaire.

Tableau 5-10. *Combinaisons possibles qui peuvent mieux expliquer la capacité d'infiltration locale du fond de l'ouvrage. NS-V : coefficient de NASH obtenu pour la validation du modèle ; RMSE : est la racine carrée de l'erreur quadratique moyenne.*

Calage		Analyse préliminaire	Validation LOOCV	
Nombre de variables	NS	Variables	RMSE-	NS-V
-	0.040	Bio	2.163	< 10-3
-	0.273	MO	1.611	0.208
-	0.172	D10	2.111	0.155
-	0.121	D50	2.117	0.090
-	0.010	D90	2.163	< 10-3
-	0.160	ρd	2.169	< 10-3
-	0.120	ε	2.173	< 10-3
-	0.131	e	2.12	0.053
-	0.020	Pb	2.205	< 10-3
-	0.002	Zn	2.275	< 10-3
-	0.040	Cu	2.374	< 10-3
-	0.091	D - T sec	2.428	< 10-3
-	0.010	H 8j	2.439	< 10-3
-	0.010	H-D	2.477	< 10-3
-	0.071	T-3j	2.596	< 10-3
-	0.131	A-En 3j	2.117	0.079
1	0.271	MO,	1.611	0.208
2	0.413	MO,T-3j,	1.355	0.409
3	0.442	Bio,MO, T-3j,	1.442	0.379
4	0.459	MO, Pb,e, T-3j	1.376	0.394
5	0.475	Bio, MO, Pb,*e*, T-3j	1.349	0.416
6	0.505	MO, D90,ρ_d, Pb, Cu, H 8j, T°C-3j	1.319	0.426
7	0.506	MO, D50,ρ_d, Pb, Cu, H 8j, H-D, T°C-3j, A-En 3j	1.264	0.437
8	0.532	MO, D50,ρ_d, Pb, H 8j,H-D, A-En 3j, T°C-3j	1.224	0.447
9	0.551	MO, D90,ρ_d, Pb, Cu, H 8j,H-D, A-En 3j, T°C-3j	1.205	0.458
10	0.560	MO, D50, D90, ρ_d, Pb, Cu, H 8j,H-D, A-En 3j, T°C-3j	1.176	0.470
11	0.565	Bio,MO, e, D50, D90,ρ_d, Pb , H 8j,H-D, A-En 3j, T°C-3j	1.173	0.472
12	0.574	Bio,MO, D50, D90,ρ_d, Pb, Cu, D - T sec,H 8j,H-D, A-En 3j, T°C-3j	1.176	0.469
13	0.574	Bio,MO, D50, D90,ρ_d,ε, Pb, Cu, D - T sec,H 8j,H-D, A-En 3j, T°C-3j	1.178	0.466
14	0.576	Bio,MO, D50, D90,ρ_d,ε, Pb, Cu, Zn, D - T sec,H 8j,H-D, A-En3j, T°C-3j	1.190	0.460
15	0.576	Bio,MO, D50, D90,ρ_d,ε,*e*, Pb, Cu, Zn, D - T sec,H 8j,H-D, A-En3j, T°C-3j	1.207	0.452
16	0.579	Bio,MO, D50, D90,D10, ρ_d,ε,*e*, Pb,Zn, Cu, D - T sec,H 8j,H-D, A-En3j, T°C-3j	1.225	0.441

Les résultats montrent qu'aucune variable simple n'explique seule majoritairement les fluctuations de la conductivité hydraulique à saturation ni les paramètres biologiques ni les paramètres physiques évalués entre deux campagnes. Les mieux corrélées sont la matière organique *MO* (NS=0.27), puis *D10* (NS=0.17), la masse volumique apparentte (NS=0.16), l'épaisseur *e* et l'énergie solaire *A-En 3j* (NS=0.13), la porosité et D50 (NS=0.12) mais de manière vraiment médiocre ; les autres variables présentant des valeurs NS < 0.1.

D'après le Tableau 5-10, il faut avoir au moins 11 variables pour obtenir le NSV le plus élevé mais là encore avec une valeur de 0.472 qui n'est pas extraordinairement bonne. Les variables qui semblent le mieux expliquer les variations de *Ks* sont un mix de paramètres « biologiques » (contenu de biomasse (*Bio*) et matière organique (*MO*)), de paramètres physiques (épaisseur

Cette thèse est accessible à l'adresse : http://theses.insa-lyon.fr/publication/2012ISAL0040/these.pdf
© [C. Gonzalez-Merchan], [2012], INSA de Lyon, tous droits réservés

(*e*) et granulométrie (*D50 et D90*) et de facteurs climatiques représentés par la température moyenne de l'air dans les 3 jours précédents (*T-3j*) et l'énergie solaire (*A-En 3j*) trois jours avant chaque campagne ainsi que les caractéristiques de la pluie (*H 8j, H-D*).

Comme l'analyse globale n'est pas très probante en termes de facteurs influents, nous avons essayé d'expliquer les variations par point puis par campagne

2.3. Analyse des facteurs influents par point

Afin d'identifier les caractéristiques principales qui peuvent jouer un rôle dans la variation de *Ks* au cours du temps, l'ensemble de paramètres a été étudié sur chaque zone. Nous avons sélectionné pour chaque point, les 2 paramètres prépondérants qui permettent de mieux expliquer *Ks* en considérant une analyse linéaire et en sélectionnant les variables selon le critère NS-V (*Cf.* Tableau 5-11 des résultats).

Tableau 5-11. *Analyse linéaire des variables qui permettent de mieux expliquer Ks au cours du temps. NS-V : coefficient de NASH obtenu pour la validation du modèle ; RMSE : est la racine carrée de l'erreur quadratique moyenne.*

Zones	Variables	Calage	Validation	
		NS	RMSE	NS-V
1	MO, T°C-3j	0.480	0.50	0.413
3		0.680	0.59	0.406
5		0.592	0.15	0.494
7		0.525	0.26	0.417
8		0.533	0.16	0.425
2	Bio, e	0.580	0.77	0.231
4		0.445	0.64	0.338
6	MO, A-En3j	0.654	0.70	0.242

Sur les zones qui montrent les conditions les plus défavorables pour l'infiltration zones 2, 4 où la capacité d'infiltration n'a pas montré une évolution temporelle ; il semblerait que les facteurs externes ne jouent pas un rôle sur la variation de *Ks* au cours du temps. La conductivité hydraulique à saturation peut donc être expliquée par les caractéristiques biologiques et physiques des sols tels que le contenu de la biomasse et l'épaisseur de la couche colmatée. Par conséquent, il semblerait que l'épaisseur du sédiment et les caractéristiques biologiques puissent être représentatives de l'évolution du colmatage sur les zones de faible *Ks*.

Sur la zone 6 localisée dans la zone basse de l'ouvrage qui présente les contenus de biomasse les plus élevés, il semblerait que le l'énergie solaire et la MO permettent d'expliquer les variations de *Ks*. Cette analyse permet de mettre en évidence la liaison entre les facteurs climatiques et la production d'algues et des biofilms. Les résultats obtenus peuvent être expliqués par les fortes variations du contenu de la biomasse (CVT = 73 %) au cours du temps.

Cette thèse est accessible à l'adresse : http://theses.insa-lyon.fr/publication/2012ISAL0040/these.pdf
© [C. Gonzalez-Merchan], [2012], INSA de Lyon, tous droits réservés

Sur les zones 1, 3, 5, 7, 8 qui présentent une évolution au cours du temps, les deux paramètres communs qui permettent de mieux expliquer l'évolution du colmatage correspondent à la matière organique et la température de l'air moyenne 3 jours avant chaque campagne de mesure. Par conséquent, les résultats mettent en évidence l'importance des facteurs climatiques sur l'évolution du colmatage locale en lien avec un colmatage de nature biologique. Au cours du temps les paramètres climatiques avec la matière organique peuvent jouer un rôle dans l'évolution du colmatage globale du fond de l'ouvrage. Ceci avait été déjà mis en évidence dans l'analyse globale de l'ouvrage.

2.4. Analyse de facteurs influents par campagne

Afin d'identifier les paramètres bio-physico-chimiques qui permettent d'expliquer la variation du colmatage local dans l'*espace* pour chaque campagne réalisée les couples de combinaisons possibles pour chaque campagne ont été sélectionnées. Cette étude considère une analyse linéaire. Les résultats sont donnés au Tableau 5-12.

Tableau 5-12. *Analyse linéaire des couples des variables prépondérantes qui permettent d'expliquer Ks dans l'espace. NS-V : coefficient de NASH obtenu pour la validation du modèle ; RMSE : est la racine carrée de l'erreur quadratique moyenne.*

Saison	Campagnes	Variables	Calage	Validation	
			NS	RMSE	NS-V
Eté	16-sept.-09	Bio, MO	0.600	0.912	0.148
automne	19-nov.-09		0.605	0.760	0.181
hiver - début printemps	18-mars-10	MO,ε	0.868	0.047	0.687
printemps	22-mai-10		0.813	0.302	0.450
Eté	19-juil.-10		0.540	0.836	0.133
Eté	17-sept.-10		0.771	0.254	0.453
automne	15-oct.-10		0.568	0.589	0.322
automne	24-nov.-10		0.665	0.332	0.337
hiver	17-janv.-11		0.349	0.757	0.158
hiver	9-févr.-11		0.459	0.920	0.045
printemps	4-avr.-11		0.464	1.003	0.033
printemps	11-mai-11		0.536	0.173	0.501

Le contenu en matière organique du sédiment est un paramètre qui permet d'expliquer *Ks* puisqu'elle est présente dans tous les couples analysés. Cependant, la MO ne permet jamais seule d'expliquer *Ks*. Le contenu de la biomasse et la porosité lié à une nature plus ou moins tourbeuse de l'horizon de surface contribuent à expliquer le colmatage dans l'espace. Par conséquent, les paramètres liés au colmatage biologique peuvent jouer un rôle dans la formation du colmatage.

L'ensemble des analyses précédentes ne permet pas de prédire *Ks.* Cependant, cette étude met en évidence la part biologique du colmatage du fond. Dans les études des ouvrages d'infiltration d'eaux pluviales le colmatage biologique est la plupart du temps négligé. En effet, le colmatage dans les ouvrages d'infiltration est supposé être lié aux aspects physique dû aux apports de MES. Cette étude met en évidence l'importance des facteurs climatiques et leurs interactions avec les facteurs biologiques. Les dépôts de MES et de matière organique peuvent interagir avec les facteurs climatiques occasionnant l'évolution du colmatage biologique au sein du système.

Cette thèse est accessible à l'adresse : http://theses.insa-lyon.fr/publication/2012ISAL0040/these.pdf
© [C. Gonzalez-Merchan], [2012], INSA de Lyon, tous droits réservés

Enfin la piètre corrélation de la conductivité hydraulique avec l'ensemble des variables étudiées est probablement due à la faible période d'observation du fond (2 ans) où se mêlent différents facteurs sans que l'état de colmatage ne soit très différent ou n'ait évolué de manière significative.

Cette thèse est accessible à l'adresse : http://theses.insa-lyon.fr/publication/2012ISAL0040/these.pdf
© [C. Gonzalez-Merchan], [2012], INSA de Lyon, tous droits réservés

Cette thèse est accessible à l'adresse : http://theses.insa-lyon.fr/publication/2012ISAL0040/these.pdf
© [C. Gonzalez-Merchan], [2012], INSA de Lyon, tous droits réservés

Cette thèse est accessible à l'adresse : http://theses.insa-lyon.fr/publication/2012ISAL0040/these.pdf
© [C. Gonzalez-Merchan], [2012], INSA de Lyon, tous droits réservés

CONCLUSIONS

Pour étudier le colmatage du fond de l'ouvrage en service nous avons essayé de caractériser la couche de surface au cours de 12 campagnes de mesure de septembre 2009 à mai 2011. Pour toutes ces campagnes, différentes grandeurs ont servi à la caractérisation à savoir : la teneur en eau, la granulométrie, la masse volumique apparente et la masse volumique des particules solides, la porosité, la matière organique, le contenu de biomasse et la conductivité hydraulique à saturation. Ces grandeurs ont été mesurées en 8 zones représentatives du fond. Pour certaines zones, la conductivité hydraulique a été mesurée sur des zones nues et végétalisées. Deux campagnes menées en 2008 et 2010 concernant l'épaisseur et les teneurs en métaux (Zn, Pb, Cu) ont également été réalisées en 100 points du fond. Par ailleurs, nous disposons de mesures climatiques continues (pluviométrie, température d'air, ensoleillement).

En dépit d'une période relativement courte d'observation de l'état de colmatage du fond en différents points, nous avons pu caractériser l'horizon de surface nous permettant d'avancer quelques hypothèses quant à son développement et ses caractéristiques.

La caractérisation de la couche colmatée a montré une grande variabilité spatiale et temporelle. En effet, l'horizon de surface représente un microcosme qui évolue et interagit avec les facteurs (apports d'eau et de matières diverses, facteurs climatiques, végétation, …). Il s'ensuit que le fonctionnement de la surface de l'ouvrage n'est pas homogène. Par ailleurs la diversité et la variabilité des sollicitations induisent également une certaine variabilité temporelle.

Nous avons pu rapporter les constatations suivantes.

L'épaisseur de la couche de surface dépend grandement de la fréquence des apports d'eau de la zone. L'écart entre la zone la plus fréquemment sollicitée (zone d'entrée et zones basses) et la moins sollicitée est supérieure à 15 cm. Par ailleurs, la recherche a montré qu'après le décolmatage l'épaisseur moyenne de la couche colmatée s'accroissait au rythme d'environ 10 mm/an sur la période 2004-2010 et de 14 mm/an pour les trois dernières années 2008-2010 correspondant en grande partie à l'augmentation des apports en MES sur la période. Comme nous sommes capables d'évaluer les apports de MES en continu nous avons pu calculer l'épaisseur de sédiments issue des apports de MES. Il s'avère que 70 % environ de l'accumulation de sédiments provient des apports de MES qui se localisent naturellement dans les zones les plus sollicitées.

Notre étude ne nous permet pas d'expliquer d'où proviennent les 30% restants avec exactitude. Cependant la présence de la végétation, la modification de certaines parties de l'horizon de surface qui devient plus tourbeux nous indique, qu'une partie de ces apports pourraient venir de la végétation et de sa dégradation.

L'horizon de surface est donc hétérogène et présente des caractéristiques différentes selon son mode de sollicitation.

Sur les zones fréquemment sollicitées le dépôt de sédiments est non seulement plus épais

Cette thèse est accessible à l'adresse : http://theses.insa-lyon.fr/publication/2012ISAL0040/these.pdf
© [C. Gonzalez-Merchan], [2012], INSA de Lyon, tous droits réservés

mais il présente une masse volumique apparente plus faible (630 à 765 Kg/m^3), et dans une moindre mesure une masse volumique des particules solides du sol également plus faible (2335 à 2400 Kg/m^3), une porosité élevée (0.43 - 0.72 m^3/ m^3) caractérisant un sol tourbeux, un contenu de matière organique plus important (entre 25 et 30 %) et une teneur en eau supérieure à 30 % par rapport aux autres zones.

La granulométrie de la couche colmatée est globalement très fine (D50 compris entre 8 et 11 µm) et elle est composée principalement de silts ; les zones les moins sollicitées présentant une granulométrie légèrement plus grossière de type limon silteux. Les variations temporelles ont été les plus importantes dans les zones les moins sollicitées qui présentaient à l'origine les caractéristiques du sol sous-jacent (fluvio-glaciaire) et qui se sont couvertes progressivement de sédiments fins. Il y a donc eu petit à petit une homogénéisation de la granulométrie de l'horizon de surface.

Les sédiments présents dans les zones les plus sollicitées sont ceux qui sont les plus pollués par les métaux lourds. L'accumulation globale de ces métaux au cours du temps est nette. Les masses sont multipliées par 2.6 pour le Cuivre, par 3.8 pour le Plomb et par 2 pour le Zinc entre 2005 et 2010. On constate une stabilisation des masses de Plomb au cours du temps que l'on ne s'explique pas. Elle ne semble pas venir d'une extraction par les plantes (l'efficacité étant faible selon les éléments de la littérature et en tout cas pas en mesure de stabiliser les masses de plomb qui arriveraient au bassin), ni une migration en profondeur en raison de la forte affinité du plomb avec les particules du sol.

En tout état de cause, les métaux ont tendance à s'étaler à la surface du bassin. On constate une augmentation des concentrations minimales, moyennes et médianes et une stagnation des concentrations maximales. En 2005, les concentrations les plus élevées se trouvaient en entrée, sur le chenal le plus sollicité du bassin et pour des raisons historiques dans une partie ancienne. En 2010, les concentrations s'homogénéisent de manière très nette à la surface du bassin. On constate donc que la pollution en ETM se développe selon le même processus que le colmatage (*i.e.* les concentrations de polluants sont plus importantes sur les zones les plus colmatées où les conductivités hydrauliques sont plus « faibles »), ce qui est cohérent avec les connaissances actuelles. Les particules fines fixent une bonne partie des ETM qui logiquement se déposent et forment la couche colmatée.

Pour la matière organique, on constate une croissance dans le temps entre septembre 2009 et mai 2011 (d'environ 1.3 fois la valeur initiale), due probablement aux apports en matière organique auquel est soumis l'ouvrage mais aussi au fort développement de la végétation spontanée en surface. Le cycle annuel des plantes peut induire la dégradation des feuilles et des racines à la surface de l'ouvrage. Le contenu de matière organique dans la couche colmatée augmente d'ailleurs sur les périodes d'octobre à janvier.

Le contenu de la biomasse dans l'horizon de surface montre également une grande variabilité au cours du temps. Il est plus important au printemps (développement de différents organismes) et a présenté la valeur la plus faible en été que l'on explique par un possible assèchement de la couche de surface. La zone 6, localisée sur la zone basse de l'ouvrage présente un fort contenu en biomasse associé à une forte épaisseur de la couche colmatée. D'autre part sur cette zone est localisée la plante *Phalaris Arundinacea* qui se caractérise par une production importante de biomasse.

Cette thèse est accessible à l'adresse : http://theses.insa-lyon.fr/publication/2012ISAL0040/these.pdf
© [C. Gonzalez-Merchan], [2012], INSA de Lyon, tous droits réservés

Pour ce qui est de la conductivité hydraulique à saturation (*Ks*), les résultats mettent en évidence que pour des faibles conductivités hydrauliques à saturation, les contenus de matière organique peuvent être importants (> 20 %). Là encore, on constate que c'est dans les zones les plus sollicitées que les conductivités hydrauliques à saturation sont les plus faibles. Des résultats similaires ont été obtenus par Cannavo *et al*. (2010), sur un bassin de rétention - infiltration drainé par un bassin versant de type routier (mesures ponctuelles dans le temps).

Les zones les plus sollicitées ne montrent pas une évolution significative au cours du temps, du moins sur la période étudiée. Lorsque les zones sont colmatées, … elles restent colmatées à un niveau approximativement constant à l'échelle des 2 ans. En revanche sur les zones moins sollicitées où la capacité d'infiltration peut être considérée comme « acceptable » la conductivité hydraulique à saturation présente une évolution significative au cours du temps.

L'ensemble de ces constatations montre que le colmatage sur des ouvrages de grande taille se développe progressivement et logiquement en fonction des zones sollicitées. Ce sont d'abord les zones d'entrée et les zones où les temps de séjour sont les plus importants (zones basses) qui se colmatent en premier. Lorsqu'elles sont colmatées il y a une extension de la zone colmatée. Les sédiments continuent à se déposer dans les zones colmatées et sur les nouvelles zones « conquises » par le colmatage. C'est également dans ces zones que se trouvent les concentrations les plus élevées en matière organique et en métaux qui, elles aussi, tendent à gagner la totalité de la surface de fond.

En termes de conception, il serait de bonne pratique d'essayer de circonscrire des zones de plus faibles surfaces de manière à ce que le colmatage soit plus localisé et les zones circonscrites faciles à curer et entretenir. L'analyse globale (*Cf.* Chapitre 3) a montré qu'un curage permettait de régénérer facilement la perméabilité du fond à un niveau acceptable. Cela permettrait en outre de piéger plus localement la pollution notamment métallique.

La thèse a étudié également les fluctuations saisonnières. Il semblerait que la capacité d'infiltration pendant la saison d'été soit supérieure et significativement différente de celles mesurées en hiver, au printemps et dans certains cas en automne. Nous avons déjà observé cette légère variation dans l'analyse précédente au niveau globale de l'ouvrage. En effet, l'alternance du temps sec et humide, la mise en place de la végétation peuvent modifier la structure de l'horizon de surface. Cette alternance peut créer des conditions favorables à la formation de microfissures qui peut induire de l'infiltration préférentielle à travers l'horizon de surface.

La thèse a exploré ensuite le rôle de la végétation. Il semblerait que les surfaces végétalisées permettent d'améliorer les conditions d'infiltration de l'horizon de surface et de diminuer les effets du colmatage du moins sur la période étudiée. Toutes les plantes ne présentent cependant pas les mêmes performances. Trois plantes présentes dans les zones *a priori* les plus colmatées ont été étudiées (*Phalaris Arundinacea*, *Polygonum Mite* et *Rumex Crispus*). La plante *Phalaris Arundinacea* semble être la plus performante. Ses rhizomes et ses stolons qui se forment à travers l'horizon de surface permettent de créer des macropores et de faciliter le transfert de l'eau à travers la couche colmatée.

Cette thèse est accessible à l'adresse : http://theses.insa-lyon.fr/publication/2012ISAL0040/these.pdf
© [C. Gonzalez-Merchan], [2012], INSA de Lyon, tous droits réservés

En considérant les étapes de croissance des plantes analysées, nous avons montré que la capacité d'infiltration des zones plantées présentait une évolution significative entre chaque étape de vie de la plante. En effet le métabolisme de la plante est calqué sur le rythme saisonnier en adéquation avec les ressources nutritives (eau, quantité de lumière, nutriments…). Pendant les périodes de croissance et de reproduction, la conductivité hydraulique dans les zones végétalisées est significativement supérieure à celle de la période de repos ; les variations de conductivités hydrauliques sur le sol nu étant très faibles en comparaison.

Ces études laissent penser que, la mise en place de la végétation peut contribuer à changer les conditions d'infiltration pendant certaines périodes notamment en été au moment des fortes pluies. Néanmoins, la mise en place de la végétation ne suffit pas pour restaurer complètement les conditions d'infiltration sur une couche déjà très colmatée.

Enfin nous avons essayé d'analyser statistiquement les facteurs qui peuvent jouer un rôle dans la capacité d'infiltration de l'horizon de surface. Les corrélations linéaires tentées ne sont pas de bonne qualité (NS rarement au-dessus de 0.5). L'exercice statistique est difficile car le phénomène de colmatage est, nous l'avons évoqué, le fruit de la superposition de fluctuations longues dans le temps (évolution sur le long terme), saisonnières, et ponctuelles liées à des évènements climatiques et à leurs antécédents. Or la chronique de mesures pour cette étude est relativement courte (septembre 2009 à mai 2011 soit moins de 2 ans). Même si elle permet d'inférer des hypothèses qualitatives constructives, elle semble de trop faible durée pour en tirer des conclusions statistiques intéressantes.

Les résultats montrent néanmoins que sur la période d'observation, aucune variable simple n'explique correctement à elle seule les fluctuations de la conductivité hydraulique à saturation ni les paramètres entrant en jeu dans le colmatage biologique ni les paramètres physiques en raison des variabilités spatiales et temporelles de chaque paramètre. Les variables qui semblent le mieux expliquer les variations de *Ks* sont la matière organique (*MO*), les facteurs climatiques comme la température moyenne de l'air dans les trois jours avant chaque campagne (*T-3j*) et la biomasse (*BIO*). Il semblerait aussi que l'épaisseur de sédiments et les concentrations en métaux soient très corrélés entre eux et permettent d'expliquer une partie des variations de *Ks*.

En tout cas, cette recherche met en évidence que le colmatage dans les ouvrages d'infiltration semble également d'origine biologique alors que dans les études sur des ouvrages d'infiltration des eaux pluviales le colmatage biologique est la plupart du temps négligé.

Cette thèse est accessible à l'adresse : http://theses.insa-lyon.fr/publication/2012ISAL0040/these.pdf
© [C. Gonzalez-Merchan], [2012], INSA de Lyon, tous droits réservés

Cette thèse est accessible à l'adresse : http://theses.insa-lyon.fr/publication/2012ISAL0040/these.pdf
© [C. Gonzalez-Merchan], [2012], INSA de Lyon, tous droits réservés

Cette thèse est accessible à l'adresse : http://theses.insa-lyon.fr/publication/2012ISAL0040/these.pdf
© [C. Gonzalez-Merchan], [2012], INSA de Lyon, tous droits réservés

BILAN ET CONCLUSIONS GÉNÉRALES

En matière d'objectifs et de méthode

Cette thèse s'est intéressée à mesurer et comprendre l'évolution spatio-temporelle du colmatage à une échelle mégascopique (l'échelle d'un ouvrage extensif type) et diachronique (sur le moyen terme).

Pour cela une approche expérimentale a été menée au sein de l'OTHU selon trois niveaux d'investigation sur un même ouvrage en conditions réelles de fonctionnement (le bassin Django Reinhardt à Chassieu (69)). Un premier niveau (échelle globale) a consisté à mesurer l'évolution temporelle du système pris dans son ensemble grâce au calage de la résistance hydraulique à 20°C au sens du modèle de Bouwer. Un deuxième niveau (échelle semi globale) nous a permis de distinguer l'évolution temporelle du colmatage du fond et celui des parois. Un troisième niveau (échelle locale) a tenté d'explorer la répartition spatiale et temporelle du colmatage sur le fond de l'ouvrage mais sur une échelle de temps plus courte (2 ans) à partir de mesures ponctuelles de la conductivité hydraulique à saturation.

Nous avons suivi en parallèle et en continu des facteurs reconnus pour avoir généralement un impact sur l'évolution du colmatage. Pour les échelles globales et semi globales il s'agit de : la pluviométrie, l'ensoleillement, les débits entrants dans le système, la turbidité et donc de manière indirecte les concentrations de MES et de DCO, la température de l'eau et de l'air et les hauteurs d'eau dans le bassin. Nous avons dû développer des algorithmes permettant de combler certaines lacunes dans les chroniques en ayant recours soit à des règles expertes soit à de la modélisation.

Pour l'échelle locale, nous avons suivi pendant 12 campagnes de mesure des caractéristiques du fond, c'est-à-dire : la teneur en eau, la granulométrie, la masse volumique apparente et la masse volumique des particules solides, la porosité, la matière organique, le contenu de biomasse avec la conductivité hydraulique à saturation. Ces grandeurs ont été mesurées en 8 zones jugées représentatives du fond. Pour certaines zones, la conductivité hydraulique a été mesurée sur des zones nues et végétalisées avec différentes plantes. Deux campagnes supplémentaires ont permis d'estimer l'épaisseur de la couche colmatée et les teneurs en métaux (Zn, Pb, Cu).

Nous n'avons travaillé que sur un seul bassin d'infiltration. On pourrait opposer à cette étude la singularité d'un site et de son sol support. Cependant selon Arambourou (2007), la majorité des villes françaises est construite en zone alluvionnaire (74% d'entre elles sur le bassin Rhône Méditerranée et Corse par exemple) et présente des caractéristiques de sol support assez proches de celui de Django Reinhardt. Par ailleurs les systèmes d'infiltration extensive présente la plupart du temps des conceptions également assez proches de celles de Django Reinhardt. Cela nous incite à penser que la portée des observations faites dépasse le simple cas du bassin Django Reinhardt. Cependant, s'il est représentatif de bassin centralisé, il ne l'est pas forcément de systèmes plus à la source, ce vers quoi il faudrait se diriger aujourd'hui.

Cette thèse est accessible à l'adresse : http://theses.insa-lyon.fr/publication/2012ISAL0040/these.pdf
© [C. Gonzalez-Merchan], [2012], INSA de Lyon, tous droits réservés

Originalité

Des travaux précédents avaient postulé que le colmatage des ouvrages d'infiltration n'était imputable qu'aux apports de MES. À partir de cette hypothèse la modélisation du colmatage avait été proposée afin d'améliorer la conception des ouvrages et leur durée de vie. Les études sur de petites échelles (colonnes et/ou pilotes en conditions contrôlées) ont également permis d'étudier le rôle de différents facteurs pris seuls (climatiques, types de matériaux de constitution du milieu filtrant, végétation, type d'effluents…) sur l'évolution du colmatage. Néanmoins, le fait que l'ouvrage soit exposé à ces différents facteurs ensemble (*e.g.,* variations climatiques en continu et à des apports dont les fréquences ne sont pas maîtrisées) n'ont pas été pris en compte dans la plupart des cas. L'originalité de cette étude a donc consisté à étudier un ouvrage de grande taille dans le temps et dans l'espace de manière plus systémique et en conditions réalistes de fonctionnement.

En matière de résultats

En considérant le positionnement du travail et les questions qui ont été posées au début de cette recherche, ces travaux ont permis de mettre en évidence les éléments suivants.

Localisation du colmatage au sein d'un ouvrage d'infiltration de grande taille et développement spatial

L'échelle semi globale montre très clairement que le colmatage se produit principalement sur le fond. Alors que les résistances des parois restent approximativement constantes avec des valeurs très faibles, la résistance du fond subit un accroissement certain au cours du temps.

Si l'on analyse la première période pendant laquelle le bassin était colmaté, on constate que les parois semblaient commencer à se fermer.

En termes opérationnels, ces constatations signifient qu'il serait de bonne pratique de prendre en compte des facteurs de sécurité quant à la surface d'infiltration considérée en conception. Or à l'heure actuelle nombre de méthodes ne supposent qu'une infiltration par le fond. Cela montre également que la surface de berges est primordiale et peut expliquer pourquoi de petits systèmes à la source comme les biofiltres peu profonds par exemple sont plus enclins à se colmater que des systèmes plus centralisés (Le Coustumer, 2008).

Lorsque l'on étudie le colmatage à la surface du bassin à l'échelle locale, on constate une grande hétérogénéité observée sur 2 ans de mesures. Il semble que le colmatage sur des ouvrages de grande taille se développe progressivement et logiquement en fonction des zones les plus sollicitées. Ce sont d'abord les zones d'entrée et les zones où les temps de séjour sont les plus importants (zones basses) qui se colmatent en premier lieu. Lorsque leur niveau de colmatage augmente, il y a bien extension de la zone colmatée. L'évolution des zones « primo colmatées » se faisant alors plus lentes au détriment des zones alentours où la conductivité hydraulique baisse de manière plus marquée. Les sédiments continuent alors à se déposer dans les zones colmatées et sur les nouvelles zones « conquises » par le colmatage.

Les zones les plus sollicitées présentent des caractéristiques bien identifiables : granulométrie fine de l'horizon de surface (D50 de l'ordre de la dizaine de microns), masse volumique apparente faible (630 à 765 Kg/m^3) et masse volumique des particules solides du sol également plus faible (2 335 à 2 400 Kg/m^3) que dans les autres zones, porosité élevée

Cette thèse est accessible à l'adresse : http://theses.insa-lyon.fr/publication/2012ISAL0040/these.pdf
© [C. Gonzalez-Merchan], [2012], INSA de Lyon, tous droits réservés

(0.43 - 0.72 m^3/ m^3) caractérisant un sol tourbeux, et une teneur en eau supérieure à 30 %. C'est également dans ces zones que se trouvent les concentrations les plus élevées en matière organique (entre 25 et 30 %) et en métaux. La contamination en métaux, elle aussi, tend à gagner la totalité de la surface de fond. On le constate particulièrement pour les métaux car on dispose de campagnes sur de plus longues durées (prolongement de campagnes existantes de 2005 à 2011) pour ces composés.

En termes opérationnels, il semble qu'il serait de bonne pratique d'essayer de circonscrire des zones de plus faibles surfaces de manière à ce que le colmatage soit plus localisé et les zones délimitées faciles à curer et entretenir. L'analyse globale a montré par ailleurs qu'un curage permettait de régénérer facilement la perméabilité du fond à un niveau acceptable (passage d'une résistance hydraulique de l'ordre de 24 h à moins de 6 h). Cela permettrait en outre de piéger et contenir plus localement la pollution notamment métallique.

Nature et origine du colmatage

Globalement on constate que le colmatage présente une composante physique claire. La granulométrie, nous l'avons dit, est fine (D50 compris entre 8 à 11 µm et D90 entre 20 et 25 µm) tout à fait en rapport avec la granulométrie des particules apportées par les eaux de ruissellement pluviales après passage par un compartiment de décantation. La couche de surface est très noire et très facile à délimiter par rapport au sol support de type fluvioglaciaire. La comparaison de l'épaisseur moyenne de sédiments à la surface du bassin évaluée finement lors de 2 campagnes de mesures en 100 points et l'épaisseur moyenne équivalente issue des apports en MES de l'eau d'alimentation acquises en continu nous montrent que 60 à 70 % environ des sédiments de la couche peuvent venir des apports de MES. Les autres pouvant provenir de sources autres que nous n'avons pu identifier avec les informations dont nous disposons et qui peuvent être liées à la présence de végétation et sa dégradation, aux apports atmosphériques, etc.…

Evolution du colmatage dans le temps et rôle de la végétation

L'échelle globale nous a permis de suivre son évolution sur 8 ans. On constate qu'au bout de cette durée après le décolmatage du bassin, celui-ci n'est toujours pas complètement colmaté et sa résistance hydraulique globale comme celle du fond est encore aujourd'hui inférieure à 24 h.

Au cours de ces 8 années et après son décolmatage en 2004, le bassin a vu sa résistance hydraulique subir un accroissement régulier puis une stagnation que nous avons imputée au développement d'une végétation spontanée importante couvrant une bonne partie du bassin ; ce développement étant le seul évènement remarquable. En effet à partir des suivis opérés des différentes grandeurs au cours du temps, nous avons pu remarquer que les quantités d'eau, de MES et de DCO apportées, les conditions climatiques n'ont pas été plus défavorables et bien différentes sur les diverses périodes où la résistance hydraulique a changé. On a donc pu légitimement faire l'hypothèse que la végétation avait pu jouer un rôle bénéfique sur l'évolution du colmatage.

Ce rôle a été vérifié à l'échelle locale. Sur trois différentes zones sollicitées, nous avons en effet réalisé des essais de conductivités hydrauliques à saturation avec et sans végétation. Trois plantes présentes dans les zones *a priori* les plus colmatées ont été étudiées (*Phalaris*

Cette thèse est accessible à l'adresse : http://theses.insa-lyon.fr/publication/2012ISAL0040/these.pdf
© [C. Gonzalez-Merchan], [2012], INSA de Lyon, tous droits réservés

Arundinacea, *Polygonum Mite* et *Rumex Crispus*). Pour ces cas, les valeurs moyennes et médianes de la conductivité hydraulique à saturation sont globalement plus importantes sur les zones végétalisées. Cependant afin de vérifier cette hypothèse nous avons fait une analyse de comparaison appariée zone nue – zone végétalisée, pour chaque type de plante sélectionnée sur une zone donnée. Les résultats montrent que seule *Phalaris Arundinacea* présente une différence significative entre surface nue et surface végétalisée. La capacité d'infiltration à travers l'horizon végétalisé y est environ deux fois plus importante que la capacité d'infiltration du sol nu. Ses rhizomes et ses stolons qui se forment à travers l'horizon de surface permettent de créer des macropores et de faciliter le transfert de l'eau à travers la couche colmatée.

Nous avons ensuite considéré les différentes étapes de vie des plantes. Le métabolisme des plantes étudiées est calqué approximativement sur le rythme saisonnier en fonction des ressources permettant ou non son développement (eau, quantité de lumière, nutriments…). Pendant les périodes de croissance et de reproduction, la conductivité hydraulique dans les zones végétalisées est significativement supérieure à celle de la période de repos ; les variations de conductivités hydrauliques sur le sol nu étant très faibles en comparaison. Ces études laissent penser que la mise en place de la végétation peut en effet contribuer à changer les conditions d'infiltration pendant certaines périodes, notamment en été au moment des fortes pluies. Néanmoins, la mise en place de la végétation ne suffit pas pour restaurer complètement les conditions d'infiltration sur une couche déjà très colmatée.

Des recherches devraient être poursuivies sur le choix du type de végétaux à implanter sur ces systèmes d'infiltration en fonction de différents critères et objectifs (aptitude à maintenir la pérennité de l'infiltration, l'aptitude à piéger les polluants et quels polluants, facilité d'entretien, ne compromettant par la santé des usagers ou des riverains (non allergène par exemple ou non contaminant), esthétique, etc.…). Cela demande par ailleurs une meilleure évaluation des mécanismes plante / sol / sédiments pour pouvoir espérer évaluer leurs performances vis-à-vis des critères énoncés.

Facteurs influents

Que ce soit à une échelle locale, semi globale ou globale les facteurs pris en compte n'ont pas complètement permis d'expliquer statistiquement les variations des indicateurs de colmatage (la résistance hydraulique ou la conductivité hydraulique à saturation). Quelques variables semblent en expliquer une part. Il s'agit des volumes d'eau apportés, des masses de MES ou de DCO, l'énergie solaire pour les échelles globales (résistance hydraulique). Il s'agit de la matière organique et la température moyenne de l'air dans les trois jours avant chaque campagne, la biomasse pour la conductivité hydraulique à l'échelle locale. Les variables qui ressortent sont soit liées au développement physique du colmatage (apport d'eau ou de MES par exemple) soit liées aux conditions de son développement biologique. Les apports semblent bien présents sans que l'on puisse vraiment quantifiés leur part respective.

Dans les deux cas, nous pensons néanmoins que les séries statistiques ne sont pas suffisamment longues pour interpréter vraiment des tendances. Sur 8 ans nous comptions identifier les « constantes de temps » du long terme. Cependant le bassin a connu un développement de la végétation qui a créé une discontinuité (instationnarité) au milieu de la série modifiant sa possible structure d'évolution. Pour l'approche locale nous comptions

Cette thèse est accessible à l'adresse : http://theses.insa-lyon.fr/publication/2012ISAL0040/these.pdf
© [C. Gonzalez-Merchan], [2012], INSA de Lyon, tous droits réservés

identifier les traits des variabilités courtes (effet saisonnier par exemple, ou effet des pluies) mais la période est trop brève. L'analyse mériterait donc d'être poursuivie avec des outils statistiques plus performants sur de plus longues périodes. En parallèle les facteurs pris en compte ne sont peut-être pas les plus pertinents. Nous n'avons par exemple pas pu (su ?) mesurer le phénomène de compactage.

Retour sur les indicateurs de colmatage

Nous avons, via les échelles d'investigation mises en place, utilisé deux indicateurs qui sont généralement ceux que l'on trouve dans la littérature : une résistance et une conductivité hydrauliques, la deuxième étant plus communément utilisée.

La recherche a montré que la méthode d'estimation globale de la résistance hydraulique au sens de Bouwer était un bon indicateur pour le suivi du colmatage d'un bassin de grande taille infiltrant dans un sol support très ouvert comme le fluvio-glaciaire et avec une nappe à plus de 1 m (ce qui est généralement le cas des bassins d'infiltration des eaux pluviales). Le calage de la résistance a toujours été de bonne qualité.

La mesure de la conductivité hydraulique à saturation *in situ* a été réalisée avec l'essai Beerkan, interprétée par l'intermédiaire de l'algorithme BEST. La mesure est simple mais ponctuelle alors que l'évaluation de la résistance hydraulique demande, pour être réalisée proprement, plus de moyens techniques.

Nous avons néanmoins essayé de croiser les deux approches pour mesurer leur degré de concordance. Pour cela et pour des campagnes menées sur des périodes proches nous avons fait la comparaison entre la résistance hydraulique globale du fond calée classiquement et la résistance obtenue à partir des évaluations locales en faisant le rapport de l'épaisseur de couche colmatée sur la conductivité hydraulique. Plus exactement, nous avons pour chacune des 8 zones, calculé l'épaisseur moyenne estimée à partir d'un sous-ensemble issu des 100 points de mesures et recoupant la surface de la zone considérée. Nous avons pris la valeur de la conductivité hydraulique mesurée sur la zone et calculé une résistance hydraulique par zone (rapport de l'épaisseur à la conductivité hydraulique). La résistance hydraulique globale a été estimée enfin en faisant la moyenne des résistances pondérées par les surfaces. Les comparaisons laissent apparaître des écarts importants de l'ordre de 50 %. La variabilité du fond est effectivement importante et 8 points peuvent suffire pour caractériser différentes parties du fond mais pas pour calculer le débit d'infiltration par exemple.

Pour continuer

Nous avons déjà évoqué les pistes qu'il faudrait explorer pour mener une analyse plus complète : suivre les résistances hydrauliques sur de plus longues périodes, adopter des analyses statistiques temporelles plus approfondies, intégrer d'autres facteurs (compactage, meilleures caractérisation des apports de temps sec,…). Il serait également nécessaire de travailler de manière plus transversale pour essayer de développer une méthode de quantification de la part biologique du colmatage par rapport à un développement purement physique. Les plantes semblant jouer un rôle majeur dans le colmatage, les mécanismes pouvant intervenir seraient également d'un intérêt certain.

Par ailleurs il serait maintenant nécessaire d'exporter les méthodes globales et locales sur d'autres sites de manière à s'assurer de la consistance des résultats.

Cette thèse est accessible à l'adresse : http://theses.insa-lyon.fr/publication/2012ISAL0040/these.pdf
© [C. Gonzalez-Merchan], [2012], INSA de Lyon, tous droits réservés

Une autre piste consisterait à étudier les effets d'échelles entre systèmes d'infiltration de petite taille (gestion à la source) par rapport à des systèmes centralisés, d'autant plus que ces systèmes de gestion à la source semblent devenir des stratégies incontournables pour les collectivités territoriales.

Cependant compte tenu des enjeux, l'analyse du comportement de ces systèmes d'infiltration vis-à-vis de la pollution et de la contamination des horizons de surface ainsi que des eaux souterraines semble aujourd'hui majeure notamment vis-à-vis de polluants plus diffus et moins étudiés comme les micropolluants organiques (pesticides par exemple).

Cette thèse est accessible à l'adresse : http://theses.insa-lyon.fr/publication/2012ISAL0040/these.pdf
© [C. Gonzalez-Merchan], [2012], INSA de Lyon, tous droits réservés

Cette thèse est accessible à l'adresse : http://theses.insa-lyon.fr/publication/2012ISAL0040/these.pdf
© [C. Gonzalez-Merchan], [2012], INSA de Lyon, tous droits réservés

Cette thèse est accessible à l'adresse : http://theses.insa-lyon.fr/publication/2012ISAL0040/these.pdf
© [C. Gonzalez-Merchan], [2012], INSA de Lyon, tous droits réservés

REFERENCES BIBLIOGRAPHIQUES

Aagaard P., Jahren J., (2010). Special issue introduction: Compaction processes-Porosity, permeability and rock properties evolution in sedimentary basins. *Marine and Petroleum Geology*. 27, 1681-1683.

Achleitner S., Engelhard C., Stegner U., Rauch W., (2007). Local infiltration devices at parking sites – Experimental assessment of temporal changes in hydraulic and contaminant removal capacity. *Water Science and Technology*. 55(4), 193–200.

Aggelides S.M., Londra P.A., (2000). Effects of compost produced from town wastes and sewage sludge on the physical properties of a loamy and a clay soil. *Bioresource Technology*. 71, 253-259.

Albrechtsen H-J., Boe-Hansen R., Engelsen P., Henze M., Mikkelsen P.S., (2001). Effects of organic matter on clogging in sand columns. *Artificial recharge of groundwater EC project ENV4-CT95-0071.* 127-136

Allison L.E., (1947). Effect of microorganisms on permeability of soil under prolonged submergence, *Soil Science*. 63, 439-450.

Amato M. and Ladd J.N. (1988) Essay for microbial biomass based on ninhydrin –reactive nitrogen inn extracts of fumigated soils. *Soil Biology & Biochemistry*, 20, 107-114.

Appleyard S.J. (1993). Impact of stormwater infiltration basins on groundwater quality, Perth metropolitan region, Western Australia. *Environmental Geology* 21, 227-236.

Arambourou H. Hydrogéochimie des métaux lourds en milieu hétérogène non saturé. *Rapport de travail de fin d'étude de l'Ecole Nationale des Travaux Publics de l'Etat, 2007,* 83 p.

ARC, 2003. Stormwater Management Devices: Design Guidelines Manual, Auckland Regional Council, Auckland, New Zealand.

Archer A.N.L., Quniton J.N., Hess T.M., (2002). Below – ground relationships of soil texture, roots and hydraulic conductivity in two-phase mosaic vegetation in South-east Spain. *Journal of Arid Environments.* 52, 535-553.

ATV-DVWK- Arbeitsblatt A 138: Planung, bau und betrieb von Anlagen zur Versickerung von Niederschlagswasser, *Hennef* 2002.

Auckland City Council (2003). Soakage Design Manual. Auckland City Council, Auckland. 39 p.

Azzout Y. Barraud S., Crès FN, Alfakih E. (1994). Techniques alternatives en assainissement pluvial. *Paris : éd. Tec & Doc de Lavoisier*, 372 p.

Bachoc A., Chebbo G. et Mouchel J.M. (1993) La pollution des rejets pluviaux urbains : son importance, ses caractéristiques, quelques éléments sur ses origines et son interception. In "Rejets urbains par temps de pluie: pollutions et nuisances", *B. Tassin et D.R. Thévenot éditeurs, Paris (France): Presses de l'ENPC*, 9-23.

Badin A-L. 2009. *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, L'Institut National des Sciences Appliquées de Lyon, Lyon, 214 p.

Cette thèse est accessible à l'adresse : http://theses.insa-lyon.fr/publication/2012ISAL0040/these.pdf
© [C. Gonzalez-Merchan], [2012], INSA de Lyon, tous droits réservés

Badin A-L., Monier A., Volatier L, Geremia R., Delolme C., and Bedell J-P. (2011). Structural Stability, Microbial Biomass and Community Composition of Sediments Affected by the Hydric Dynamics of an Urban Stormwater Infiltration Bassin Dynamics of Physical and Microbial Characteristics of Stormwater Sediment. *Microbial Ecology,* 61(2), 248-261.

Badin A-L;, Méderel G., Béchet B., Borschneck D., Delolme C., (2009). Study of aggregation of the surface layer of technosol from stormwater infiltration basins using grain size distribution with laser diffractometry. *Geoderma*, 153, 163-171.

Bardin J.P., Barraud S., (2004). Aide au diagnostic et à la restructuration du basin de rétention de Chassieu. *Rapport INSA-Lyon – URGC Hydrologie Urbaine*. 62p.

Barraud S, Gibert J., Winiarski T., Bertrand-Krajewski JL., (2002). Implementation of monitoring system to measure impact of stormwater runoff infiltration. *Water Science Technology* 45(3), 203-210.

Barraud S. (2009). Infiltration intentionnelle des eaux de RUISSELLEMENT. Cours d'Hydrologie Urbaine, Partie 16. Master Génie Civil, MEGA, Polycopiés de cours, 48 p.

Barraud S., Fletcher T., Cherqui F., Métivier T., Boer S., Hamel P., (2011). Operational feedback and guidelines for alternative technologies for stormwater collection and treatment. *Review of SUDS performance indicators*. 134 p.

Barraud S., Perrodin Y., Delolme C., Winiarski T., Bedell J-P., Gibert J., Malard F., Mermillod B., Gourdon R., Desjardins V., (2006). *Guide technique: Recommandations pour la faisabilité, la conception et la gestion des ouvrages d'infiltration des eaux pluviales en milieu urbain.* Programme « MGD Infiltration » du RCGU Maîtrise et gestion durable des ouvrages d'infiltration des eaux pluviales en milieu urbain, 62 p.

Barrett M., Taylor S (2004), Retrofit of storm water treatment controls in a highway environment, 5th *in International conference on sustainable techniques and strategies in urban water management,* Lyon, France, June *2004*. 243 -250.

Baveye P., and Jacquet R., (1987). Interaction des microorganismes avec les processus physiques et physico-chimiques en milieu poreux saturé. *Proceedings of the international Conference on Impact of Physico-chemistry on the study, Design and Optimization of processes in Natural Porous Media, Presses Universitaires de Nancy, Nancy* p. 303-309.

Baveye, P., Vadevivere, P., and Lozada D., (1992). Comment on "biofilm growth and the related changes in physical properties of a porous medium. I. Experimental Investigation" by S. W. Taylor and P. R. Jaffé. *Water Resources Research.* 28(5), 1481-1482.

Baveye, P., Vadevivere, P., Hoyle, B.L., Deleo, P.C. de lozada, D.S., (1998). Environmental Impact and Mechanisms of the Biological Clogging of Saturated Soils and Aquifer Materials. *Critical reviews in environmental science and technology* 28(2), 123-191.

Becouze-Lareure C., (2010). *Caractérisation et estimation des flux de substances prioritaires dans les rejets urbains par temps de pluie sur deux bassins versants expérimentaux*. Thèse de Doctorat en Génie Civil. INSA de Lyon. 308 p.

Bedell J.-P., Capilla X., Giry C., Schwartz C., Morel J.L. and Perrodin Y. (2009). Distribution, movement and availability of Cd, and Zn in a dredged sediment cultivated with Salix alba. *Environmental and Experimental Botany*, 67, 403-414.

Cette thèse est accessible à l'adresse : http://theses.insa-lyon.fr/publication/2012ISAL0040/these.pdf
© [C. Gonzalez-Merchan], [2012], INSA de Lyon, tous droits réservés

Bedell J.P., Neto M., Delolme C., Ghidini M., Winiarski T., Perrodin Y., (2004). Etude des paramètres physico-chimiques et microbiologiques du sol d'un bassin d'infiltration rénové des eaux pluviales de l'est lyonnais. 5th *in International conference on sustainable techniques and strategies in urban water management,* Lyon, France, June *2004.* 10 p in [CD ROM].

Bedell J.P., Winiarski T., Delolelme C., Ghidini M., (2001). Profils chimiques et éléments de caractérisation du basin colmaté de Django Reinhardt. *Rapport préliminaire 2001. Contrat Grand Lyon/FormEquip-ENTPE.*

Beenen A.S., Boogaard F.C., (2007). Lessons from ten years storm water infiltration in the Dutch Delta. 6th in International conference on sustainable techniques and strategies in urban water management, Lyon, France, June 2007 in [CD ROM].

Bellin, C. A. et P. S. C. Rao (1993). Impact of bacterial biomass on contaminant sorption and transport in a subsurface soil. Applied and Environmental Microbiology 59(6), 1813-1820.

Bergman M., Hedegaard M.R., Petersen M.F., Binning P., Mark O., Mikkelsen., (2011). Evaluation of two stormwater infiltration trenches in central Copenhagen after 15 years of operation. *Water Science Technology.* 63(10), 2279-2286.

Bertrand-Krajewski J.L., (2004). TSS concentration in sewers estimated from turbidity measurements by means of linear regression accounting for uncertainties in both variables. *Water Science and Technology,* 50(11), 81-88.

Bertrand-Krajewski J.L., Bardin J.P., (2001). Estimation des incertitudes de mesure sur les débits et les charges polluantes en réseau d'assainissement : application au cas d'un basin de retenue-décantation en réseau séparatif pluvial. *La Houille Blanche*, 6-7, 99-108.

Bertrand-Krajewski J.-L., Barraud S., Gibert J., Malard F., Winiarski T., Delolme C. (2008). Chapitre: 23. The OTHU case study: integrated monitoring of stormwater in Lyon, France. *In Data Requirements for Integrated Urban Water Management, UNESCO International Hydrologic Program (IHP-VI). Edited by T. Fletcher & A. Deletic, UNESCO and Taylor & Francis*, 303-314.

Bertrand-Krajewski J.L., Barraud S., Lipeme-Kouyi G., Torres A., Lepot M., (2007). Event and annual TSS and COD loads in combined sewer overflows estimated by continuous in situ turbidity measurements. 11th International Conference on Diffuse Pollution, Belo Horizonte, Brazil, 26-31 August.

Bertrand-Krajewski J.-L., Laplace D. Joannis C., Chebbo G. (2000). Mesures en hydrologie urbaine et assainissement: *Tec et Doc Lavoisier,* Paris (France). 794 p.

Bouwer H., (1969). Theory of seepage from open channels. *Advances in hydrosciences.* 5, 121-172.

Bouwer H., (2002). Artificial recharge of groundwater: hydrogeology and engineering. *Hydrogeology Journal.* 10, 121-142.

Bouwer H., Back J.T., Oliver J.M. (1999). Predicting infiltration and ground water mounding for artificial recharge. *Journal of Hydrologic Engineering.* 4(4), 350–357

Bratières K., Fletcher T. D., Deletic A., Somes N., Woodcock T. (2010). Hydraulic and pollutant treatment performance of sand based biofilters. *7th international conference on sustainable techniques and strategies in urban water management, Lyon, France, June 27-July 1st, 2010*, 10 p.

Bratieres K., Fletcher T., Deletic A., Zinger Y., (2008). Nutrient and sediment removal by stormwater biofilters: a large-scale design optimisation study. *Water Research.* 42, 3930-3940.

Cette thèse est accessible à l'adresse : http://theses.insa-lyon.fr/publication/2012ISAL0040/these.pdf
© [C. Gonzalez-Merchan], [2012], INSA de Lyon, tous droits réservés

Bressy A., (2010). *Flux de micropolluants dans les eaux de ruissellement urbaines. Effets de différents modes de gestion des eaux pluviales*. Thèse de Doctorat . Université Paris-Est – CEREVE. 332 p.

Brooks R.H. & Corey, C.T. 1964. Hydraulic Properties of Porous Media. *Hydrological Paper 3, Colorado State University, Fort Collins, CO.*

Browne D, Deletic A, Mudd GM, Fletcher TD (2009). A 2D stormwater infiltration trench model. 8th International Conference on Urban Drainage Modelling, Tokyo, Japan, September 7-11 in [CD-ROM].

Browne D., Deletic A., Fletcher T.D., Mudd G. (2011). Modeling the development and consequences of clogging for stormwater infiltration trenches. 12th International Conference on Urban Drainage, Porto Alegre/Brazil, 11-16 September 2011. Paper 05140.

Browne D., Deletic A., Mudd G., Fletcher T.D., (2008). Anew saturated/unsaturated model for stormwater infiltration systems. *Hydrological Process*, 22, 4838-4849.

Cameira, M.R., Fernando, R.M., Pereira, L.S., 2003. Soil macropore dynamics affected by tillage and irrigation for a silty loam alluvial soil in southern Portugal. *Soil Tillage Res.* 70 (2), 131–140.

Cammeraat L.H., Imeson A.C. 1999. The evolution and significance of soil vegetation patterns following land abandonment and fire in Spain. *Catena*, 37, 107–127.

Cannavo P., Vidal-Beaudet L., Béchet B., Lassabatère L., Charpentier S., (2010). Spatial distribution of sediments and transfer properties in soils in a stormwater infiltration basin. *Journal of Soils and Sediments*. 10, 1499-1509.

CEE (1991). Directive 91/271/CEE du Conseil du 21 mai 1991 relative au traitement des eaux résiduaires urbaines (DERU). http://eur-lex.europa.eu/LexUriServ/LexUriServ.do?uri=CELEX:31991L0271:FR:HTML (consulté 01/01/2011)

Celia MA, et al. 1990. A general mass-conservative numerical solution for the unsaturated flow equation. *Water Resources Research* 26, 1483–1496.

Celik I., Ortas I., Kilic S., (2004). Effects of compost, mycorrhiza, manure and fertilizer on some physical properties of a Chromoxerert soil. *Soil & Tillage Research*. 78, 59–67.

Cerda A., (1996). Seasonal variability of infiltration rates under contrasting slope conditions in southeast Spain. *Geoderma,* 69, 217-232.

Cerda A., (1997). Seasonal changes of the infiltration rates in a Mediterranean scrubland on limestone. *Journal of Hydrology,* 198, 209-225.

Chebbo G. (1992). *Solides des rejets pluviaux urbains caractérisation et traitabilité.* Thèse de doctorat : Ecole Nationale des Ponts et Chaussées, 413 p + annexes.

Chebbo G., Mouchel J-M., Saget A., Gousailles M., (1995). La pollution des rejets urbains par temps de pluie: flux, nature et impacts. *TSM*. 11, 796-806.

Chen T.H., Chiu C.Y., Tian G. (2005) Seasonal dynamics of soil microbial biomass in coastal sand dune forest. Pedobiologia 49, 645–653.

Chocat B. (1997). *Encyclopédie de l'hydrologie urbaine et de l'assainissement.* Paris – France : TEC & DOC *Lavoisier*, 1997, 1024 p.

Chocat B., (2004) *Définition d'une méthode d'évaluation environnementale, technique et socioéconomique de stratégies d'assainissement pluvial par infiltration en milieu urbain*. Thématiques prioritaires de la

Cette thèse est accessible à l'adresse : http://theses.insa-lyon.fr/publication/2012ISAL0040/these.pdf
© [C. Gonzalez-Merchan], [2012], INSA de Lyon, tous droits réservés

Région Rhône Alpes 2003-2005. Rapport Année 2. Lyon : Région Rhône Alpes, 49 p

Chocat B., Bertrand-Krajewski J.-L., Barraud S. (2007). Chapitre : Les eaux pluviales urbaines et les rejets urbains de temps de pluie. *Les techniques de l'Ingénieur*. Edition T.I. Doc. W6 800 – 8-2007. 17 p.

CIRIA (2007). The SUD Manual C697, 606p. London. www.cardiff.gov.uk/objview.asp?object_id=15780 (Consulté le 12/11/2011).

CIRIA, (1996). *Report 156 Infiltration drainage: manual of good practice*. London : Construction Industry Research and Information Association. 107 p.

Citeau L. (2006). *Transfert sols-eaux-plantes de micropolluants: état des connaissances et application aux eaux de ruissellement urbaines.* Rapport pour l'Agence de l'Eau Seine-Normandie, Nanterre, 132 p.

Claytor, R.A., Schueler, T.R., 1996. *Design of Stormwater Filtering Systems.* The Centre for Watershed Protection, Silver Spring, Maryland.

Crabtree B., Moy F., Whitehead M., (2005). Pollutants in highway runoff. *10t^h International Conference on Urban Drainage*, Copenhagen, Denmark, 21-26 August 2005. 8p in [CD-ROM].

Cunnigham A.B., Anderson C.J., Bouwer H., (1987). Effects to sediment-ladem flow on channel bed clogging .*Journal Irrigation and Drainage Engineering*. 113(1) 106-118.

Datry T., (2003). Urbanization and groundwater quality-Subterranean ecosystem responses to artificial stormwater infiltration. 180p.

Datry T., Malard F., Vitry L., Hervant F., and Gibert J., (2003). Solutes dynamics in the bed sediments of a stormwater infiltration basin. *Journal of Hydrology* 273, 217-233.

Dechesne M ., Barraud S., and Bardin J.P., (2005). Experimental assessment of stormwater infiltration basin evolution. *Journal of environmental engineering.* 7 (131), 1090-1098.

Dechesne M., (2002). *Connaissance et modélisation du fonctionnement des bassins d'infiltration d'eaux pluviales de ruissellement urbain pour l'évaluation des performances techniques et environnementales sur le long terme.* Thèse de Doctorat en Génie Civil. INSA de Lyon. 278 p.

Dechesne M., Barraud S., Bardin J.P., (2004). Spatial distribution of pollution in an urban stormwater infiltration basin. *Journal of Contaminant Hydrology*. 72, 189– 205.

Dechesne M., Barraud S., Bardin J.P., Varnier J.C., (2004). Indicators for assessment of stormwater infiltration basins, 5th *in International conference on sustainable techniques and strategies in urban water management,* Lyon, France, June *2004*. 10p.

Décret n° 91-257 du 7 mars 1991. *Modifiant et complétant le décret n° 89-3 du 3 janvier 1989 modifié relatif aux eaux destinées à la consommation humaine à l'exclusion des eaux minérales naturelles.*

Dembele A. (2010). *MES, DCO et polluants prioritaires des rejets urbains de temps de pluie : mesure et modélisation des flux événementiels.* Thèse Génie Civil. INSA de Lyon, 265p.

Dexter AR., (2004). Soil physical quality part I. Theory, effects of soil texture, density, and organic matter and effects on root growth. *Geoderma*. 120, 201-214.

Dierkes C., Geiger W. F. (1999) Pollution retention capabilities of roadside soils. *Water Science and Technology.* 39(2), 201-208.

Duchene M., McBean E.A., Thomson N.R., (1994). Modeling of infiltration from trenches for storm-water control. *Journal of Water Resources Planning and Management.* 120(3), 276-293.

Cette thèse est accessible à l'adresse : http://theses.insa-lyon.fr/publication/2012ISAL0040/these.pdf
© [C. Gonzalez-Merchan], [2012], INSA de Lyon, tous droits réservés

Duncan H.P., (1999). Urban stormwater quality: a statistical review. Report 99/3, Melbourne, Australia: Cooperative Research Centre for Catchment Hydrology. Disponible sur < http://www.catchment.crc.org.au/archive/pubs/prog12.html> (consulté le 16.01.08).

Dunkerley D. (2000). Hydrologic effects of dryland shrubs: defining the spatial extent of modified soil water uptake rates at an Australian desert site. *Journal of Arid Environments*. 45, 159–172.

Dunne T., Zhang W., Aubry B.F., (1991). Effects of Rainfall, Vegetation, and Microtopography on Infiltration and Runoff. *Water Resources Research*. 27(9), 2271–2285.

Durand C., Ruban V. and Amblès A. (2005). Characterisation of complex organic matter present in contaminated sediments from water retention ponds. Journal of Analytical and Applied Pyrolysis, 73(1), 17-28.

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. 268 p.

Duran-Ros M., Puig-Bargués J., Arbat G., Barragan J., Ramirez de Cartagena F., (2009). Effect of filter, emitter and location on clogging when using effluents. *Agricultural Water Management*. 96, 67-79.

EC (2000). Directive 2000/60/CE du parlement Européen du 23 octobre 2000 établissant un cadre pour une politique dans le domaine de l'eau. Journal officiel des communautés européennes, L327/1 du 22 décembre 2000.
Disponible sur : <http://eur-lex.europa.eu/LexUriServ/LexUriServ.do?uri=CELEX:32000L0060:FR:HTML>.

Ellis J.B., (2000). Infiltration Systems: A Sustainable Source-Control Option for Urban Stormwater Quality Management. *Water and Environment Journal*. 14(1), 27–34.

Ellis J.B., Chocat B., Fujita S., Rauch W., Marsalek J., (2004). Urban drainage: A multilingual Glossary. IWA publishing, London, 512 p.

Ellis J.B., Marsalek J., Chocat B. (2005). *Urban water quality ; Encyclopedia of Hydrological sciences*, ed G.Anderson, John Wiley and son, Ltd, London, 1479-1491.

Emerson C., Traver RG., (2008) Multiyear and seasonal variation of stormwater best management practices. *Journal of irrigation and drainage Engineering.* 134(5), 598-605.

Emerson C., Wadzuk B., et Traver R., (2010). Longevity and total suspended solids capture efficiency of an aged infiltration trench. *Hydrological processes.* 24, 1008-1014.

Fach S., Engelhard C., Wittke N., Rauch W., (2010). Performance of infiltration swales with regard to operation in winter times in an Alpine region. *Water Science and Technology.* 63(11) 2658–2665.

Farkouh B. (1994). *Le filtre géosynthétique dans les ouvrages de drainage : essais de laboratoire et observations in situ.* Thèse de mécanique : Université Joseph Fournier-Grenoble I, 368 p.

Fernández-Barrera A.H., Castro-Fresno D., Rodriguez-Hernandez J., Vega-Zamanillo A., (2011). Long-term analysis of clogging and oil bio-degradation in a System of Catchment, Pre-treatment and Treatment (SCPT). *Journal of Hazardous Materials* 185 (2011) 1221–1227.

Fischer D., Charles E.G., Baehr A.L. (2003). Effects of stormwater infiltration on quality of groundwater beneath retention and detention basins. *Journal of Environmental Engineering*. 129(5), 464-471.

Cette thèse est accessible à l'adresse : http://theses.insa-lyon.fr/publication/2012ISAL0040/these.pdf
© [C. Gonzalez-Merchan], [2012], INSA de Lyon, tous droits réservés

Freeze R.A., Cherry J.A. *Groundwater*. Englewood Cliffs : Printice Hall, 1979, 604 p.

Freni G., Mannina G., Viviani G. (2005). Modelling urban stormwater impact mitigation by using BMPs and storage tanks. *10th International conference on Urban* Drainage - Copenhagen (Denmark), 2005 in [CD ROM].

Freni G., Mannina G., Viviani G., (2009). Stormwater infiltration trenches: a conceptual modelling approach. *Water Science and Technology.* 60(1) 185-199.

Freni G., Mannina G., Viviani G., (2010). Urban Storm-Water Quality Management Centralized versus Source Control. *Journal of Water Resources Planning and Management*. 136(2), 268-279.

Fuchs S., Brombach H.,Weiss G. (2004): New database on urban runoff pollution. 5th *in International conference on sustainable techniques and strategies in urban water management,* Lyon, France, June *2004*. 1, 145–152.

Furumai, H., Jinadasa H.K.P.K., Murakami M., Nakajima F., Aryal R.K., (2005). Model description of storage and infiltration functions of infiltration facilities for urban runoff analysis by a distributed model, *Water Science and Technology,* 52, 53.

Ganaye A., Winiarski T., Goutaland D. (2007). Impact of infiltration basin on the vadose zone: relation between heavy metals retention and heterogeneity of glaciofluvial deposits. *6th international conference on sustainable techniques and strategies in urban water management, NOVATECH 2007, Lyon - France - June 25-28.* 835-842.

Gardner W.R. 1958. Some steady-state solutions of the unsaturated moisture flow equation with application to evaporation from a water table. *Soil Science,* 85, 228–232.

Gautier A. (1998). *Contribution à la connaissance du fonctionnement d'ouvrages d'infiltration d'eau de ruissellement pluvial urbain.* Thèse de doctorat. INSA de Lyon. 248 p.

Gautier A., Barraud S., Bardin J.P., (1999). An approach to the characterisation and modelling of clogging in stormwater infiltration facilities. *8th International Conference on Urban Drainage, Sydney,* Australia. Vol 2, 1007-1015

Geldof G., Lacobsen P., Fujita S., (1994). Urban Stormwater Infiltration Perspectives. *Water Science Technology*. 29(1-2), 245-254.

Gilbert-Jenkins J-K, WadzukB-M, Welker A-L., (2010). Fines accumulation and distribution in a storm-water rain garden nine years post-construction. *Journal of Irrigation and Drainage Engineering*. 136(12), 862-869.

Gile L.H., Gibbens R.P., Lenz J.M. (1995). Soils and sediments associated with remarkable, deeply-penetrating roots of crucifixion thorn (Koeberlina spinosa Zucc.). *Journal of Arid Environments*. 31, 137–151.

Gobat J.M., Aragno M., Matthey W., (2010). Le sol vivant. *3e édition revue et augmentée. Lausanne : Presses*. 817 p.

Goldenfum J.-A., Alimi-Ichola I., Barraud S. (2005). Subsurface flow properties in a retention-infiltration basin: Determination of parameter values and associated uncertainties. *AGUASUL 1er Simpósio de Recursos Hídricos do Sul, Santa Maria (RS), Brasil, March 20-23, 2005*, 9 p. Text 31 in [CD-ROM] ed. by ABRH.

Gonzalez-Merchan C., (2008). Etude de l'évolution du colmatage d'un basin d'infiltration en relation avec la

Cette thèse est accessible à l'adresse : http://theses.insa-lyon.fr/publication/2012ISAL0040/these.pdf
© [C. Gonzalez-Merchan], [2012], INSA de Lyon, tous droits réservés

qualité des flux des polluants apportés par le bassin versant urbain. Master recherche SEIU, INSA-Lyon. 60 p.

Goutaland D., Angulo-Jaramillo R, T Winiarski T , Dubé J. S., Delolme C., Perrodin Y., Pollacco JAP (2008), HYDRUS-3D flow model to investigate urban vadose zone hydrology. EGU General Assembly 2008 Vol. 10, EGU2008-A-05533, 2008. SRef-ID: 1607-7962/gra/EGU2008-A-05533.

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, L'Institut National des Sciences Appliquées de Lyon, Lyon, 241 p.

GRAND LYON (2007). Guide à l'attention des concepteurs pour la gestion des eaux pluviales sur le territoire du Grand Lyon. Version 2. Lyon : Grand Lyon, 2007.

Gulliver J.S., Anderson J.L., (2008). Assessment of stormwater Best Management Practices. *Stormwater Management Practice Assessment Project-University of Minessota.* http://stormwaterbook.safl.umn.edu/content/about-manual (consulté 04/05/2009).

Hatt B. E., Fletcher T. D. and Deletic A. (2007) Treatment performance of gravel filter media: Implications for design and application of stormwater infiltration systems. *Water Research*. 41(12), 2513-2524.

Hatt B. E., Fletcher T. D. Et Deletic A., (2008). Hydraulic and pollutant removal performance of fine media stormwater filtration systems. *Environmental Science and Technology*. 42 (7), 2535–2541.

Hatt B., (2008a). Media selection. http://www.monash.edu.au/fawb/products/fawb-day1-media-selection.pdf (03-03-2011)

Hatt B.E., Deletic A., Fletcher T., (2006). Integrated treatment and recycling of stormwater: a review of Australian practice. *Journal of Environmental Management*. 79, 102–113.

Hatt B.E., Fletcher T.D., Deletic A., (2009). Hydrologic and pollutant removal performance of stormwater biofiltration systems at the field scale. *Journal of Hydrology.* 365, 310-321.

Herbreteau B. (2008). Détection et devenir du diuron au sein des ouvrages d'infiltration. Développement de méthodologie d'extraction et d'analyse en ligne du glyphosate. *Délivrable DA1-2, projet Ecopluies, programme PRECODD* 12 p.

Holm J., (1999). Effects of biomass growth on the hydrodynamic properties of groundwater aquifers, PhD. Thesis, *Technical University of Denmark*. 72 p. EC project ENV4-CT95-0071.

http://www.cityofpa.us/PDFs/Stormwater/StormwaterManualComplete.pdf

Hussein J., Adey M.A., (1998). Changes in microstructure, voids and b-fabric of surface samples of a Vertisol caused by wet/dry cycles. *Geoderma*. 85(1) 63-82.

Hutter, U., Hesse, U., Kaczmarczyk, B., (1998). Investigations on the migration of stormwater pollutants in soils. *Novatech 1998, 4 –6 May 1998. GRAIE, Lyon, France*. 567– 574.

Imbe, M., Okui, H, Hashimoto, C. and Musiake K. (2002) Monitoring and Analysis of Implemented Infiltration System over Past 20 Years. *9th International Conference on Urban Drainage,* Portland, Oregon, USA., Sep 8-13 2002.

Iqbal, J., Thomasson, J.A., Jenkins, J.N., Owens, P.R., Whisler, F.D., 2005. Spatial variability analysis of soil physical properties of alluvial soils. *Soil Science Society of America Journal*. 69,1338–1350.

Islam K.R., Wright S.R., (2006). *Microbial communities*. In: R.R. Lal (Editor), *Encyclopedia of soil Science*. CRC

Cette thèse est accessible à l'adresse : http://theses.insa-lyon.fr/publication/2012ISAL0040/these.pdf
© [C. Gonzalez-Merchan], [2012], INSA de Lyon, tous droits réservés

Press, Boca Raton, FL.

Jacopin C. (1999). *Optimisation de la décantation des rejets urbains de temps de pluie dans les bassins de retenue*, Thèse de doctorat, Université de Montpellier II.

Jaynes DB. (1990). Temperature variation effect on field-measured infiltration. *Soil Science Society of America Journal*, 54(2), 305.

Kandra H. S., McCarthy D., Deletic A., (2011). Investigation of biological clogging in stormwater filters. *12nd International Conference on Urban Drainage, Porto Alegre/Brazil, 10-15 September 2011*. Paper 5262

Kaskassian S., Gaudet J.-P., Chastanet J., Decung F., Angulo-Jaramillo R., Szenknect S., Côme J.-M., Getto D., Barthes V., Krimissa M., (2009). *Evaluation des temps de Transfert, dans la zone Non Saturée des sols,* de *contaminants dissous ou particulaires*, *Guide technique* Projet ANRPRECODD/TRANSAT 2005-2009*,,* 106 p

Krantzberg G. (1985). The influence of bioturbation on physical, chemical and biological parameters in aquatic environments: a review. *Environmental Pollution (Series A),* 39, 99-122.

Lamprea Maldonado K. (2009) *Caractérisation et origine des métaux traces, hydrocarbures aromatiques polycycliques et pesticides transportés par les retombées atmosphériques et les eaux de ruissellement dans les bassins versants séparatifs péri-urbain.* Ecole Centrale de Nantes, France. Thèse de doctorat. 244 p.

Lamy E., Lassabatere L., Bechet B., Andrieu H., (2010). Ecoulement et transfert colloïdal dans un modèle à double porosité. *La Houille Blanche.* 2, 86-92.

Laperche V. (2005). Evaluation des performances du spectromètre portable de fluorescence X Niton XL723S (au laboratoire et sur le terrain). *RP-53377-FR. BRGM*, 72 p.

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*. Docteur en sciences de l'université Joseph Fourier Grenoble I. 363 p.

Larmet H., Delolme C., Bedell J.-P. (2007). Bacteria and heavy metals concomitant transfer in an infiltration basin: columns study under realistic hydrodynamical conditions. *6th International conference on sustainable techniques and strategies in urban water management,* Lyon, France, 2007 - *June 25-28.* 615-622.

Lassabatere .L, Angulo-Jaramillo R., Ugalde J.M.S., 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.

Lassabatere L, Angulo-Jaramillo R, Winiarski T, Delolme C. (2007). Hydraulic characterization of settled sediment layer and subsoil in an urban infiltration basin. *6th International conference on sustainable techniques and strategies in urban water management,* Lyon, France, 2007. In [CD-ROM]

Lassabatere L., (2002*). Modification du transfert de trois métaux lourds (Zn, Pb, Cd) dans un sol issu d'un depot fluvio-glaciaire carbonate par l'introduction de géotextiles*. Thèse de doctorat, INSA Lyon, France et Université Laval (Québec). 252 p.

Lassabatere L., Angulo-Jaramillo R., Goutaland D., Letellier L., Gaudet J.P., Winiarski T., Delolme C., (2010). Effect of the settlement of sediments on water infiltration in two urban infiltration basins. *Geoderma*, 156 (2010) 316–325.

Cette thèse est accessible à l'adresse : http://theses.insa-lyon.fr/publication/2012ISAL0040/these.pdf
© [C. Gonzalez-Merchan], [2012], INSA de Lyon, tous droits réservés

Le Coustumer S. (2008). *Colmatage et rétention des éléments traces métalliques dans les systèmes d'infiltration des eaux pluviales.* Thèse Génie Civil. INSA de Lyon / Monash University. 362 p.

Le Coustumer S., Barraud S., Deletic A., Fletcher T., (2008). Influence of time and design on the hydraulic performance of biofiltration systems for stormwater management. *11th International Conference on Urban Drainage, Edinburgh, Scotland, 31st August- 5th September 2008. in [CD ROM]*

Le Coustumer S., Fletcher T., Deletic A., Barraud S., Lewis JF., (2009). Hydraulic performance of biofilter systems for stormwater management: Influences of design and operation. *Journal of hydrology.* 376, 16-23.

Le Coustumer S., Moura P.M., Barraud S., B. Clozel, Varnier J.-C. (2007). Temporal evolution and spatial distribution of heavy metals in a stormwater infiltration basin – estimation of the mass of trapped pollutants *Water Science & Technology*, 56 (12), 93-100.

Ledin M. (2000). Accumulation of metals by microorganisms - processes and importance for soil systems. *Earth-Science Reviews*. 51, 1-31.

Lee P.K. (1996). *Contribution à l'étude de la contamination de l'hydrosphère par les métaux lourds en domaine routier.* Thèse université d'Orléans. 284 p.

Lee P.K., Touray J.C., Baillif P., Ildefonse J.P. (1997). Heavy metal contamination of settling particles in a retention pond along the A-71 motorway in sologne, France. *The Science of the Total Environment*, 201, 1-15.

Leeflang M.J., Monster N.J. (1995). *The design of infiltration and percolation facilities: literature review* - Technische Universiteit Delft ed., 110 p.

Legates D. R., McCabe G.J (1999). Evaluating the use of "goodness-of-fit" measures in hydrologic and hydroclimatic model validation. *Water Resources Research* 35, 1, 233-241.

Legret M. et Pagotto C. (1999). Evaluation of pollutant loadings in the runoff waters from a major rural highway. *The Science of the Total Environment.* 235, 143-150.

Lewis J.F, Hatt B.E., Deletic A, Fletcher T.D. (2008). The impact of vegetation on the hydraulic conductivity of stormwater biofiltration systems. *11nd International Conference on Urban Drainage, Edinburgh, Scotland, UK, 2008*.

Li H., Davis A.P., (2008). Urban particle capture in bioretention. II: theory model development. *Journal Environmental Engineering.* 134(6), 5419-432.

Lind, B. B. et E. Karro (1995). Stormwater infiltration and accumulation of heavy metals in roadside green areas in Göteborg, Sweden. *Ecological Engineering*, 5, 533-539.

Lindsey G. Roberts L. Et Page W., (1992). Inspection and maintenance of infiltration facilities. *Journal of Soil and Water Conservation*. 47(6), 481-486.

Lucas W.C., (2010). Design of Integrated Bioinfiltration-Detention Urban Retrofits with Design Storm and Continuous Simulation Methods. *Journal of hydrologic Engineering*. 15(6), 486-498.

MacDowell-Boyer, L.M., Hunt J.R., Small G.G. (1986). Simulation of microbial growth dynamics coupled to nutrient and oxygen transport in porous media. *Water Resources Research*. 22(8), 1207-1216.

Marsalek J., Marsalek P.-M., Sieker F., (1997) Characteristics of sediments from a stormwater management pond for urban storm drainage. *Water science and Technology*. 36(8-9), 117-122.

Cette thèse est accessible à l'adresse : http://theses.insa-lyon.fr/publication/2012ISAL0040/these.pdf
© [C. Gonzalez-Merchan], [2012], INSA de Lyon, tous droits réservés

Marshall, K. C. (1980). Microorganisms and interfaces. *BioScience* 30(4): 246-249.

Martinelli, I. (1999) *Infiltration des eaux de ruissellement pluvial et transfert de polluants associés dans un sol urbain : vers une approche globale et pluridisciplinaire.* Thèse INSA de Lyon. 196 p.

Mauclaire L., Schürmann A., Mermillod-Blondin F., (2006). Influence of hydraulic conductivity on communities of microorganisms and invertebrates in porous media: a case study in drinking water slow sand filters. *Aquatic Science.* 68, 100–108.

Melbourne Water (2005). *Water Sensitive Urban Design (WSUD) Engineering Procedures: Stormwater*. CSIRO Publishing, Melbourne.

Mermillod-Blondin F. (2007). *Rapport sur la quantification des taux de dégradation et de transfert de polluants organique ou minéraux vers la zone non saturée du bassin d'infiltration (Etape 1 -approche expérimentale).* Délivrable DA9, projet Ecopluies, programme PRECODD, 35 p.

Mermillod-Blondin, F., (2008). Rapport sur la quantification des taux de dégradation et de transfert de polluants organique ou minéraux vers la zone non saturée du bassin d'infiltration (Etape 2 - Analyse des résultats, modélisation). *Délivrable DA10 Programme ECOtechnologies et Développement Durable ANR*. 21p.

Métadier M. (2011). *Traitement et analyse de séries chronologiques continues de turbidité pour la formulation et le test de modèles des rejets urbains par temps de pluie.* Thèse Génie Civil. INSA de Lyon, 408p.

Météo France, (2005). Bilan Climatique 2006. http://climat.meteofrance.com/chgt_climat2/bilans_climatiques/archives/2005?page_id=13560

Météo France, (2007). Bilan Climatique 2007. http://climat.meteofrance.com/chgt_climat2/bilans_climatiques/archives/2007/bilan?page_id=12851 (Consulté le 13/02/12).

Metropolitan Council., (2001). Minnesota Urban Small Sites BMP Manual. *Metropolitan Council Environmental Services*. 332p. http://www.metrocouncil.org/environment/water/bmp/CH3_STInfilBasins.pdf. (Consulté le 10/11/11)

Meuret B., Alfakih E., Barraud S., Cres F.N., (1992). *Enquêtes sur les freins et les motivations pour l'utilisation des techniques alternatives au réseau d'assainissement*. Lyon : STU, Villeurbanne : GRAIE, 51 p.

Meyer S., Reeb., Bosdeveix R., (2008). *Botanique Biologie et physiologie végétales*. Maloine 2eme édition. 490p.

Mikkelsen P.S., Hafliger M., Ochsb M., Jacobsen J.C., Tjell P., Boller M. (1997). Pollution of soil and groundwater from infiltration of highly contaminated stormwater – a case study. *Water Science and Technology*, 36(8-9), 325-330.

Miller A.E., Schimel J.P., Meixner T., Sickman J.O., Melack J.M., (2005). Episodic rewetting enhances carbon and nitrogen release from chaparral soils. *Soil Biology and Biochemistry*. 37(12), 2195-2204.

MOE. (2003). *Stormwater management planning and design manual.* Ministère de l'Environnement de l'Ontario, Toronto. 379p.

Moore T., Hutchinson S.T., Christianson R.D., (2011). *A qualitative assessment tool for ecologically based stormwater system. Ecological Engineering. In press*

Morgan R.P.C., Quinton J.N., Edwards J. (1995). *Vegetation strategies for combating desertification. MEDALUS*

Cette thèse est accessible à l'adresse : http://theses.insa-lyon.fr/publication/2012ISAL0040/these.pdf
© [C. Gonzalez-Merchan], [2012], INSA de Lyon, tous droits réservés

II Project 3 Managing Desertification. Contract EV5V-CT92- 0165. Final Report covering the period 1 January 1991 to 30 September 1995.

Moura P. (2008) *Méthode d'évaluation des performances des systèmes d'infiltration des eaux de ruissellement en milieu urbain.* Thèse de doctorat INSA de Lyon. France, 355 p

Moura P. M., Barraud S., Baptista M. B. (2008). Méthodologie multicritère d'aide à la décision pour les systèmes d'infiltration des eaux pluviales : méthodes et exemples. *European Journal of Environmental and Civil Engineering.* 12 (6), 687-700.

Mourad M. (2005). *Modélisation de la qualité des rejets urbains de temps de pluie : sensibilité aux données expérimentales et adéquation aux besoins opérationnels*. Thèse de doctorat, INSA de Lyon, France, 305 p.

Mubarak I., Mailhol J-C., Angulo-Jaramillo R., Ruelle P., Boivin P., Khaledian M., (2009). Temporal variability in soil hydraulic properties under drip irrigation. *Geoderma* 150, 158-165.

Mubarak, I., Angulo-Jaramillo, R., Mailhol, J.C., Ruelle, P., Khaldian, M. and Vauclin, M., 2010. Spatial analysis of soil surface hydraulic properties: is infiltration method-dependent? *Agricultural Water Management*, 97, 1517-1526.

Murakami M., Nakajima F., Furimai H., (2008). The sorption of heavy metals species by sediments in soakaways receiving urban road runoff. *Chemosphere*. 70(11), 2099-2109.

Musy (2005). Cours d'Hydrologie Générale " *e-drologie "http://echo2.epfl.ch/e-drologie/chapitres/chapitre5/chapitre5.html*

Musy A. et Soutter M. (1991). *Physique du sol.* Presse polytechniques et universitaires romandes, Lausanne.

Nash J.E, Sutcliffe J.V. (1970). River flow forecasting through conceptual models. Part I – a discussion of principles. *Journal of Hydrology,* 10(3), 282-290.

NCDENR., (2007). *Stormwater Best Management Practices Manual*. North Carolina Division of Water Quality. 360p

NF ENV13005, 1999. *Guide pour l'expression de l'incertitude de mesure*. Paris, France. AFNOR. 113 p.

Nightingale, H.I., (1987). Water quality beneath urban runoff water management basins. *Water Resource Bulletin* 23 (2), 197– 205.

NMHSPE, (2000). *Circular on target values and intervention values for soil remediation*. The Netherlands Ministry of Housing, Spatial Planning and the Environment. www.vrom.nl.

Nogaro G., (2007). *Influence des dépôts de sédiments fins sur le fonctionnement physique et biogéochimique des interfaces sédimentaires aquatiques : Interactions avec les processus de bioturbation*. Thèse de doctorat, l'Université Claude Bernard Lyon 1. 274 p.

Nogaro G., F. Mermillod-Blondin (2009). Stormwater sediment and bioturbation influences on hydraulic functioning, biogeochemical processes, and pollutant dynamics in laboratory infiltration systems. *Environmental Science and Technology*. 43, 3632-3638.

Nogaro G., Mermillod-Blondin F., François-Carcaillet F., Gaudet J.P., Lafont J.P., Gibert J. (2006) Invertebrate bioturbation can reduce the clogging of sediment: an experimental study using infiltration sediment columns. *Fresh water Biology*, 51 (8): 1458-1473.

Nogaro, G., Charles F., Braga de Mendonça Jr J., Mermillod-Blondin F., Stora G., François-Carcaillet F., (2008).

Cette thèse est accessible à l'adresse : http://theses.insa-lyon.fr/publication/2012ISAL0040/these.pdf
© [C. Gonzalez-Merchan], [2012], INSA de Lyon, tous droits réservés

Food supply impacts sediment reworking by *Nereis diversicolor*. *Hydrobiologia*. 598, 403-408.

Norme AFNOR (1991). *Détermination de la masse volumique de particules solides des sols. Méthode du pycnomètre à eau.* NF P94-054

Norme AFNOR (1991). *Détermination de la teneur en eau pondérale des sols* NF P 94-050.

Norme AFNOR (1996). *Détermination de la masse volumique d'un matériau en place* NFP 94-061-4.

Norme AFNOR (1998). *Détermination de la teneur pondérale en matières organiques d'un matériau*. *Méthode par calcination.* XP P 94-047.

Norme ISO 13320 (2009). *Analyse granulométrique, Méthodes par diffraction laser.*

Norme ISO NF X31-501, (1992) *Méthode physique. Mesure de la masse volumique apparente d'un échantillon de sol non remanié- Méthode du cylindre.*

Norrstrom A. C., Jacks G. (1998). Concentration and fractionation of heavy metals in roadside soils receiving de-icing salts. *The Science of the Total Environment*. 218, 161-174.

North Central Texas Council of Governments (2000). – Annual regional stormwater monitoring report for North Central Texas, 22 p. http ://www.txnpsbook.org.

North Central Texas Council of Governments (2000). Annual regional stormwater monitoring report for North Central Texas, 22 p. http ://www.txnpsbook.org.

North Central Texas Council of Governments (2001). Annual regional stormwater monitoring report for North Central Texas, 23 p. http ://www.txnpsbook.org.

ONORM B2506-1, 2000. Soakaways for rain water from roof gutters and reinforced surfaces – application, hydraulic dimensioning, construction and operation. Österreichisches Normungsinstitut, Wien, Österreich.

Ouattara K., Ouattara B., Nyberg G., Se´Dogo M.P., Malmer A., (2007). Ploughing frequency and compost application effects on soil infiltrability in a cotton–maize (Gossypium hirsutum–Zea mays L.) rotation system on a Ferric Luvisol and a Ferric Lixisol in Burkina Faso. *Soil & Tillage Research*. 95, 288–297.

Pagliai M., Vignozzi N., Pellegrini S., (2004). Soil structure and the effect of management practices. *Soil & Tillage Research*. 79, 131–143.

Pagotto, C. (1999). *Etude sur l'émission et le transfert dans les eaux et les sols des éléments traces métalliques et des hydrocarbures en domaine routier*. Thèse en Chimie et Microbiologie de l'eau, Ecole des Mines de Nantes, 316 p.

Pavelic P., Dillon P.J., Barry K.E., Herzeg A.L. Rattray K.J., Hekmeijer P., Gerges N.Z., (1998). Wells clogging effects determined from mass balances and hydraulic response at stormwater ASR site. *Third international symposia on Artificial recharge of groundwater (TISAR).* 21-25 September 1998.

Pavelic P., Dillon P.J., Mucha M., Nakai T., Barry K.E., Bestland E., (2011). Laboratory assessment of factors affecting soil clogging of soil aquifer treatment systems. *Water Research*. 45, 3153-3163.

Perez-Paricio, A. (2000). *Integrated modelling of clogging processes in artificial groundwater recharge*. PhD Technical University of Catalonia, Barcelona. 105p.

Perrodin Y., Delolme C., Winiarski T., Bedell J.-P., Barraud S., Bardin J.-P., Lecoustumer S., Gibert J., Malard F., Mermillod Blondin F., Gourdon R., Desjardin V., Brelot E., Bacot L. (2005). MGD Infiltration : Maîtrise et gestion durable des ouvrages d'infiltration des eaux pluviales en milieu urbain. *Programme*

Cette thèse est accessible à l'adresse : http://theses.insa-lyon.fr/publication/2012ISAL0040/these.pdf
© [C. Gonzalez-Merchan], [2012], INSA de Lyon, tous droits réservés

Réseau Génie Civil & Urbain. Rapport final, 145 p + Annexes.

Pesaro M., Nicollier G., Zeyer J., Widmer F., (2004). Impact of soil drying-rewetting stress on microbial communities and activities and on degradation of two crop protection products. *Applied and Environmental Microbiology.* 70(5), 2577-2587.

Petavy F., (2007). *Traitement et valorisation des sédiments de l'assainissement pluvial.* Thèse de doctorat, L'École Centrale de Nantes et l'Université de Nantes. 317 p.

Pitt R., Clark S., Parmer K., (1994). Protection of Groundwater from Intentional and Nonintentional Stormwater Infiltration. *U.S. Environmental Protection Agency, EPA/600/SR-94/051. PB94-165354AS, Storm and Combined Sewer Program, Cincinnati, Ohio.* 187p. May 1994.

Pitt R.E., Clark S., Field R., (1999). Groundwater contamination potential from stormwater infiltration practices. *Urban Water*. 1, 217-236.

Platzer C. et Mauch K. (1997). Soil clogging in vertical flow reed beds – mechanisms, parameters, consequences and solutions. *Water Science and Technology.* 35(5) 175 -181.

Pokrajac D., Deletic A., (2002). Clogging of infiltration drainage systems. *In: SOM 2002, University of Sheffield and Bradford.*

Proton A., (2008). *Etude hydraulique des tranchées de rétention /infiltration*. Thèse de Doctorat en Génie Civil. INSA de Lyon. 299p.

Raimbault G., Alfakih E. (1998). Hydrologie et infiltration des eaux pluviales, *Séminaire GIS sol urbain, Garches,* 27 p.

Randall C.W. (1982). Stormwater detention ponds for water quality control. *Proceedings of the Conference on Stormwater Detention Facilities, Engineering Foundation, ASCE, NY*, 200-204.

Rasse D.P., Smucker, A.J.M., Santos, D., 2000. Alfalfa root and shoot mulching effects on soil hydraulic properties and aggregation. *Soil Science Society of America Journal.* 64, 725–731.

Reinhardt-Adams C., Galatowitsch SM., (2005). Phalaris Arundinacea (reed canary grass): Rapid growth and growth pattern in conditions approximating newly restored wetlands. *Ecoscience*. 12(4), 569-573.

Rengasamy P., McLeodb A.J., Ragusac S.R., (1996). Effects of dispersible soil clay and algae on seepage prevention from small dams. *Agricultural Water Management*. 29(2), 117-127.

Rice R.C. (1974). Soil clogging during filtration of secondary effluent. *Journal of the Water Pollution Control Federation*. 46, 708-716.

Richards LA. 1931. Capillary conduction of liquids through porous medium, *Journal Physics*, 1, 318–333.

Rinck-Pfeiffer S.M., Ragusa S. Szajnbok P., Vandevelde T., (2000). Between biological, chemical and physical processes as an analogy to clogging in aquifer storage and recovery (ASR) wells; *Water Research*. 34, 2110 – 2118.

Rivard G., Raimbault G., Barraud S., Freni G., Ellis B., Mitsuyoshi Z., Ashley R., Quigley M., Strecker E (2005). Stormwater. Source Control as a strategy for sustainable Development : State of practice and perceived trends. In: *10th International Conference on Urban Drainage, August 21-26, 2005, Copenhagen, Denmark*. 8p [CD-ROM].

Roger S., Montrejaud-Vignoles M., Andral M. C., Herremans L., Fortune J. P. (1998). Mineral, physical and chemical analysis of the solid matter carried by motorway runoff. *Water. Water Reaserch.* 32, 1119-

Cette thèse est accessible à l'adresse : http://theses.insa-lyon.fr/publication/2012ISAL0040/these.pdf
© [C. Gonzalez-Merchan], [2012], INSA de Lyon, tous droits réservés

1125.

Rossi L., (1998). *Qualité des eaux de ruissellement urbaines*. Thèse de Doctorat : Ecole Polytechnique Fédérale de Lausanne, Lausanne, 313p.

Rossi L., De Alencastro L.F., Kupper T. and Tarradellas J. (2004). Urban stormwater contamination by polychlorinated biphenyls (PCBs) and its importance for urban water systems in Switzerland. *Science of the Total Environment.* 322, 179-189.

Ruban V. (2005). *Caractérisation et gestion des sédiments de l'assainissement pluvial*. Paris, Edition LCPC, 151 p.

Ruban, V., F. Larrate, M. Berthier, L. Favreau, Y. Sauvourel, L. Letellier, M. L. Mosini et G. Raimbault (2004). Quantitative and qualitative hydrologic balance for a small suburban watershed in the nantes région, France. 5th *in International conference on sustainable techniques and strategies in urban water management,* Lyon, France, June *2004*. 10p.

Rudemo M. (1982). Empirical choice of histograms and Kernel density estimators. *Scandinavian Journal of Statistics,* 9, 65-78.

Saget A. (1994). *Base de données sur la qualité des rejets urbains de temps de pluie : distribution de la pollution rejetée, dimensions des ouvrages d'interception.* Thèse de doctorat de l'Ecole Nationale des Ponts et Chaussées, Spécialité Sciences et Techniques de l'Environnement. 228 p. + annexes.

Saulais M., (2011). *Colonisation végétale des basins d'infiltration et de rétention des eaux pluviales*. Thèse de Doctorat en Science de l'Environnement Industriel et Urbain. INSA de Lyon. 245 p.

Saulais M., Bedell J.P., Delolme C. (2010). Cd, Cu and Zn mobility in contaminated sediments from an infiltration basin colonized by wild plants: The case of Phalaris arundinacea and Typha latifolia. *7th International conference on sustainable techniques and strategies in urban water management,* Lyon, France, June 27 - July 1st, 2010, 10 p.

Schäffer B., Stauber M., Mueller T.L, Müller R., Schulin R., (2008). Soil and macro-pores under uniaxial compression. II. Morphometric analysis of macro-pore stability in undisturbed and repacked soil. *Geoderma*. 146, 175-182.

Schimel J.P., Gulledge J.M., Clein-Curley J.S., Lindstrom J.E., Braddock J.F., (1999). Moisture effects on microbial activity and community structure in decomposing birch litter in the Alaskan taiga. *Soil Biology and Biochemistry.* 31(6), 831-838.

Schueler R.T., Kumble P.A., Heraty M.A., (1992). A current assesment of Urban Best Management Practices. *Technical guidance to implement section 6217(g) of the coastal zone management Act*. P-127.

Schuh W. M. (1990). Seasonal variation of clogging of an artificial recharge basin in a northern climate. *Journal of Hydrology.* 121, 193-215.

Sebastian C., Barraud S., Ribun S., Blaha D., Perrodin Y., Bazin C., Clozel B., Cournoyer B. (2011). Assessment of chemical and microbial hazards in a full-scale stormwater detention basin. Their characterization, toxicity and fate. *12nd International Conference on Urban Drainage, Porto Alegre/Brazil, 10-15 September 2011. P. 5254.*

Seifert D., (2005). *Experimental and Numerical Investigations of Changes in Flow and Solute Transport Processes in Porous Media Affected by Bioclogging.* PhD, Technical University of Denmark. 117P.

Cette thèse est accessible à l'adresse : http://theses.insa-lyon.fr/publication/2012ISAL0040/these.pdf
© [C. Gonzalez-Merchan], [2012], INSA de Lyon, tous droits réservés

Seki K., Miyazaki T., (2001). A mathematical model for biological clogging of uniform porous media, *Water Resources Research.* 37(12), 2995-2999.

Sigg L., Stumm W., Behra P.h., (1992). *Chimie des milieux aquatiques* - Paris : Masson, 391p.

Siriwardene N.R, Deletic A., Fletcher T.D., (2007). Clogging of stormwater gravel infiltration systems and filters: Insights from a laboratory study. *Water research.* (41), 1433-1440.

Siriwardene N.R., (2007). Development of an experimentally-derived clogging method for stormwater infiltration systems. Doctor of Philosophy. *Department of Civil Engineering, Monash University, Melbourne, Australia.*

Six J., Bossuyt H., Degryze S., Denef K., (2004). A history of research on the link between (micro) aggregates, soil biota, and soil organic matter dynamics. *Soil and Tillage Research,* 7(1), 7-31.

Soleimani S., Van-Geel PJ., Burkan-Isgor O., Mostafa MB., (2009). Modeling of biological clogging in unsaturated porous media. *Journal of Contaminant Hydrology.* 106, 39-50.

Sommer H., (2009). Storm Water Management in Germany. *International workshop on ecological technologies Novembre 29th-28th, Taipeh, Taiwan. http://140.124.61.21/ecoTechCourse/paper/15.pdf*

Sun S., Bertrand-Krajewski J-L., (2012). Input variable selection and calibration data selection for storm water quality regression models. *9th International Conference on Urban Drainage Modelling to be held in Belgrade, Serbia, Septembre 3-7, 2012*(Accepted).

Taylor S.W., Milly P.C.D., Jaffé P.R., (1990). Biofilm Growth and the Related Changes in the Physical Properties of a Porous Medium 2. Permeability. *Water Resources Research.* 26(9), 2161-2169.

Thullner, Martin, Josef Zeyer and Wolfgang Kinzelbach, (2002). Influence of Microbial Growth on Hydraulic Properties of Pore Networks. *Transport in Porous Media*. 2002, 49 (1), 99-122.

Torres A. (2008). *Décantation des eaux pluviales dans un ouvrage réel de grande taille : éléments de réflexion pour le suivi et la modélisation.* Thèse de doctorat, INSA Lyon, France, 374 p.

Torres A., Lipeme Kouyi G., Bertrand-Krajewski J.-L., Paquier A., Bardin J.-P., S. Barraud (2007). *Rapport sur la caractérisation du comportement des polluants dans un bassin de retenue-décantation et caractérisation des apports alimentant les ouvrages d'infiltration et calage de modèles de fonctionnement,* Délivrable D-A1, projet Ecopluies, programme PRECODD, 58 p.

Upper Parramatta River Catchment Trust, UPRCT (2004). Water Sensitive Urban Design: Technical guidelines for western Sydney. Sydney: UPPER PARRAMATTA RIVER CATCHMENT TRUST.

USDA (1975). *Soil Taxonomy A Basic System for Making and Interpreting Soil Surveys*. Govt. Printing office, Washington DC.

USEPA (2003). EPA-841-F-03-003: *Protecting water quality from urban runoff. USEPA. Washington, DC.*

Van Genuchten, M. Th. (1980). A closed form equation for predicting the hydraulic conductivity of unsaturated soils. *Soil Science Society of America Journal.* 44, 892-898.

Van-Camp. L., Bujarrabal, B., Gentile, A-R., Jones, R.J.A., Montanarella, L., Olazabal, C. and Selvaradjou, S-K. (2004). *Reports of the Technical Working Groups Established under the Thematic Strategy for Soil Protection.* EUR 21319 EN/1, 872 pp. Office for Official Publications of the European Communities, Luxembourg. http://ec.europa.eu/environment/soil/pdf/vol1.pdf. (Consulté le 25/10/2011).

Cette thèse est accessible à l'adresse : http://theses.insa-lyon.fr/publication/2012ISAL0040/these.pdf
© [C. Gonzalez-Merchan], [2012], INSA de Lyon, tous droits réservés

Vandevivere P., Baveye P., (1992). Saturated hydraulic conductivity reduction caused by aerobic bacteria in sand columns. *Soil Science Society of America Journal.* 56(1), 1-13.

Vandevivere P., Baveye P., Sanchez de Lozada D., DeLeo P., (1995). Microbial Clogging of Saturated Soils and Aquifer Materials: *Evaluation of Mathematical Models*. *Water Resources Research*. 31(9), 2173-2180.

Warnaars E., Larsen A.J., Jacobsen P., Mikkelsen P.S., (1999). Hydrology stormwater infiltration trenches in a central urban area during 2 ¾ years of operation. *Water science and technology*. (39), 2, 217-224.

Washington State Department of Ecology Water Quality Program, (2005). Stormwater Management Manual for Western Washington*. Publication Numbers 05-10-029 through 05-10-033. P. 975.*

Weiss P, Erickson A., Gulliver J., (2011). Measuring performance and scheduling maintenance for stormwater treatment practices. *12th International Conference on Urban Drainage, Porto Alegre/Brazil, 11-16 September 2011.* Paper 04778

Whiteley J. D., Murray F. Autocatalyst-derived platinum, palladium and rhodium (PGE) in infiltration basin and wetland sediments receiving urban runoff (2005). *The Science of the Total Environment*. 341, 199–209.

Winiarski T., Bedell J.-P., Delolme C., Ghidini M. and Perrodin Y. (2006). Study of spatial distribution of physical-chemical and biological parameters along a soil vertical profile in a stormwater infiltration basin in Lyon area. *Hydrogeology journal*, 14(7), 1244-1251.

Winiarski T., Fevrier L., (1999). Rapports des travaux effectués sur le sol prélevé dans le basin Django Reinhardt. Rapport final année 1999. *Contrat Grand Lyon/FormEquip-ENTPE.*

Winogradoff, D.A. (2002). *The bioretention manual,* Prince's Georges County

Wong, T. H. F. (2006). *Australian Runoff Quality*. *Engineers Australia, National Committee for Water Engineering, Sydney*. 231 p.

Yao, K., M. Habibian, and C. O'Melia (1971), Water and waste water filtration: Concepts and applications, *Environmental Science & Technology*, 5, 1105-1112.

Yousef, Y.A., T. Hvitved-Jacobsen, H.H. Harper and L.Y. Lin (1990), Heavy metal accumulation and transport through detention ponds receiving highway runoff. *The Science of the Total Environment*. 93, 433-440.

Zgheib S. (2009). *Flux et sources de polluants prioritaires dans les eaux urbaines en lien avec l'usage du territoire*. Ecole Nationale des Ponts et Chaussées, France. Thèse de doctorat, 349p.

Zhang Z., Rengel Z., Liaghati T., Antoniette T., Meney K., (2011). Influence of plant species and submerged zone with carbon addition on nutrient removal in stormwater biofilter. *Ecological Enginnering.* 37, 1833-1841.

Zhao, L.Y.L., Schulin, R., Nowack, B., (2007). The effect of plants on the mobilisation of Cu and Zn in soil columns. *Environmental Science Technology*, 41 (8), 2770–2775.

Zimmermann J., Dierkes C., Göbel P., Klinger C., Stubbe H., Coldewey W.G.(2004). Numerical Modelling Of Long Term Migration And Accumulation Of Pollutants In Soil And Groundwater Due To Storm Water Infiltration. *5th international conference on sustainable techniques and strategies in urban water management*. Lyon, 1253-1260.

Cette thèse est accessible à l'adresse : http://theses.insa-lyon.fr/publication/2012ISAL0040/these.pdf
© [C. Gonzalez-Merchan], [2012], INSA de Lyon, tous droits réservés

Cette thèse est accessible à l'adresse : http://theses.insa-lyon.fr/publication/2012ISAL0040/these.pdf
© [C. Gonzalez-Merchan], [2012], INSA de Lyon, tous droits réservés

ANNEXES

Cette thèse est accessible à l'adresse : http://theses.insa-lyon.fr/publication/2012ISAL0040/these.pdf
© [C. Gonzalez-Merchan], [2012], INSA de Lyon, tous droits réservés

Cette thèse est accessible à l'adresse : http://theses.insa-lyon.fr/publication/2012ISAL0040/these.pdf
© [C. Gonzalez-Merchan], [2012], INSA de Lyon, tous droits réservés

ANNEXES

Annexe 1: Résultats de calages de la résistances hydrauliques calées par événement 266
Annexe 2: Résultats des calages Rp et Rf 269
Annexe 3: Estimation des incertitudes 273
1. Estimation de l'incertitude sur la teneur en eau de l'échantillon u(θ) 273
2. Estimation de l'incertitude sur la masse volumique apparente u(ρ_d) 274
3. Estimation de l'incertitude sur la masse volumique des particules solides des sols (ρ_s) 275
4. Estimation de l'incertitude sur la porosité (ε) 276
5. Estimation de l'incertitude sur la matière organique de l'échantillon u(MO) 276
6. Estimation des incertitude sur la conductivité hydraulique à saturation 277
6.1. Estimation des incertitudes sur *Ks* 277
6.2. Procédure d'estimation 277
Annexe 4: Méthode d'estimation du contenu de biomasse d'un échantillon et incertitudes associées 281
1. Méthodologie de l'essai fumigation – extraction 281
2. Estimation des incertitudes 281
Annexe 5: Méthode Best (algorithme d'estimation des paramètres hydrodynamiques du sol) 284
Annexe 6: Résultats de la Granulométrie 286
Annexe 7: Accumulation de polluants dans la couche colmatée 288
Annexe 8: Résultats de la teneur en eau (θ) 293
Annexe 9: Résultats de la matière organique (MO) 294
Annexe 10: Résultats du contenu de la biomasse (Bio) 295
Annexe 11: Résultats de la conductivité hydraulique à saturation (*Ks*) 296

Cette thèse est accessible à l'adresse : http://theses.insa-lyon.fr/publication/2012ISAL0040/these.pdf
© [C. Gonzalez-Merchan], [2012], INSA de Lyon, tous droits réservés

Annexe 1: Résultats de calages des résistances hydrauliques calées par événement

Résultats des calages entre janvier 2004 et novembre 2010 (R: résistance hydraulique à 20°C en heures, coefficient de détermination entre débit mesuré et débit simulé (r^2), incertitude relative (ur), incertitude absolue u(R), bornes minimales et maximales de l'intervalle de confiance à 95%, hauteurs maximales et minimales dans l'ouvrage lors de l'évènement). Résistance hydraulique moyenne par événement ($\overline{R}$), température de l'eau utilisée pour le calage.

Date	Capteur	R_C(h)	r^2	ur(%)	u (R)	Rmin	Rmax	H max (cm)	Hmin (cm)	R(h)	CV R-capteurs	T°
18/01/2004	C1	29.2	0.70	45	6.50	16.1	42.2	44.00	19.00	29.2	-	8.20
20/01/2004	C1	25.5	0.92	36	4.60	16.4	34.6	75.00	15.00	25.5	-	7.50
23/02/2004	C1	18.9	0.95	33	3.10	12.7	25.2	98.00	16.00	18.9	-	6.10
14/03/2004	C1	15.3	0.98	28	2.10	11.0	19.5	123.00	58.00	15.3	-	9.40
23/03/2004	C1	28.0	0.70	52	7.20	13.6	42.5	44.00	24.00	28.0	-	10.70
10/10/2004	C1	5.4	0.89	39	1.00	3.3	7.4	51.00	12.00	5.4	-	18.00
26/10/2004	C1	6.1	0.96	15	0.40	5.2	7.0	82.00	15.00	6.1	-	13.10
04/11/2005	C1	6.2	0.94	24	0.70	4.7	7.6	63.00	14.00	5.6	8%	13.70
	C2	5.5	0.99	21	0.60	4.4	6.7	63.00	14.00			13.70
	C3	5.2	0.99	22	0.60	4.1	6.4	63.00	14.00			13.70
	C4	5.3	1.00	23	0.60	4.1	6.5	63.00	14.00			13.70
20/02/2006	C1	9.5	0.91	32	1.50	6.5	12.5	45.00	13.00	8.1	12%	6.80
	C2	7.8	0.94	29	1.10	5.6	10.1	57.00	10.00			6.80
	C3	7.4	0.94	29	1.10	5.2	9.6	64.00	13.00			6.80
	C4	7.5	0.94	27	1.00	5.4	9.5	97.00	39.00			7.00
28/03/2006	C3	8.2	0.98	24	1.00	6.2	10.2	86.00	20.00	8.4	3%	12.40
	C4	8.5	0.98	24	1.01	6.5	10.5	120.00	52.00			12.40
10/04/2006	C1	9.5	0.98	21	1.01	7.5	11.5	91.00	51.00	9.6	1%	8.60
	C2	9.6	0.99	23	1.08	7.4	11.7	101.00	42.00			8.70
	C3	9.4	0.98	21	0.98	7.5	11.4	108.00	36.00			8.50
	C4	9.7	0.94	22	1.08	7.6	12.0	142.00	72.00			8.50
06/07/2006	C1	10.1	0.96	27	1.40	7.4	12.9	67.00	16.00	9.2	21%	22.90
	C2	10.7	0.72	29	1.50	7.6	13.7	82.00	29.00			22.90
	C3	9.6	0.97	28	1.30	7.0	12.3	81.00	32.00			22.90
	C4	6.4	0.96	29	0.90	4.6	8.2	125.00	71.00			23.00
18/08/2006	C1	18.8	0.97	38	3.60	11.6	26.0	60.00	20.00	15.0	17%	21.80
	C2	13.9	0.97	33	2.30	9.3	18.5	74.00	13.00			21.80
	C3	13.6	0.98	31	2.00	9.1	17.2	78.00	16.00			21.80
	C4	13.5	0.97	21	2.10	9.3	17.8	116.00	52.00			21.80
15/09/2006	C1	10.3	0.87	29	1.50	7.3	13.3	58.00	38.00	8.0	19%	18.00
	C2	7.5	0.93	29	0.90	5.7	9.4	74.00	21.00			18.00
	C3	6.9	0.93	25	0.80	5.2	8.6	78.00	20.00			18.00
	C4	7.3	0.92	25	0.80	5.6	9.0	115.00	56.00			18.00
17/11/2006	C1	6.3	0.88	24	0.70	4.8	7.8	70.00	22.00	6.5	3%	11.00
	C2	6.6	0.82	25	0.80	5.0	8.2	86.00	23.00			10.90

R_C : Résistance hydraulique pour chaque capteur

Cette thèse est accessible à l'adresse : http://theses.insa-lyon.fr/publication/2012ISAL0040/these.pdf
© [C. Gonzalez-Merchan], [2012], INSA de Lyon, tous droits réservés

Date	Capteur	R_C(h)	r^2	ur(%)	u (R)	Rmin	Rmax	H max (cm)	Hmin (cm)	R(h)	CV R-capteurs	T°
06/12/2006	C1	11.2	0.96	25	1.40	8.4	13.9	86.00	17.00			20.20
	C2	10.6	0.99	25	1.30	8.0	13.2	103.00	18.00			20.20
	C4	10.4	0.99	23	1.20	8.0	12.9	140.00	53.00	10.7	0.04	20.20
08/12/2006	C1	12.6	0.98	35	2.20	8.2	17.0	66.00	20.00			13.30
	C2	13.8	0.94	36	2.50	8.8	18.7	83.00	37.00	12.0	17%	13.30
	C3	12.6	0.95	36	2.30	8.1	17.2	89.00	43.00			13.30
	C4	9.1	0.95	33	1.50	6.1	12.0	123.00	76.00			13.30
15/05/2007	C1	6.5	0.79	28	0.90	4.6	8.3	44.00	17.00			13.50
	C2	5.9	0.76	26	0.80	4.4	7.5	66.00	28.00	5.8	9%	13.10
	C3	5.3	0.75	26	0.70	3.9	6.6	69.00	24.00			13,2,
	C4	5.5	0.71	23	0.60	4.2	6.8	102.00	56.00			13.30
17/05/2007	C1	10.1	0.95	33	1.50	7.3	12.8	62.00	21.00			16.40
	C2	9.2	0.97	29	1.30	6.6	11.8	71.00	28.00	9.2	8%	16.40
	C3	8.5	0.94	26	1.10	6.2	10.7	77.00	19.00			16.40
	C4	8.8	0.97	25	1.10	6.6	10.9	118.00	55.00			16.40
09/07/2007	C1	7.8	0.96	28	1.69	10.1	15.0	0.44	0.09			16.20
	C2	6.4	0.95	27	0.86	11.2	16.7	0.94	0.17	7.1	13%	16.20
29/08/2007	C1	5.1	0.92	27	0.68	4.3	6.4	0.37	0.21			17.90
	C2	6.1	0.97	27	1.17	7.3	10.8	0.46	0.19			17.90
	C3	6.8	0.79	27	0.99	6.1	9.1	0.94	0.04	6.0	0.14	17.90
23/11/2007	C1	8.3	0.99	24	1.00	6.10	12.00	65.00	20.00			10.00
	C2	8.3	0.95	22	0.91	6.60	8.30	77.00	21.00	8.6	12%	10.00
	C3	7.9	0.95	22	0.85	6.20	9.80	81.00	17.00			10.00
	C4	10.1	0.99	20	1.00	7.90	11.60	119.00	49.00			10.00
12/01/2008	C1	9.7	0.90	31	1.51	7.53	9.99	38.00	18.00			6.50
	C2	10.2	0.93	31	1.57	7.98	10.58	49.00	19.00			6.50
	C3	9.4	0.93	31	1.46	7.37	9.76	49.00	9.00	9.8	0.04	6.50
05/03/2008	C1	11.2	0.95	24	1.35	8.77	11.62	0.50	0.20	11.2	-	15.30
26/07/2008	C1	6.7	0.89	19	0.64	5.26	6.97	31.00	18.00			17.30
	C2	7.5	0.35	18	0.67	5.84	7.75	47.00	24.00	7.3	12%	17.40
	C3	6.4	0.39	19	0.62	5.00	6.63	45.00	10.00			17.40
	C4	8.4	0.84	17	0.72	6.54	8.68	83.00	18.00			17.40
06/09/2008	C1	8.3	0.73	22	0.89	6.50	8.62	82.00	30.00	8.3	-	18.89
12/09/2008	C1	9.1	1.86	41	2.3	11.6	19.4	65.0	19.0	9.1	-	18.5
22/10/2008	C1	10.0	0.97	38	0.97	7.48	12.46	32.00	22.00			15.20
	C2	9.6	0.91	39	0.84	7.19	11.99	45.00	30.00	8.9	13%	15.20
	C3	7.4	0.85	42	0.79	5.54	9.24	42.00	23.00			15.20
	C4	8.7	0.91	42	0.90	6.53	10.88	82.00	55.00			15.50
02/11/2008	C1	8.8	0.95	35	1.53	6.62	11.04	52.00	20.00			11.30
	C2	8.7	0.99	32	1.44	6.54	10.91	72.00	24.00	8.8	5%	11.50
	C3	8.2	0.98	30	1.24	6.18	10.29	76.00	17.00			11.90
	C4	9.3	0.99	28	1.33	6.98	11.63	116.00	37.00			12.40
07/02/2009	C1	9.7	0.87	23	1.11	7.30	12.17	42.00	21.00			12.00
	C2	9.9	0.89	22	1.09	7.40	12.34	55.00	17.00	9.8	3%	12.30
	C3	9.5	0.90	20	0.94	7.15	11.91	61.00	19.00			12.30
	C4	10.2	0.88	21	1.09	7.66	12.77	96.00	29.00			12.70

R_C : Résistance hydraulique pour chaque capteur

Cette thèse est accessible à l'adresse : http://theses.insa-lyon.fr/publication/2012ISAL0040/these.pdf
© [C. Gonzalez-Merchan], [2012], INSA de Lyon, tous droits réservés

Date	Capteur	R_C(h)	r^2	ur(%)	u R)	Rmin	Rmax	H max (cm)	Hmin (cm)	R(h)	CV R-capteurs	T°
15/05/2009	C1	10.4	0.92	27	1.42	6.40	10.67	0.46	0.13			17.81
	C2	11.6	0.97	26	1.53	6.16	10.26	0.61	0.29			17.90
	C4	10.4	0.83	47	2.48	7.65	12.76	1.06	0.37	10.8	0.06	16.60
03/07/2009	C1	22.7	0.80	37	3.9	17.0	28.3	0.4	0.2			
	C2	15.6	0.88	29	2.3	11.7	19.5	0.5	0.0	15.5	34%	26.0
	C3	12.5	0.99	29	1.8	9.4	15.7	0.5	0.2			
	C4	11.0	0.98	26	1.4	8.2	13.7	1.0	0.2			
20/09/2009	C4	9.6	0.99	22	1.06	7.18	11.96	1.02	0.28	9.6	-	17.30
22/10/2009	C1	13.6	0.87	61	3.95	10.19	16.98	42.00	21.00			12.00
	C2	10.8	0.89	48	2.64	8.08	13.47	55.00	17.00	12.5	15%	12.30
	C3	11.0	0.82	54	3.40	8.26	13.76	61.00	19.00			12.30
	C4	14.7	0.79	50	3.58	11.02	18.36	96.00	29.00			12.70
30/11/2009	C1	6.9	0.96	36	1.18	5.18	8.63	47.00	18.00			8.70
	C2	8.8	0.98	35	1.32	6.60	11.00	64.00	19.00	8.8	19%	8.90
	C3	8.3	0.98	32	1.05	6.23	10.38	66.00	20.00			8.90
	C4	11.0	0.98	31	1.12	8.25	13.75	103.00	33.00			9.40
05/02/2010	C1	16.7	0.85	50	4.56	10.00	20.84	62.00	15.00			6.30
	C2	15.6	0.86	56	4.31	13.29	19.54	79.00	19.00	16.0	5%	6.20
	C3	16.6	0.79	54	4.59	14.14	20.79	82.00	22.00			6.20
	C4	15.1	0.69	47	4.04	5.85	8.61	118.00	42.00			6.10
26/03/2010	C1	12.4	0.96	28	1.76	9.66	12.80	67.00	12.00			11.80
	C2	13.1	0.96	28	1.81	10.21	13.53	85.00	17.00	12.7	3%	11.80
	C3	12.5	0.96	30	1.88	9.74	12.92	88.00	22.00			11.80
	C4	12.9	0.93	31	2.00	10.07	13.36	124.00	56.00			11.80
11/05/2010	C1	10.1	0.91	46	5.31	7.85	10.41	68.00	12.00			15.60
	C2	10.6	0.93	47	5.69	8.23	10.91	84.00	15.00	10.8	7%	15.70
	C3	10.7	0.92	48	5.48	8.36	11.08	87.00	17.00			15.70
	C4	11.9	0.92	48	5.82	9.27	12.29	124.00	46.00			15.80
18/06/2010	C1	18.9	0.97	25	2.37	16.06	23.62	0.41	0.14			19.00
	C2	14.4	0.93	37	2.69	12.25	18.02	0.54	0.19	14.6	20%	19.20
	C3	12.7	0.91	36	2.26	10.77	15.84	0.59	0.20			19.20
	C4	12.4	0.97	34	2.21	10.58	15.56	1.01	0.02			19.30
09/09/2010	C1	17.1	0.37	40	3.40	14.54	21.38	57.00	27.00			17.40
	C2	14.5	0.45	42	3.05	12.33	18.13	67.00	19.00	15.6	7%	17.60
	C3	15.5	0.80	32	2.49	13.18	19.38	72.00	18.00			18.10
	C4	15.1	0.84	34	2.59	12.84	18.88	107.00	19.00			18.10
16/11/2010	C1	16.0	0.96	39	3.12	13.58	19.97	62.00	8.00			9.60
	C2	15.8	0.92	35	2.75	13.46	19.79	75.00	20.00	15.7	2%	9.60
	C3	15.2	0.91	45	3.44	12.91	18.99	81.00	21.00			9.60
	C4	15.7	0.95	38	2.98	13.33	19.61	113.00	15.00			9.60

R_C : Résistance hydraulique pour chaque capteur

Cette thèse est accessible à l'adresse : http://theses.insa-lyon.fr/publication/2012ISAL0040/these.pdf
© [C. Gonzalez-Merchan], [2012], INSA de Lyon, tous droits réservés

Annexe 2: Résultats des calages des résistances hydrauliques par les parois et par le fond

Résultats des calages entre janvier 2004 et novembre 2010. R_p et R_f, Résultats des calages entre janvier 2004 et novembre 2010. R_p et R_f, résistances hydrauliques par les parois et par le fond calées à 20°C en heures; coefficient de détermination entre débit mesuré et débit simulé (r^2); incertitude relative (ur) pour les parois et pour le fond; $\overline{R_p}$, $\overline{R_f}$ Résistance hydraulique moyenne par événement pour les parois et pour le fond ; Cv : coefficient de variation par événement pour les R évaluées dans les parois et dans le fond

Date	Capteur	$R_{f\text{-}C}$(h)	$R_{p\text{-}C}$(h)	r^2	ur(R_f)%	ur(R_p)%	Rf(h)	ur(Rf) %	Rp(h)	ur(Rp) %	Cv-Rf%	Cv-Rp%
18/01/2004	C1	26.15	4.56	0.92	35.40	37.27	26.1	35	4.56	37	-	-
20/01/2004	C1	31.26	6.61	0.92	30.09	31.68	31.3	30	6.61	32	-	-
23/02/2004	C1	25.75	4.38	0.96	35.31	37.17	25.7	35	4.38	37	-	-
14/03/2004	C1	23.17	5.82	0.94	31.86	33.54	23.2	32	5.82	34	-	-
23/03/2004	C1	21.59	6.23	0.95	25.72	27.08	21.6	26	6.23	27	-	-
10/10/2004	C1	8.60	0.6292	0.96	31.68	33.35	8.6	32	0.63	33	-	-
26/10/2004	C1	7.67	0.64	0.94	30.93	32.56	7.7	31	0.64	33	-	-
04/11/2005	C1	11.85	0.4633	0.93	35.44	37.30	10.0	33	0.49	35	0.29	0.31
	C2	12.82	0.35	0.94	30.12	31.71						
	C3	8.76	0.44	0.96	35.35	37.21						
	C4	6.58	0.70	0.99	31.89	33.57						
20/02/2006	C1	13.44	0.90	0.91	25.75	27.10	13.3	30	0.60	31	0.17	0.37
	C2	16.11	0.39	0.91	31.71	33.38						
	C3	10.58	0.62	0.93	30.97	32.60						
	C4	12.92	0.48	0.91	30.96	32.59						
28/03/2006	C3	18.06	0.50	0.95	35.40	37.26	18.0	33	0.53	34	0.00	0.06
	C4	17.96	0.55	0.97	30.09	31.67						
10/04/2006	C1	10.20	0.70	0.97	35.31	37.16	11.7	28	1.08	30	0.13	0.30
	C2	10.50	0.97	0.96	31.70	33.37						
	C3	12.84	1.19	0.91	25.72	27.07						
	C4	13.13	1.45	0.82	19.95	21.00						
06/07/2006	C1	19.92	0.37	0.95	30.93	32.56	21.4	33	0.61	35	0.10	0.32
	C2	19.29	0.55	0.94	35.43	37.30						
	C3	23.57	0.67	0.96	30.12	31.70						
	C4	22.95	0.84	0.97	35.34	37.20						
17/08/2006	C1	21.17	0.89	0.97	31.89	33.57	20.4	27	0.99	29	0.04	0.08
	C2	19.17	1.07	0.98	25.74	27.10						
	C3	20.40	0.99	0.96	31.70	33.37						
	C4	20.97	1.00	0.97	19.00	20.00						
15/09/2006	C1	20.50	0.32	0.80	30.95	32.58	20.0	33	0.60	35	0.02	0.37
	C2	20.04	0.87	0.88	35.39	37.25						
	C3	20.00	0.60	0.92	30.08	31.66						
	C4	19.54	0.63	0.93	35.30	37.16						

$R_{f\text{-}C}$: Résistance hydraulique par le fond pour chaque capteur ; $R_{p\text{-}C}$: Résistance hydraulique par les parois pour chaque capteur

Cette thèse est accessible à l'adresse : http://theses.insa-lyon.fr/publication/2012ISAL0040/these.pdf
© [C. Gonzalez-Merchan], [2012], INSA de Lyon, tous droits réservés

Date	Capteur	$R_{f\text{-}C}$(h)	$R_{p\text{-}C}$(h)	r^2	ur(R_f)%	ur(R_p)%	Rf(h)	ur(Rf) %	Rp(h)	ur(Rp) %	Cv-Rf%	Cv-Rp%
17/11/2006	C1	19.59	0.59	0.82	31.70	33.37	18.5	29	0.65	30	0.08	0.15
	C2	17.49	0.72	0.86	25.59	26.94						
06/12/2006	C1	20.95	0.75	0.96	19.95	21.00	19.8	29	0.77	30	0.06	0.08
	C2	19.80	0.73	0.98	30.77	32.39						
	C4	18.74	0.84	0.99	35.25	37.11						
08/12/2006	C1	18.06	0.58	0.96	29.97	31.54	17.7	31	0.44	32	0.08	0.26
	C2	15.89	0.39	0.95	35.16	37.02						
	C3	19.43	0.47	0.96	31.73	33.40						
	C4	17.25	0.31	0.97	25.62	26.96						
15/05/2007	C1	19.47	0.24	0.89	31.55	33.21	18.1	29	0.30	31	0.16	0.16
	C2	20.59	0.30	0.97	18.91	19.90						
	C3	13.84	0.36	0.98	30.80	32.42						
	C4	18.68	0.31	0.98	35.21	37.07						
17/05/2007	C1	14.70	0.42	0.95	23.75	25.00	17.3	29	0.52	30	0.10	0.16
	C2	17.85	0.62	0.95	35.12	36.97						
	C3	17.71	0.52	0.93	31.54	33.20						
	C4	18.77	0.51	0.97	25.46	26.80						
09/07/2007	C1	18.23	0.66	0.97	30.22	31.81	18.5	30	0.55	31	0.02	0.27
	C2	18.83	0.45	0.95	29.22	30.76						
29/08/2007	C1	17.57	0.41	0.90	28.30	29.79	17.4	29	0.31	30	0.03	0.33
	C2	17.80	0.31	0.96	29.24	30.78						
	C3	16.91	0.21	0.95	28.77	30.29						
23/11/2007	C1	17.87	0.32	0.90	16.95	17.85	16.5	28	0.34	30	0.07	0.11
	C2	16.43	0.38	0.94	30.62	32.23						
	C3	16.68	0.36	0.93	35.08	36.92						
	C4	15.14	0.30	0.98	29.82	31.39						
12/01/2008	C1	15.87	0.32	0.74	34.99	36.83	13.4	31	0.28	32	0.19	0.24
	C2	13.46	0.32	0.72	31.57	33.23						
	C3	10.88	0.20	0.78	25.49	26.83						
05/03/2008	C1	11.40	0.40	0.99	28.04	0.48	11.4	28	0.40	0	-	-
26/07/2008	C1	14.53	0.21	1.00	31.39	33.04	13.8	29	0.35	31	0.03	0.49
	C2	13.55	0.19	1.00	18.81	19.80						
	C3	13.62	0.49	0.97	30.64	32.25						
	C4	13.54	0.50	0.98	35.21	37.06						
06/09/2008	C1	12.31	0.89	1.00	23.75	25.00	12.3	24	0.89	25	-	-
12/09/2008	C1	14.51	0.57	0.97	35.12	36.96	14.5	35	0.57	37	-	-

$R_{f\text{-}C}$: Résistance hydraulique par le fond pour chaque capteur ; $R_{p\text{-}C}$: Résistance hydraulique par les parois pour chaque capteur

Cette thèse est accessible à l'adresse : http://theses.insa-lyon.fr/publication/2012ISAL0040/these.pdf
© [C. Gonzalez-Merchan], [2012], INSA de Lyon, tous droits réservés

Date	Capteur	$R_{f\text{-}C}$(h)	$R_{p\text{-}C}$(h)	r^2	ur(R_f)%	ur(R_p)%	Rf(h)	ur(Rf) %	Rp(h)	ur(Rp) %	Cv-Rf%	Cv-Rp%
22/10/2008	C1	17.14	0.21	0.97	31.53	33.19	17.5	22	0.40	23	0.10	0.42
	C2	19.25	0.32	1.00	25.46	26.80						
	C3	15.12	0.49	0.97	16.95	17.84						
	C4	18.44	0.59	0.91	14.25	15.00						
02/11/2008	C1	13.32	0.72	0.94	35.07	36.92	13.7	33	0.74	35	0.17	0.15
	C2	16.21	0.62	0.99	29.81	31.38						
	C3	10.61	0.88	0.97	34.98	36.82						
	C4	14.71	0.75	0.98	31.56	33.23						
07/02/2009	C1	15.56	0.63	0.85	21.66	22.80	15.6	23	0.70	24	0.00	0.09
	C2	15.58	0.69	0.88	26.68	28.08						
	C3	15.60	0.70	0.96	15.99	16.83						
	C4	15.65	0.77	0.87	26.05	27.42						
15/05/2009	C1	14.22	0.41	0.96	29.92	31.50	14.8	27	0.35	28	0.10	0.24
	C2	15.65	0.27	0.87	20.18	21.25						
	C3	12.88	0.30	0.67	29.85	31.42						
	C4	16.38	0.43	0.45	26.80	28.21						
03/07/2009	C1	16.22	0.43	0.88	29.92	31.50	16.0	27	0.45	28	0.05	0.05
	C2	16.94	0.48	0.97	20.18	21.25						
	C3	15.49	0.46	0.91	29.85	31.42						
	C4	15.31	0.43	0.99	26.80	28.21						
20/09/2009	C4	15.75	0.57	0.96	26.05	27.42	15.8	26	0.57	27	-	-
22/10/2009	C1	17.61	0.93	0.96	29.92	31.50	17.6	27	0.80	28	0.00	0.15
	C2	17.64	0.87	0.92	20.18	21.25						
	C3	17.61	0.71	0.93	29.85	31.42						
	C4	17.71	0.69	0.98	26.80	28.21						
30/11/2009	C1	16.81	1.12	0.97	25.34	26.67	17.5	27	1.08	28	0.10	0.10
	C2	18.05	1.22	0.99	29.73	31.30						
	C3	15.59	0.99	0.99	26.83	28.24						
	C4	19.55	0.99	0.99	25.34	26.67						
05/02/2010	C1	18.23	0.83	0.96	26.67	28.08	18.5	25	0.94	26	0.06	0.11
	C2	20.15	0.89	0.96	15.99	16.83						
	C3	17.80	1.05	0.99	26.04	27.41						
	C4	17.84	1.01	0.99	29.92	31.49						
26/03/2010	C1	20.48	0.61	0.96	26.67	28.08	20.5	25	0.60	26	0.01	0.08
	C2	20.20	0.65	0.99	15.99	16.83						
	C3	20.47	0.54	0.99	26.04	27.41						
	C4	20.78	0.62	0.99	29.92	31.49						

$R_{f\text{-}C}$: Résistance hydraulique par le fond pour chaque capteur ; $R_{p\text{-}C}$: Résistance hydraulique par les parois pour chaque capteur

Cette thèse est accessible à l'adresse : http://theses.insa-lyon.fr/publication/2012ISAL0040/these.pdf
© [C. Gonzalez-Merchan], [2012], INSA de Lyon, tous droits réservés

Date	Capteur	$R_{f\text{-}C}$(h)	$R_{p\text{-}C}$(h)	r^2	ur(R_f)%	ur(R_p)%	Rf(h)	ur(Rf) %	Rp(h)	ur(Rp) %	Cv-Rf%	Cv-Rp%
11/05/2010	C1	21.07	0.69	0.97	25.27	26.60	20.0	24	0.77	25	0.11	0.26
	C2	20.98	1.07	0.97	22.81	24.01						
	C3	16.72	0.63	0.99	21.54	22.67						
	C4	21.40	0.70	1.00	25.33	26.67						
18/06/2010	C1	33.33	1.96	0.99	21.54	22.67	24.8	26	1.45	27	0.23	0.38
	C2	21.46	0.95	0.98	25.33	26.67						
	C3	22.74	0.99	0.94	29.73	31.29						
	C4	21.82	1.89	0.96	26.82	28.24						
09/09/2010	C1	19.67	1.08	0.96	18.41	19.38	20.2	20	0.86	21	0.06	0.18
	C2	21.82	0.81	0.97	22.67	23.87						
	C3	18.82	0.83	0.98	13.59	14.30						
	C4	20.33	0.72	0.97	25.33	26.67						
16/11/2010	C1	19.71	0.41	0.92	29.73	31.29	18.1	26	0.68	28	0.10	0.32
	C2	15.47	0.93	0.96	26.82	28.24						
	C3	18.08	0.68	0.95	23.61	27.95						
	C4	19.05	0.69	0.86	22.67	23.87						

$R_{f\text{-}C}$: Résistance hydraulique par le fond pour chaque capteur ; $R_{p\text{-}C}$: Résistance hydraulique par les parois pour chaque capteur

Cette thèse est accessible à l'adresse : http://theses.insa-lyon.fr/publication/2012ISAL0040/these.pdf
© [C. Gonzalez-Merchan], [2012], INSA de Lyon, tous droits réservés

Annexe 3: Estimation des incertitudes

1. Estimation de l'incertitude sur la teneur en eau de l'échantillon u(θ)

La teneur en eau est mesurée par pesage différentiel de l'échantillon avant et après séchage. À partir de l'Équation 1-1, l'incertitude sur la teneur en eau est déduite de la loi de propagation des incertitudes qui est exprimée par l'Équation 1-2.

$$\theta = \frac{M_i - M_f}{M_f}$$ *Équation 1-1*

Avec, M_i: la masse de l'échantillon humide; M_f: la masse de l'échantillon après séchage à 105°C.

$$u^2(\theta_m) = u^2(M_f).\left(\frac{M_i}{M^2{}_f}\right)^2 + u^2(M_i).\left(\frac{1}{M_f}\right)^2$$ *Équation 1-2*

Avec, u(M_i): incertitude sur la masse de l'échantillon humide; u(M_f): la masse de l'échantillon après séchage.

Les incertitudes des masses humides avant et après séchage sont liées à l'incertitude de la balance prise égale à 2% de la mesure.

En considérant les incertitudes des mesures et l'incertitude par hétérogénéité, l'incertitude totale peut être exprimée comme suit ci-dessous:

- Incertitude de l'ensemble de mesures de la teneur en eau $u(\theta_m)$

$$u^2(\theta_m) = \frac{1}{n^2}\sum_{i=1}^{n} u_i^2(\theta_{mi})$$ *Équation 1-3*

  Avec, $u(\theta_m)$: incertitude sur l'ensemble des teneurs en eau qui ont été estimées à partir de l'Équation 1-2. Pour chaque essai *i* et *n* le nombre totale d'essai par zone.

- Incertitude par hétérogénéité $u(\rho_H)$

$$u(\theta_H) = \frac{1}{2}\left(t_{inv(\alpha,n-1)}\right).\sigma$$

Avec, t : loi Student inverse ; σ : écart type des mesures des teneurs en eau mesurées pour chaque zone étudiée. n : nombre des mesures faites; α : corresponde à un intervalle de confiance de 95%.

- L'incertitude totale est exprimée comme suit ci-dessous:

$$u^2(\theta) = u^2(\theta_m) + u^2(\theta_H)$$

Cette thèse est accessible à l'adresse : http://theses.insa-lyon.fr/publication/2012ISAL0040/these.pdf
© [C. Gonzalez-Merchan], [2012], INSA de Lyon, tous droits réservés

2. Estimation de l'incertitude sur la masse volumique apparente u(ρ_d)

Les incertitudes ont été déduites de la loi de propagation des incertitudes, en considérant la procédure ci-dessous :

Equations de basse pour l'estimation de la densité apparentée :

La masse volumique apparente est déduite de l'Équation 2-2

$$\rho_{hu} = \frac{M_{hu}}{V} \qquad \textit{Équation 2-1}$$

$$\rho_d = \frac{\rho_{hu}}{1+\theta} \qquad \textit{Équation 2-2}$$

Avec, ρ_{hu} : masse volumique humide; M_{hu} : masse humide de l'échantillon prélevé *in situ*; V: volume mesuré in situ; ρ_d : masse volumique apparente; θ : teneur en eau.

Incertitude sur la masse volumique apparente :

L'Équation 2-3 exprime l'incertitude sur ρ_d, en considérant la loi de propagation des incertitudes,

$$u^2(\rho_{d-m}) = u^2(\theta).\left(\frac{\rho_{hu}}{(1+\theta)^2}\right)^2 + u^2(\rho_{hu}).\left(\frac{1}{(1+\theta)}\right)^2 \qquad \textit{Équation 2-3}$$

Avec, $u(\rho_d)$: incertitude sur la masse volumique apparente pour chaque mesure de l'essai; θ: teneur en eau; $u(\theta)$: incertitude sur la teneur en eau; $u(\rho_{hu})$: incertitude sur la masse volumique humide ;

A partir de l'Équation 2-1, l'incertitude de la masse volumique humide peut s'exprimer comme suit :

$$u^2(\rho_{hu}) = u^2(M_{hu}).\left(\frac{1}{V}\right)^2 + u^2(V).\left(\frac{M_{hu}}{V^2}\right)^2 \qquad \textit{Équation 2-4}$$

Avec, $u(M_{hu})$: incertitude sur la masse humide mesurée *in situ* ; u(V): incertitude sur le volume mesuré *in situ*.

Facteur de majoration

Comme le volume et la masse du sol humide sont déterminés par pesage, et comme l'échantillonnage est fait sur le terrain nous avons considéré un facteur de majoration de 20% sur l'incertitude de la masse volumique humide.

Incertitude totale de la masse volumique apparente

– Incertitude de l'ensemble de mesures de la masse volumique apparente $u(\rho_{d-m})$

$$u^2(\rho_{d-m}) = \frac{1}{n^2}\sum_{i=1}^{n} u_i^2(\rho_d) \qquad \textit{Équation 2-5}$$

Avec, $u(\rho_{d-m})$: incertitude sur l'ensemble des mesures de la masse volumique apparente qui

Cette thèse est accessible à l'adresse : http://theses.insa-lyon.fr/publication/2012ISAL0040/these.pdf
© [C. Gonzalez-Merchan], [2012], INSA de Lyon, tous droits réservés

ont été estimées à partir de l'Équation 2-3. Pour chaque essai *i* et *n* le nombre totale d'essai par zone.

– Incertitude par hétérogénéité $u(\rho_H)$: $u(\rho_H) = \frac{1}{2}\left(t_{inv(\alpha,n-1)}\right).\sigma$

Avec, t : loi Student inverse ; σ : écart type des mesures des masses volumiques apparentes mesurées pour chaque zone étudiée. n : nombre des mesures faites; α : correspond à un intervalle de confiance de 95%.

– L'incertitude totale est exprimée comme suit: $u^2(\rho_d) = u^2\left(\rho_{d-m}\right) + u^2\left(\rho_H\right)$

3. Estimation de l'incertitude sur la masse volumique des particules solides des sols (ρ_s)

Les incertitudes ont été déduites de la loi de propagation des incertitudes, en considérant la méthodologie ci-dessous:

Estimation de la masse volumique des particules solides du sol (ρ_s)

La masse volumique des particules solides du sol est déduite de l'Équation 3-1 qui suit ci-dessous:

$$\rho_s = \frac{MS}{Vs} \qquad \textit{Équation 3-1}$$

Avec, M_s : masse des particules solides; Vs: volume des particules solides

Incertitude sur la masse volumique apparente:

L'Équation 3-2 exprime l'incertitude sur ρ_s, en considérant la loi de propagation des incertitudes,

$$u^2(\rho_s) = u^2(MS).\left(\frac{1}{Vs}\right)^2 + u^2(Vs).\left(\frac{MS}{Vs^2}\right)^2 \qquad \textit{Équation 3-2}$$

Avec u(M_s) : incertitude sur la masse des particules solides ; u(Vs) : incertitude sur le volume des particules solides

Incertitude totale de la masse volumique des particules solides du sol $u^2(\rho_s)$

– Incertitude de l'ensemble de mesures de la masse volumique apparente $u\left(\rho_{s-m}\right)$

$$u^2\left(\rho_{s-m}\right) = \frac{1}{n^2}\sum_{i=1}^{n} u_i^2\left(\rho_s\right) \qquad \textit{Équation 3-3}$$

Avec, $u\left(\rho_{s-m}\right)$: incertitude sur l'ensemble des mesures de la masse volumique des particules solides du sol qui ont été estimées à partir de l'Équation 3-2. Pour chaque essai *i* et *n* le nombre totale d'essai par zone.

– Incertitude par hétérogénéité $u(\rho_H)$: $u(\rho_H) = \frac{1}{2}\left(t_{inv(\alpha,n-1)}\right).\sigma$

Avec, t : loi Student inverse ;σ : écart type des mesures des ρ_s mesurées pour chaque zone étudiée. n : nombre des mesures faites; α : corresponde à un intervalle de confiance de 95%.

Cette thèse est accessible à l'adresse : http://theses.insa-lyon.fr/publication/2012ISAL0040/these.pdf
© [C. Gonzalez-Merchan], [2012], INSA de Lyon, tous droits réservés

– L'incertitude totale est exprimée comme suit ci-dessous: $u^2(\rho_s) = u^2(\rho_{s-m}) + u^2(\rho_H)$

4. Estimation de l'incertitude sur la porosité (ε)

Les incertitudes ont été déduites des équations ci-dessous :

$$\varepsilon = 1 - \frac{\rho_d}{\rho_s}$$ *Équation 4-1*

$$u^2(\varepsilon) = u^2(\rho_s).\left(\frac{\rho_d}{\rho^2{}_s}\right)^2 + u^2(\rho_d).\left(\frac{1}{\rho_s}\right)^2$$ *Équation 4-2*

5. Estimation de l'incertitude sur la matière organique de l'échantillon u(MO)

Le principe d'estimation des incertitudes sur la matière organique est le même que pour la teneur en eau. Pour l'essai on parle de masse sèche et masse calcinée.

La matière organique est mesurée par pesage différentiel de l'échantillon sec avant et après calcination. À partir de l'Équation 1-1, l'incertitude sur la matière organique est déduite de la loi de propagation des incertitudes qui est exprimée par l'Équation 1-2.

$$MO = \frac{M_s - M_c}{M_S}$$ *Équation 5-1*

Avec, M_s: la masse de l'échantillon après séchage; M_c: la masse de l'échantillon après calcination à 450°C.

$$u^2(MO_m) = u^2(M_s).\left(\frac{M_c}{M^2{}_s}\right)^2 + u^2(M_c).\left(\frac{1}{M^2{}_s}\right)^2$$ *Équation 5-2*

Avec, u(M_s): incertitude sur la masse de après séchage; u(M_c): la masse de l'échantillon après calcination.

Les incertitudes des masses sont considérées que par l'incertitude de la balance pour la présente étude elle a été prise comme de 2% de la mesure.

<u>L'incertitude totale sur la matière organique (MO)</u>

En considérant les incertitudes par les mesures et l'incertitude par hétérogénéité, l'incertitude totale peut être exprimée comme suit ci-dessous :

– Incertitude de l'ensemble de mesures de la matière organique $u(MO_m)$

$$u^2(MO_m) = \frac{1}{n^2}\sum_{i=1}^{n} u_i^2(MO_{mi})$$ *Équation 5-3*

Avec, $u(MO_m)$: incertitude sur l'ensemble des teneurs en eau qui ont été estimées à partir

Cette thèse est accessible à l'adresse : http://theses.insa-lyon.fr/publication/2012ISAL0040/these.pdf
© [C. Gonzalez-Merchan], [2012], INSA de Lyon, tous droits réservés

de l'Équation 1-2. Pour chaque essai *i* et *n* le nombre totale d'essai par zone.

– Incertitude par hétérogénéité $u(MO_H)$

$$u(MO_H) = \frac{1}{2}\left(t_{inv(\alpha,n-1)}\right)\sigma$$

Avec, t : loi Student inverse ; σ : écart type des mesures de la matière organique mesurée pour chaque zone étudiée. n : nombre des mesures faites; α : corresponde à un intervalle de confiance de 95%.

– L'incertitude totale est exprimée comme suit ci-dessous:

$$u^2(MO) = u^2\left(MO_m\right) + u^2\left(MO_H\right)$$

6. Estimation des incertitudes sur la conductivité hydraulique à saturation

6.1. Estimation des incertitudes sur *Ks*

La méthode de Monte Carlo a été utilisée afin d'évaluer l'incertitude sur la conductivité hydraulique à saturation. En effet, comme *Ks* est le résultat du calcul des expressions analytiques utilisées par la méthode BEST (Beerkan Estimation of Soil Transfer parameters, Haverkamp et al., 1994 ; Lassabatère et al., 2006) (*Cf.* Equation 6-1 à Equation 6-4), on ne peut pas utiliser la méthode classique de la loi de propagation des incertitudes.

$$q_{+\infty}(t) = q_{+\infty} = A.S^2 + Ks$$ Équation 6-1

$$Ks = A.S^2 - q_{+\infty}$$ Équation 6-2

$$A = \frac{\gamma}{r_d\left(\theta_s - \theta_0\right)}$$ *Équation 6-3*

$$B = \frac{(2-\beta)}{3}\left[1 - \left(\frac{\theta_0}{\theta_s}\right)^{\eta}\right] + \left(\frac{\theta_0}{\theta_s}\right)^{\eta}$$ Équation 6-4

Avec, $q_{+\infty}$: le taux d'infiltration à t -> +∞; I(t) : l'infiltration cumulative tridimensionnelle; *I*(t) : l'infiltration cumulative tridimensionnel ; θ_0, θ_s : teneurs volumiques en eau initiale et à saturation ; A, B : sont définies comme constantes pour le cas spécifique des relations de Brooks et Corey et van Genuchten-Burdine ;. $\beta \approx 0.6$; $\gamma \approx 0.75$; η paramètre de forme.

6.2. Procédure d'estimation

La conductivité hydraulique à saturation calculée par la méthode BEST n'est pas directement explicitable en fonction des variables qui servent à l'évaluer (*Cf*. Equation 6.2-1), où la méthode considère les expressions de Haverkamp *et al.,* (1994). Ainsi pour calculer l'incertitude commise sur *Ks*, nous avons considéré *Ks* comme une variable aléatoire fonction des variables aléatoires (A, $q_{+\infty}$, S). Comme ces variables aléatoires dépendent des mesures faites *in situ* (lame d'eau infiltrée *I* et temps d'infiltration *t*). Dans un première temps nous avons fait l'hypothèse que les variables *I* et *t* mesurées *in situ* suivent une distribution normale. La conductivité hydraulique à saturation a été ajustée N fois à l'aide de la méthode de Monte Carlo. Les valeurs des variables considérées sont tirées au hasard des distributions normales, en considérant leurs incertitudes respectives. Pour représenter correctement les séries statistiques, il a été nécessaire de faire N = 500 fois l'ajustement pour chaque essai réalisé. Par conséquent, pour chaque essai d'infiltration *in situ*

Cette thèse est accessible à l'adresse : http://theses.insa-lyon.fr/publication/2012ISAL0040/these.pdf
© [C. Gonzalez-Merchan], [2012], INSA de Lyon, tous droits réservés

simple anneau, on obtient une distribution de la conductivité hydraulique à saturation avec une valeur moyenne et un écart type représentant l'incertitude de mesure u(Ks).

Etant donné que les variables permettant d'obtenir Ks ne sont pas estimées directement, nous avons suivi la procédure décrite ci-dessous :

6.2.1 Estimation de l'incertitude sur le coefficient A

L'incertitude sur le coefficient A défini par l'équation ci-dessous, est déduite à partir de la loi de propagation des incertitudes dont, nous obtenons l'expression suivante :

$$u^2(A)=\left(\frac{\gamma}{r_d^2(\theta_s-\theta_0)}\right)^2.u^2(r_d)+\left(\frac{\gamma}{r_d(\theta_s-\theta_0)^2}\right)^2.u^2(\theta_s)+\left(\frac{\gamma}{r_d(\theta_s-\theta_0)^2}\right)^2.u^2(\theta_0)$$

Avec, r_d : le rayon de l'anneau ; θ_s,$u(\theta_s)$: la teneur volumique en eau à saturation et son incertitude ; θ_0, $u(\theta_0)$: la teneur volumique en eau initiale et son incertitude ; le paramètre γ égale à 0.75 considéré constant.

6.2.2 Estimation de l'incertitude sur le flux d'infiltration $q_{+\infty}(t)$

Le flux d'infiltration peut être exprimé en fonction de la lame d'eau infiltré *I*(mm) et t(s) le temps d'infiltration. On considère $q_{+\infty}(t)$ comme une variable aléatoire qui dépend de *I*(mm) et t(s). Ces deus dernières variables sont entachées d'une incertitude expérimentale propre, à savoir:

- l'incertitude sur la lecture du temps est égale à 5 s
- la lame d'eau (*I*) est fonction du volume cumulé versé à chaque pas de temps et les dimensions de l'anneau. L'incertitude sur la surface interne de l'anneau est déduite de la mesure du rayon de celui-ci, soit égale à 1 cm. Si on considère la propagation des incertitudes sur l'équation de surface de l'anneau, nous obtenons que l'incertitude relative sur la surface interne de l'anneau. Elle corresponde à 19% pour les deux dimensions d'anneaux utilisées dans nos expériences. On considère que l'incertitude sur le volume versé sur le cylindre correspond à 5 ml dû à l'instrument de mesure. En appliquant la loi de propagation des incertitudes sur le principe de mesure de la lamine d'eau infiltré on peut exprimer l'incertitude sur *I* comme suit ci-dessous :

$$u^2(I)=\left(\frac{\sum_{i=1}^{n}u^2(V_v)}{A_{\text{int}}}\right)^2+\left(\frac{\sum_{i=1}^{n}V_v}{A_{\text{int}}^{\ 2}}\right)^2.u^2(A_{\text{int}})$$

avec, V_v : le volume versé (cumulé) à chaque instant i.

- Les incertitudes sur le flux d'infiltration sont déduites du tirage au hasard dans les distributions normales des variables aléatoires, en considérant la méthode de Monte Carlo. Par conséquent, nous obtenons le Flux(mm/s) et t_s en fonction des variables *I*(mm) et *t*(s) tirées au hasard en considérant les expressions suivantes :
  - $Flux(mm/s)_i=\dfrac{I_i+I_{i+1}}{t_i+t_{i+1}}$
  - $t_s(s)=\left(\dfrac{\sqrt{t_i}+\sqrt{t_{i+1}}}{2}\right)^2$
  - La présente analyse permet d'obtenir :

Cette thèse est accessible à l'adresse : http://theses.insa-lyon.fr/publication/2012ISAL0040/these.pdf
© [C. Gonzalez-Merchan], [2012], INSA de Lyon, tous droits réservés

- la courbe Flux (mm/s) vs. t(s)
- la courbe t(s) vs. *I*(mm) et leur pente.

- Selon la méthode BEST, l'estimation de $q_{+\infty}(t)$ se fait de deux manières :
  - la moyenne des 3 dernières valeurs de la courbe flux (mm/s) vs. *t*, (le flux de volume d'eau infiltré à un pas de temps *t*)
  - la pente de la courbe *I* (mm) vs *t*(s) (lame d'eau infiltrée cumulée à un pas de temps *t*)

Dans la méthode BEST, la valeur de q+∞ retenue est le minimum entre ces deux valeurs.

6.2.3 Estimation de la sorptivité (S)

Détermination de S en considérant l'équation suivante :

$$I(t) = S\sqrt{t} + \left[A(\mathbf{1}-B).S^{\mathbf{2}} + B.q_{+\infty}\right] \qquad \textit{Équation 6-5}$$

la valeur de S est obtenue à partir du « Solver » en Matlab, pour chaque valeur issue du tirage aléatoire qui considère pour chaque variable aléatoire leurs incertitudes correspondantes.

- Pour la présente étude, S est considérée une variable aléatoire fonction des variables aléatoires A, B et t
- l'incertitude de B est obtenue à partir de la propagation des incertitudes comme suit ci-dessous :

  β : 0.6 ; constantes selon la méthode

  $$B = \frac{\mathbf{2}-\beta}{\mathbf{3}}\left[\mathbf{1} - \left(\frac{\theta_{\mathbf{0}}}{\theta_s}\right)^{\eta}\right] + \left(\frac{\theta_{\mathbf{0}}}{\theta_s}\right)^{\eta}$$

  En remplaçant les valeurs constantes, en simplifiant l'expression précédente et en appliquant la loi de propagation des incertitudes nous obtenons l'expression suivante :

  $$u^{\mathbf{2}}(B) = \left(\mathbf{0.466}.\left[\eta\left(\frac{\theta_{\mathbf{0}}^{\eta-\mathbf{1}}}{\theta_s^{\eta}}\right)\right] + \eta\frac{\theta_{\mathbf{0}}^{\eta-\mathbf{1}}}{\theta_s^{\eta}}\right)^{\mathbf{2}}.u^{\mathbf{2}}(\theta_{\mathbf{0}}) + \left(\mathbf{0.466}.\left[\eta\frac{\theta_{\mathbf{0}}^{\eta}}{\theta_s^{\eta+\mathbf{1}}}\right]\right).u^{\mathbf{2}}(\theta_s)$$

  Pour la présente analyse, les caractéristiques de forme représentées par η sont très homogènes. Donc, nous avons considéré pour notre cas η comme une constante.

6.2.4 Estimation finale de l'incertitude sur la conductivité hydraulique à saturation

La conductivité hydraulique à saturation a été calculée à partir des essais in situ en triplicata pour chaque zone et lors de chaque campagne. Aussi, l'incertitude sur Ks est estimée en prenant en compte les incertitudes sur la mesure de l'infiltration et l'incertitude due à la variabilité spatiale de Ks, u(KsH) :

$$u(Ks_H) = \frac{\mathbf{1}}{\mathbf{2}}\left(t_{inv(\alpha,n-\mathbf{1})}\right).\sigma$$

σ : écart type entre les *n* réplicats des mesures de *Ks ;* α : corresponde à un intervalle de confiance à 95% ; t_{inv} : loi Student inverse

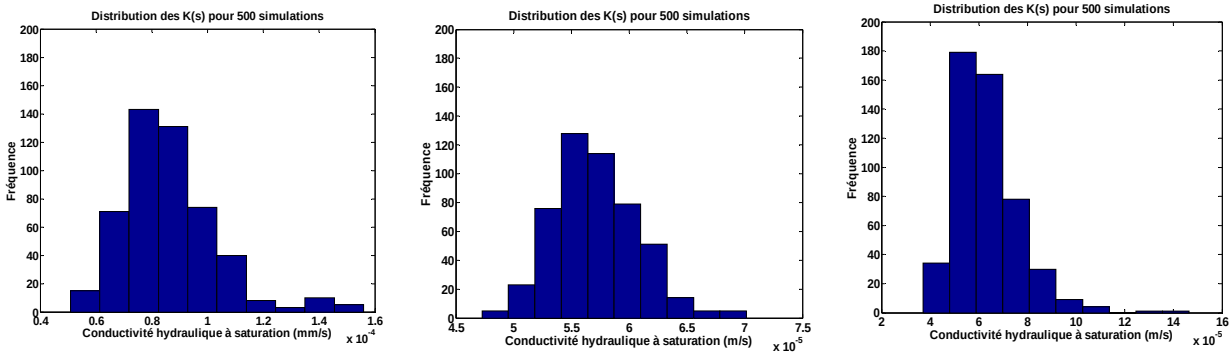
$$u^{\mathbf{2}}(Ks) = \frac{\mathbf{1}}{n^{\mathbf{2}}}\sum_{i=\mathbf{1}}^{n} u^{\mathbf{2}}(Ks_i) + u^{\mathbf{2}}(Ks_H)$$

n : nombre d'essai pour chaque zone à chaque campagne ; u(Ks) : incertitude sur Ks estimée par le tirage aléatoire pour chaque essai d'infiltration *i*.

Cette thèse est accessible à l'adresse : http://theses.insa-lyon.fr/publication/2012ISAL0040/these.pdf
© [C. Gonzalez-Merchan], [2012], INSA de Lyon, tous droits réservés

6.2.5 Exemple de simulation

Les incertitudes sur la conductivité hydraulique à saturation sont présentées dans les Annexe 11: Un exemple des résultats de la simulation par la méthode de Monte Carlo est présenté dans la Figure 6-1. Cet exemple montre la distribution des conductivités hydrauliques pour 500 simulations d'ajustement sur la zone 8 et la campagne de mai-10. La conductivité hydraulique à saturation moyenne est 7.2 10^{-5} m/s, et l'incertitude relative finale u(Ks) correspond à 34% en prenant en compte les incertitudes issues des mesures de l'infiltration et l'hétérogénéité spatiale de celle-ci.



Ks_{moy} = 8.6x10^{-5} m/s, ur(Ks)=19% Ks_{moy} = 5.7x10^{-5} m/s, ur(Ks)=13% Ks_{moy} = 7.3x10^{-5} m/s, ur(Ks)=24%

Figure 6-1. Distribution des conductivités hydrauliques à saturation pour 500 simulations (campagne mai-10 ; zone 8).

Cette thèse est accessible à l'adresse : http://theses.insa-lyon.fr/publication/2012ISAL0040/these.pdf
© [C. Gonzalez-Merchan], [2012], INSA de Lyon, tous droits réservés

Annexe 4: Méthode d'estimation du contenu de biomasse d'un échantillon et incertitudes associées

L'essai de fumigation – extraction permet d'estimer le contenu de la biomasse dans l'horizon de surface.

1. Méthodologie de l'essai fumigation – extraction

1. Fumigation des échantillons pendant 10 jours avec chloroforme
2. Extraction de KCl sur un échantillon témoin et un échantillon après la fumigation de microorganismes
3. Détermination de la quantité d'azote par g de sol sec (*N/g-MS*) :

   3.1 Lecture de l'absorbance après addition de : l'éthanol, la ninhydrine et la solution extraie (*i.e.* Sol + 40ml de KCl, après filtration à 2µm).

   La solution est composé de : 13 ml de volume d'éthanol (V_E); 1 ml du volume de la solution de ninhydrine (V_N:) ; V_S : 1 ml du volume de la solution extraie.

   3.2 Détermination de la quantité d'azote (N) avec la courbe étalonne

   3.2.1 Détermination de la courbe étalon, qui permet d'exprimer les concentrations d'azote en fonction de l'absorbance

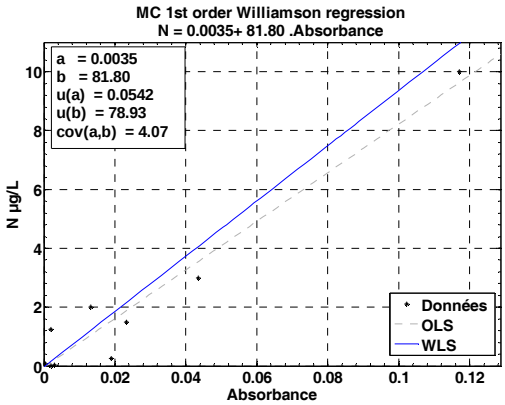


Figure 1-1. *Courbe d'étalonnage pour l'azote (N) en fonction de l'absorbance*

   3.3 la quantité d'azote par g de sol sec (*N/g-MS*) peut s'estimer à partir de l'équation ci-dessus :

$$N/g-MS=\frac{V_{KCl}+V_{H_2O}}{MS}N \qquad \text{Équation 1-1}$$

   Avec : V_{KCl} : volume de KCl pour tous les cas 40ml ; V_{H2O} : Volume d'eau ; MS : Masse sèche du sol ;

4. La quantité de microorganismes est estimée par : la différence entre la quantité d'azote de l'échantillon témoin et l'échantillon après fumigation.

2. Estimation des incertitudes

1. Détermination des incertitudes de la quantité d'azote par g de sol sec (N/g-MS)

En appliquant la loi de propagation des incertitudes pour l'Équation 1-1. Nous obtenons l'expression suivante:

Cette thèse est accessible à l'adresse : http://theses.insa-lyon.fr/publication/2012ISAL0040/these.pdf
© [C. Gonzalez-Merchan], [2012], INSA de Lyon, tous droits réservés

$$u^2(N/g-MS)=u^2(V_{KCl}).\left(\frac{N}{MS}\right)^2+u^2(V_{H_2O}).\left(\frac{N}{MS}\right)^2+u^2(MS).\left(\frac{V_{KCl}+V_{H_2O}}{MS^2}N\right)^2+u^2(N).\left(\frac{V_{KCl}+V_{H_2O}}{MS}\right)^2$$

avec, *u(N)* : l'incertitude sur la quantité d'azote,

u(MS) : incertitude de la masse sèche estimée par pesage, même principe que pour l'estimation de la teneur en eau

$u(V_{KCl})$: incertitude sur le volume de KCl ajouté. Nous avons considéré une incertitude relative de la mesure égale à 3%,

$u(V_{H2O})$: incertitude du volume d'eau contenu dans l'échantillon. Nous avons considéré l'incertitude de la balance égale à 2% de chaque mesure.

1.1 Estimation des incertitudes sur la quantité d'azote *u(N)*

En considérant la courbe d'étalonnage (*Cf.* Figure 1-1) l'incertitude sur la quantité d'azote est estimée par l'expression suivante :

$$u(N)^2 = Abs^2.u(b)^2 + b^2.u(Abs)^2 + u(a)^2 + \mathbf{2}.Abs.\mathrm{cov}(a,b)\ ,$$

les valeurs des coefficients sont présentés à la Figure 1-1.

Avec, Abs : lecture de l'absorbance avec le spectromètre ; u(Abs) : incertitude sur l'absorbance ; u(a) l'incertitude du coefficient directeur a, u(b) l'incertitude de l'ordonnée à l'origine b et cov(a,b) covariance entre a et b.

1.1.1 L'incertitude sur l'absorbance est estimée comme suit ci-dessous :

$$u^2(Abs)=u^2(Sp)+u^2(Abs_{mesurée})+u^2(V_E)+u^2(V_N)+u^2(V_s)$$

avec,

u(Sp): incertitude du spectromètre (5% de la mesure),

$u(Abs_{mesurée})$: estimée par l'incertitude d'hétérogénéité entre les 3 lectures d'absorbances faites comme suit ci-dessous :

$$u(Abs_{mesurée})=\frac{\mathbf{1}}{\mathbf{2}}\left(t_{inv(\alpha,n-\mathbf{1})}\right).\sigma$$

avec : t : loi Student inverse ; σ : écart type des les lectures d'absorbance ; n : nombre de la population

$u(V_E)$: déduit de l'incertitude de mesure du volume d'éthanol ajouté à la solution, égal à 1% sur la mesure.

$u(V_N)$: Incertitude sur la mesure du volume de la ninhydrine ajoutée à la solution principale égal à 1% sur la meure,

$u(V_s)$: l'incertitude sur le volume de la solution extraie s'exprime comme suit ci-dessous :

$$u^2(V_s)=u^2(V_{mesure})+u^2(M_{sol})+u^2(V_{KCl})$$

$u(M_{sol})$: incertitude de la masse du sol ajouté égale à 2% de la mesure.

$u(V_{mesure})$: incertitude issue de la mesure égale à 1% (incertitude de l'instrument de mesure)

Cette thèse est accessible à l'adresse : http://theses.insa-lyon.fr/publication/2012ISAL0040/these.pdf
© [C. Gonzalez-Merchan], [2012], INSA de Lyon, tous droits réservés

2. Estimation de l'incertitude du contenu de la biomasse dans l'échantillon. Celle-ci est déduite de la différence entre la quantité d'azote avant et après fumigation

$$u^2(Bio) = u_T{}^2\left(N/g - MS\right) + u_F{}^2\left(N/g - MS\right) + u^2\left(N_H\right)$$

u_T(N/g-MS) = incertitude sur la quantité d'azote pour l'échantillon témoin,

u_F(N/g-MS) = incertitude sur la quantité d'azote pour l'échantillon fumigé,

$u(N_H)$ = estimée par l'incertitude d'hétérogénéité entre les 2 échantillons soumis à fumigation exprimée comme suit ci-dessous :

$$u(N_H) = \frac{1}{2}\left(t_{inv(\alpha,n-1)}\right)\sigma$$

avec : *t* : loi Student inverse ;σ : écart type des quantité d'azote des échantillons qui ont été soumis à fumigation; n : nombre de la population; α : corresponde à un intervalle de confiance de 95%

Cette thèse est accessible à l'adresse : http://theses.insa-lyon.fr/publication/2012ISAL0040/these.pdf
© [C. Gonzalez-Merchan], [2012], INSA de Lyon, tous droits réservés

Annexe 5: Méthode Best (algorithme d'estimation des paramètres hydrodynamiques du sol)

Cette méthode est décrite en détaille par Lassabatère et al. (2006) cité par Kaskassian et al. (2009)

cp : paramètre de forme de la courbe d'infiltration [-]

D : diamètre des grains [L]

Dg : paramètre d'échelle de la courbe de granulométrie [L]

hg : paramètre d'échelle de la courbe de rétention en eau de van Genuchten (1980) [L]

i : indice des points de mesure [-]

*Iexp ;*lame d'eau cumulée expérimentale [L]

Io : lame d'eau cumulée théorique [L]

Ks : conductivité hydraulique à saturation [L T-1]

m : paramètre de forme de la courbe de rétention en eau de van Genuchten (1980) [-]

n : paramètre de forme de la courbe de rétention en eau de van Genuchten (1980) [-]

N : paramètre de forma de la courbe granulométrique [-]

Ntot : nombre total de points de mesure

Nend : nombre de points de mesure en régime transitoire

pn : indice de forme de la courbe de rétention en eau [-]

qexp-¥ : flux expérimental stationnaire [L T^{-1}]

rd : rayon de l'anneau d'infiltration [L]

s : dimension fractale du sol [-]

S : sorptivité capillaire [L $T^{-1/2}$]

So : estimateur de la sorptivité capillaire [L T-1/2]

SMAX : valeur maximum de l'estimateur de la sorptivité capillaire [L $T^{-1/2}$]

tmax : temps maximum de validité de l'équation du régime transitoire [T]

V : volume d'eau infiltré cumulé [L^3]

b : paramètre du modèle d'infiltration [-]

g : paramètre du modèle d'infiltration [-]

D*V :* incrément de volume d'eau ajouté dans l'anneau [L^3]

e : porosité [-]

h : paramètre de forme de la courbe de conductivité hydraulique de Brooks et Corey (1964) [-]

q*s :* teneur volumique en eau à saturation [-]

q*o :* teneur volumique en eau initiale [-]

k :paramètre lié à la dimension fractal du sol [-]

r*d :* masse volumique sèche apparente [M L^{-3}]

Cette thèse est accessible à l'adresse : http://theses.insa-lyon.fr/publication/2012ISAL0040/these.pdf
© [C. Gonzalez-Merchan], [2012], INSA de Lyon, tous droits réservés

A. Paramètres de forme à partir de la granulométrie et la masse volumique sèche

Etape 1. Approximation de la granulométrie

$$F(D)=\left[1+\left(\frac{D_g}{D}\right)^{N}\right]^{-\left(1-\frac{2}{N}\right)} \rightarrow N \qquad (1)$$

Etape 2. Dimension fractal

$$(1-\varepsilon)^{s}+\varepsilon^{2s}=1 \rightarrow s \qquad (2)$$

$$\kappa=\frac{2s-1}{2s(1-s)} \qquad (3)$$

Etape 3. Estimation des paramètres de forme

$$p_m=\frac{N(N-2)}{2(N-1)}(1+\kappa)^{-1} \qquad (4)$$

$$n=\frac{2}{1-\frac{1}{p_m}\left(\sqrt{1+p_m^{2}}-1\right)} \quad \text{et} \quad m=1-\frac{2}{n} \qquad (5)$$

$$\eta=\frac{2}{n-2}+3 \qquad (6)$$

$$c_p=\Gamma\left(1+\frac{1}{n}\right)\left\{\frac{\Gamma\left(m\eta-\frac{1}{n}\right)}{\Gamma(m\eta)}+\frac{\Gamma\left(m\eta+m-\frac{1}{n}\right)}{\Gamma(m\eta+m)}\right\} \qquad (7)$$

B. Paramètres de normalisation à partir de l'essai d'infiltration simple anneau sous charge nulle

Etape 1. Données d'infiltration

$$I^{exp}(t_i)=I_i \qquad (8)$$

$$t^{*}_{i}=\left(\frac{\sqrt{t_i}+\sqrt{t_{i+1}}}{2}\right)^{2} \qquad (9)$$

$$q^{exp}(t^{*}_{i})=\frac{I_{i+1}-I_i}{t_{i+1}-t_i} \qquad (10)$$

$$q^{exp}_{+\infty}=slope_{i=(Nsat-Nend)\rightarrow Nsat}\left(t_i,I_i\right) \qquad (11)$$

Etape 2. Constantes

$$\gamma=0.75 \qquad \beta=0.6 \qquad (12)$$

$$A=\frac{\gamma}{r_d(\theta_s-\theta_0)} \qquad (13)$$

$$B=\frac{(2-\beta)}{3}\left[1-\left(\frac{\theta_0}{\theta_s}\right)^{\eta}\right]+\left(\frac{\theta_0}{\theta_s}\right)^{\eta} \qquad (14)$$

$$C=\frac{1}{2\left[1-\left(\frac{\theta_0}{\theta_s}\right)^{\eta}\right](1-\beta)}\ln\left(\frac{1}{\beta}\right) \qquad (15)$$

Etape 3. Sorptivité maximum

$$I_0(t)=S\sqrt{t}+A\,S^{2}\,t \qquad (16)$$

$$\hat{S}_{0j}\ \min\sum_{i=1}^{n_j}\left(I^{exp}(t_i)-I_0(t_i)\right)^{2} \qquad (17)$$

$$\hat{S}_{MAX}=\underset{j=5..Nsat-1}{MAX}\left[MIN\left(\hat{S}_{0j},\sqrt{\frac{q^{exp}_{+\infty}}{A}}\right)\right] \qquad (18)$$

Etape 4. Estimation des paramètres de normalisation

$$I(t)=S\sqrt{t}+\left[A(1-B)S^{2}+B\,q_{+\infty}\right]t \qquad (19)$$

$$\hat{S}_j\ \min\sum_{i=1}^{n_j}\left(I^{exp}(t_i)-I(t_i)\right)^{2}\ tel\ que\ \hat{S}_j\le\hat{S}_{MAX} \qquad (20)$$

$$\hat{K}_{s\,j}=q^{exp}_{+\infty}-A\hat{S}_j^{\,2} \qquad (21)$$

$$t_{max\,j}=\frac{1}{4\cdot(1-B)^{2}}\frac{\hat{S}_j}{\hat{K}_{s_j}} \qquad (22)$$

$$j_0=MIN\left\{j\ tel\ que\ \left(t_{exp_j}\le t_{max_j}\right)\right\} \qquad (23)$$

$$\hat{S}=\hat{S}_{j_0} \qquad \hat{K}_s=\hat{K}_{s\,j_0} \qquad (24)$$

$$\hat{h}_g=-\frac{\hat{S}^{2}}{c_p(\theta_s-\theta_0)\left(1-\left(\frac{\theta_0}{\theta_s}\right)^{\eta}\right)\hat{K}_s} \qquad (25)$$

Cette thèse est accessible à l'adresse : http://theses.insa-lyon.fr/publication/2012ISAL0040/these.pdf
© [C. Gonzalez-Merchan], [2012], INSA de Lyon, tous droits réservés

Annexe 6: Résultats de la Granulométrie à la surface du bassin d'infiltration Django Reinhardt

	Point	D0	D10	D20	D30	D40	D50	D60	D70	D80	D90	D100
sept-09	1	0.011482	2.1332	4.1161	5.8403	7.4788	9.2139	11.204	13.693	17.229	23.969	165.27
	2	0.011482	1.6267	2.7981	4.0851	5.4537	6.9627	8.7332	10.974	14.164	19.901	114.61
	3	0.011482	1.6152	2.7502	4.0693	5.5395	7.1795	9.083	11.441	14.673	20.083	91.201
	4	0.011482	1.7434	3.0139	4.5068	6.1744	7.5606	10.312	13.213	17.453	25.611	261.64
	5	0.011482	1.7835	3.0675	4.5833	6.2993	8.2564	10.6	13.626	18.031	26.329	174.97
	6	0.011482	1.6091	2.635	3.848	5.2768	6.9529	8.9744	11.572	15.303	22.133	208.93
	7	0.011482	1.6234	2.7691	4.0611	5.463	7.5265	8.8725	11.235	14.66	21.201	275.42
	8	0.011482	1.6699	2.745	3.9772	5.3937	7.0453	9.0613	11.717	15.705	23.89	388.69
nov-09	1	0.011482	3.5014	6.6767	9.4911	12.376	15.593	19.44	24.462	31.957	47.234	1792.4
	2	0.011482	1.7613	3.0947	4.5736	6.1636	7.9478	10.078	12.841	16.921	25.021	164.3
	3	0.011482	1.9542	3.3608	4.9361	6.6425	8.5254	10.707	13.383	17.156	25.558	696.38
	4	0.011482	1.6122	2.6913	3.8824	5.1762	6.6146	8.2956	10.401	13.337	18.483	166.48
	5	0.011482	1.8293	3.2915	4.8255	6.3899	8.084	10.052	12.529	16.059	22.615	172.62
	6	0.011482	1.667	2.8075	4.1681	5.7409	7.5485	9.7107	12.496	16.55	24.374	291.1
	7	0.011482	1.8196	3.154	4.5623	6.0698	8.7812	9.8558	12.599	16.762	25.664	195.72
	8	0.011482	1.7308	2.9413	4.2804	5.7719	7.5036	9.6409	12.495	16.868	26.607	705.96
mars-10	1	0.011482	1.9822	3.8483	5.7857	7.5699	9.3615	11.316	13.631	16.658	21.408	46.587
	2	0.011482	3.1011	6.1708	7.689	8.9027	9.9757	11.035	12.919	16.076	31.114	126.21
	3	0.011482	1.7665	3.0347	4.5017	6.16	8.0749	10.392	13.394	17.725	25.511	164.38
	4	0.011482	1.5809	2.5591	3.6609	4.9422	6.4577	8.3125	10.718	14.159	20.169	98.159
	5	0.011482	1.7835	3.0675	4.5833	6.2993	8.2564	10.6	13.626	18.031	26.329	174.97
	6	0.011482	1.6232	2.6536	3.8455	5.3315	6.9928	9.0342	11.695	15.386	22.481	126.09
	7	0.011482	3.3062	4.2202	5.3522	6.4559	7.4796	8.7042	10.227	12.247	15.714	50.864
	8	0.011482	1.7334	2.8634	4.1681	5.6775	7.4575	9.661	12.603	17.061	25.979	706.03
mai-10	1	0.011482	2.1202	3.8169	5.8125	7.675	9.5979	11.766	14.354	17.844	23.491	60.256
	2	0.011482	1.8078	3.0872	4.6324	6.4648	8.3649	10.602	13.459	17.601	24.446	73.141
	3	0.011482	1.7659	2.9973	4.4949	6.1467	8.0469	10.307	12.87	16.352	21.098	31.896
	4	0.011482	1.6416	2.5829	3.6903	5.1089	6.7419	8.572	10.923	14.271	19.304	33.538
	5	0.011482	1.8349	3.11	4.6709	6.4667	8.3147	10.444	13.045	16.605	22.379	45.245
	6	0.011482	1.6747	2.7527	4.0275	5.6842	7.453	9.4444	11.975	15.543	21.301	39.811
	7	0.011482	1.8151	3.0079	4.3884	6.0715	7.8259	9.8766	12.541	16.36	22.89	62.135
	8	0.011482	1.7103	2.743	3.9436	5.4452	7.0834	8.938	11.373	14.775	20.349	59.608
juil-10	1	0.011482	2.6393	4.7106	6.5716	8.3562	10.312	12.551	15.45	19.756	29.313	136.01
	2	0.011482	1.9524	3.3435	4.9445	6.6294	8.495	10.788	13.645	17.831	25.607	142.31
	3	0.011482	1.9151	3.0583	4.3867	6.0447	7.684	9.5214	11.977	16.027	22.929	69.185
	4	0.011482	2.7527	4.9113	6.924	8.9587	11.22	13.838	17.197	21.998	31.358	123.48
	5	0.011482	2.7527	4.9113	6.924	8.9587	11.22	13.838	17.197	21.998	31.358	123.48
	6	0.011482	1.8967	3.2817	4.9479	6.7879	8.7349	11.069	14.079	18.473	26.415	141.64
	7	0.011482	2.1682	3.797	5.4271	6.9602	8.6068	10.509	12.784	16.038	21.853	138.04
	8	0.011482	2.7527	4.9113	6.924	8.9587	11.22	13.838	17.197	21.998	31.358	123.48
sept-10	1	0.011482	2.2447	4.0446	5.9276	7.6712	9.4658	11.482	13.928	17.307	23.016	52.481
	2	0.011482	1.784	3.0434	4.5065	6.2032	7.959	10	12.615	16.514	24.614	136.36
	3	0.011482	1.8948	3.2157	4.887	6.8894	9.1471	12.031	15.986	22.001	48.588	207.97
	4	0.011482	1.7987	3.0061	4.4181	6.1357	8.001	10.289	13.359	18.372	29.606	160.36
	5	0.011482	2.0292	3.4857	5.2764	7.1636	9.2102	11.636	14.691	19.125	27.73	161.77
	6	0.011482	1.7757	2.9435	4.3272	6.0423	7.9552	10.3	13.403	18.232	27.686	138.04
	7	0.011482	1.8015	2.9901	4.3408	5.9891	7.7713	9.8979	12.748	17.341	27.051	172.82
	8	0.011482	1.7924	2.9267	4.2254	5.8313	7.5877	9.7769	12.888	17.929	29.143	252.42
oct-10	1	0.011482	2.2846	4.0279	6.0337	7.9566	9.9389	12.218	15.055	18.795	25.011	52.186
	2	0.011482	1.8647	3.0491	4.4107	6.0404	7.7911	9.8369	12.447	16.213	22.44	45.603
	3	0.011482	2.045	3.3858	4.9684	6.7624	8.7576	11.197	14.385	18.812	25.739	52.481
	4	0.011482	2.2846	4.0279	6.0337	7.9566	9.9389	12.218	15.055	18.795	25.011	52.186
	5	0.011482	2.1131	3.5013	5.3052	7.1598	9.2603	11.86	14.999	19.381	27.976	52.197
	6	0.011482	2.2694	3.0244	3.8231	4.7336	5.727	6.7745	7.8952	9.2115	10.672	12.245
	7	0.011482	1.9934	3.2659	4.7503	6.4115	8.1996	10.333	13.011	16.822	23.246	69.183
	8	0.011482	2.0647	3.3536	4.9255	6.6773	8.6158	10.984	14.027	18.11	24.834	45.965

Cette thèse est accessible à l'adresse : http://theses.insa-lyon.fr/publication/2012ISAL0040/these.pdf
© [C. Gonzalez-Merchan], [2012], INSA de Lyon, tous droits réservés

	Point	D0	D10	D20	D30	D40	D50	D60	D70	D80	D90	D100
nov-10	1	0.011482	2.2846	4.0279	6.0337	7.9566	9.9389	12.218	15.055	18.795	25.011	52.186
	2	0.011482	1.7322	2.7937	3.9951	5.4455	7.1258	9.1071	11.605	15.266	21.26	34.572
	3	0.011482	2.1443	3.6834	5.489	7.4876	9.821	12.706	16.545	21.993	31.632	64.788
	4	0.011482	1.7322	2.7937	3.9951	5.4455	7.1258	9.1071	11.605	15.266	21.26	34.572
	5	0.011482	2.2288	3.7347	5.4324	7.297	9.3926	11.994	15.691	21.093	30.939	68.073
	6	0.011482	1.8628	3.1309	4.8401	7.1587	9.4258	12.534	17.198	24.016	42.484	69.333
	7	0.011482	2.4891	4.1491	6.0328	8.0452	10.396	13.427	17.934	24.854	41.278	91.201
	8	0.011482	2.1805	3.7218	5.5942	7.8091	10.592	14.482	20.791	34.482	138.09	209.15
	Point	D0	D10	D20	D30	D40	D50	D60	D70	D80	D90	D100
janv-11	1	0.011482	2.4026	4.3506	6.4445	8.8934	12.273	18.548	65.813	74.44	82.018	103.24
	2	0.011482	2.063	3.4911	5.1051	6.8478	8.8585	11.358	14.627	19.446	29.5	138.04
	3	0.011482	1.7717	2.9504	4.3444	6.0832	7.97	10.272	13.358	18.153	27.65	158.49
	4	0.011482	1.7867	3.0515	4.534	6.3001	8.2175	10.545	13.638	18.408	27.613	363.08
	5	0.011482	2.3549	4.1263	6.0249	7.933	10.123	12.728	16.295	21.854	34.307	158.49
	6	0.011482	1.7403	2.8334	4.1244	5.8216	7.7338	10.093	13.404	18.861	30.037	250.31
	7	0.011482	1.8607	3.0616	4.4365	6.115	7.9117	10.079	13.065	17.94	28.552	144.46
	8	0.011482	1.8122	2.9604	4.3065	5.9955	7.8664	10.179	13.354	18.446	29.753	211.06
févr-11	1	0.011482	2.122	3.8471	5.871	7.7774	9.8039	12.213	15.375	20.329	33.758	156.35
	2	0.011482	2.2005	3.9223	6.0077	8.17	10.629	13.659	17.733	23.724	36.69	205.37
	3	0.011482	2.2098	4.0875	6.3841	8.8595	11.826	15.58	20.525	28.35	49.469	157.68
	4	0.011482	1.9254	3.2867	4.9388	6.8898	9.0787	11.838	15.595	21.126	30.692	108.92
	5	0.011482	2.0954	3.7438	5.7693	7.9718	10.643	14.367	20.45	33.38	87.98	640.99
	6	0.011482	1.8179	3.1165	4.7006	6.6329	8.7635	11.447	15.248	21.361	35.836	181.97
	7	0.011482	2.0477	3.5068	5.2886	7.2367	9.4647	12.372	16.55	23.905	41.301	158.96
	8	0.011482	2.3346	4.2369	6.8267	10.128	15.921	28.873	116.19	142.28	166.24	238.87
avr-11	1	0.011482	1.8852	3.4135	5.2313	7.1159	9.081	11.406	14.446	19.068	29.881	161.63
	2	0.011482	2.206	4.0144	6.1316	8.2755	10.676	13.604	17.541	23.52	38.794	158.49
	3	0.011482	1.9461	3.5191	5.4232	7.4312	9.6155	12.253	15.809	21.231	32.526	154.2
	4	0.011482	2.4523	4.5322	6.9417	9.485	12.493	16.241	21.144	28.896	60.568	152.87
	5	0.011482	1.8991	3.3083	5.0119	6.9536	9.0826	11.775	15.701	22.464	44.02	316.23
	6	0.011482	2.0333	3.568	5.4831	7.5924	9.9893	13.095	17.557	24.894	46.717	175.49
	7	0.011482	2.1033	3.7473	5.7975	8.0045	10.622	14.114	19.415	29.387	79.503	589.35
	8	0.011482	2.1233	3.73	5.7309	7.925	10.568	14.195	19.816	30.605	84.467	276.55
mai-11	1	0.011482	2.1811	3.8816	5.6772	7.3534	9.1712	11.264	13.794	17.365	23.507	52.481
	2	0.011482	1.8044	2.9961	4.3761	6.0406	7.7875	9.8637	12.535	16.363	22.547	51.563
	3	0.011482	2.868	5.3051	7.6907	10.296	13.208	16.68	21.035	27.431	39.447	351.25
	4	0.011482	1.8064	3.0884	4.5254	6.1355	7.8305	9.9309	12.636	16.68	24.563	202.41
	5	0.011482	1.8973	3.3175	5.0455	6.8073	8.777	11.239	14.617	19.8	33.417	159.35
	6	0.011482	1.6232	2.6536	3.8455	5.3315	6.9928	9.0342	11.695	15.386	22.481	126.09
	7	0.011482	2.2946	3.9169	5.7311	7.5133	9.5103	11.86	14.779	18.879	25.357	52.824
	8	0.011482	2.6779	4.4872	6.6473	8.9177	11.54	14.891	19.364	25.556	37.465	68.594

Cette thèse est accessible à l'adresse : http://theses.insa-lyon.fr/publication/2012ISAL0040/these.pdf
© [C. Gonzalez-Merchan], [2012], INSA de Lyon, tous droits réservés

Annexe 7: Accumulation de polluants dans la couche colmatée

Afin de connaître l'évolution de l'accumulation de polluants au sein de l'ouvrage, nous avons continué à étudier la distribution du Cu, Pb et Zn au fond du bassin. La méthodologie d'analyse a été développée par Le Coustumer (2008). Nous avons complété la série de données lors des campagnes de mesure du mai 2008, avril 2010 et mars 2011.

Le Tableau 6.2-1 présente une synthèse des données acquises en comparaison avec les campagnes de mesure antérieures sur l'ensemble du bassin. Une représentation spatialisée des concentrations des polluants au fond du bassin sont présentées aux Figure 2-1 à Figure 2-3.

Les concentrations mesurées en surface de l'ouvrage sont fortes quel que soit le polluant. Elles sont très supérieures aux concentrations du sol de référence (25 fois plus pour Cu, 32 fois plus pour Pb et 27 fois plus pour Zn) et aux seuils de concentrations qui définissent les sols pollués (*Cf.* Tableau 6.2-1).

Lorsque l'on analyse la distribution des concentrations, on note une diminution de la concentration moyenne et médiane du plomb très lente à partir de l'année 2008 (11% pour l'année 2008, par rapport aux mesures précédentes). La concentration moyenne et médiane du cuivre a augmenté pour l'année 2008 en 13%. La concentration médiane et moyenne du zinc pour l'année 2008 et 2010 a eu une croissance constante de 6%. Cependant la pollution n'est pas liée à une augmentation importante du niveau de concentration en certains points (les valeurs max montrent des ordres de grandeur similaires d'une année à l'autre). Elle semble plus liée à un étalement de cette pollution sur le fond du bassin particulièrement net pour Zn (*Cf.* Figure 2-3) et un peu moins pour Pb (*Cf.* Figure 2-2*)*

L'analyse des cartes de distribution dans l'ouvrage montre également que les concentrations les plus fortes en ETM se trouvent toujours le long des chenaux les plus sollicités. Cette série de mesure réalisée en 2010 confirme que la contamination ne cesse de progresser spatialement et que les concentrations s'homogénéisent tendant vers des concentrations proches de celles de la partie ancienne. Par ailleurs on peut noter une augmentation de l'épaisseur des dépôts.

Cette thèse est accessible à l'adresse : http://theses.insa-lyon.fr/publication/2012ISAL0040/these.pdf
© [C. Gonzalez-Merchan], [2012], INSA de Lyon, tous droits réservés

Tableau 6.2-1. *Tableau donnant pour chaque campagne : le nombre N de points de prélèvement, la concentration en surface minimale, maximale, moyenne, médiane, l'écart type mg/kg de matière sèche) et le coefficient de variation (%) pour les 3 ETM. La partie basse du tableau fournit pour comparaison : des gammes de concentrations données dans la littérature, les valeurs cibles et d'intervention de la norme hollandaise et les valeurs du sol de référence pour le site*

		Pb	Zn	Cu
Avril 2005	**N**	**103**	**103**	**102**
	Min	**21**	**129**	**14**
	Max	**186**	**3552**	**417**
	Moyenne	56	703	97
	Médiane	*47*	*568*	*76*
	Ecart type	**36**	**600**	**83**
	CV	**64%**	**85%**	**86%**
Février 2006	**N**	**94**	**94**	**93**
	Min	**5**	**0**	**0**
	Max	**1241**	**3693**	**392**
	Moyenne	186	1128	178
	Médiane	*131*	*1133*	*191*
	Ecart type	**192**	**731**	**106**
	CV	**103%**	**65%**	**59%**
Juillet 2007	**N**	**99**	**99**	**99**
	Min	**60**	**195**	**37**
	Max	**484**	**3002**	**387**
	Moyenne	234	1299	213
	Médiane	*221*	*1268*	*220*
	Ecart type	**87**	**471**	**72**
	CV	**37%**	**36%**	**34%**
Avril 2008	**N**	**114**	**114**	**114**
	Min	**45**	**581**	**106**
	Max	**2008**	**2499**	**2008**
	Moyenne	**175**	**1340**	**264**
	Médiane	**184**	**1401**	**268**
	Ecart type	**56**	**308**	**64**
	CV	**30%**	**22%**	**24%**
Avril 2010	**N**	**103**	**103**	**103**
	Min	**79**	**102**	**108**
	Max	**2010**	**2499**	**2010**
	Moyenne	**203**	**1561**	**281**
	Médiane	**205**	**1525**	**292**
	Ecart type	**52**	**382**	**81**
	CV	**25%**	**25%**	**28%**
Mars 2011	**N**	**8**	**8**	**8**
	Min	183	2097	266
	Max	280	2643	448
	Moyenne	218	2403	333
	Médiane	211	2456	306
	Ecart type	29	189	65
	CV	13%	8%	19%
Lind et Enn (1995)	Sur 2 ouvrages	79-205	114-194	60-82
Norrstrom et Jacks (1998)	Sur 1 ouvrage	171-205	155-649	108-155
Dierkes et Geiger (1999)	Sur 4 ouvrages	71-290	174-1580	25-268
Dechesne (2002)	Sur 3 ouvrages	143-266	838-1787	103-252
Ruban (2005)	Sur 2 ouvrages	419-633	1417-1847	254-271
Achleitner et al. (2006)	Sur 11 ouvrages	28-196	66-229	26-131
Normes Hollandaises (NMHSPE, 2000)	(valeurs cibles)	85	140	36
Normes Hollandaises (NMHSPE, 2000)	(valeurs d'intervention)	530	720	190
Sol de référence (Winiarski, 1998)		6.5±1.4	51±14	10±6

Cette thèse est accessible à l'adresse : http://theses.insa-lyon.fr/publication/2012ISAL0040/these.pdf
© [C. Gonzalez-Merchan], [2012], INSA de Lyon, tous droits réservés

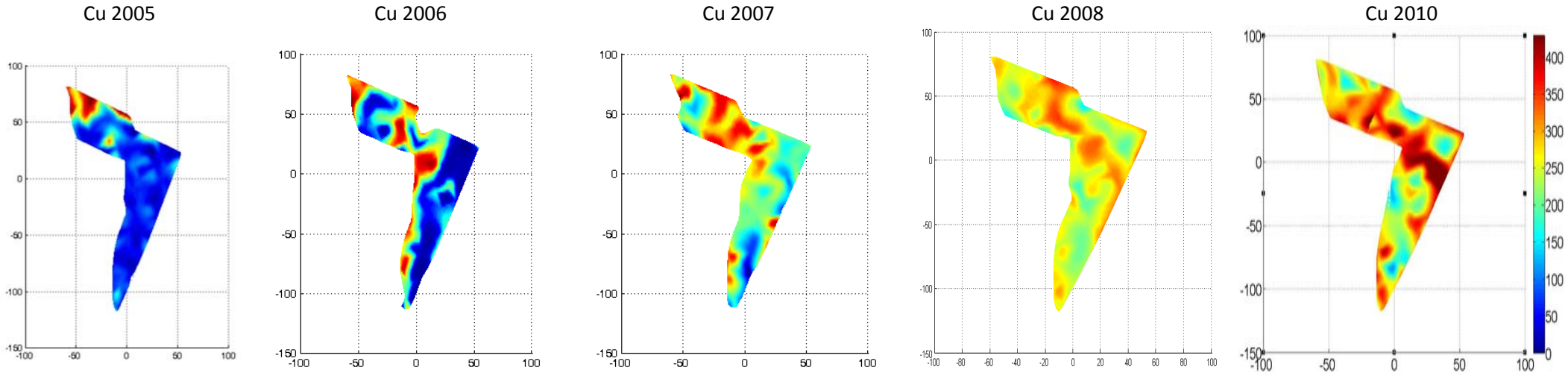


***Figure 2-1**. Distribution spatiale des concentrations en Cu en avril 2005, février 2006, juillet 2007, avril 2008 et avril 2010- (mg/kg de M S)*

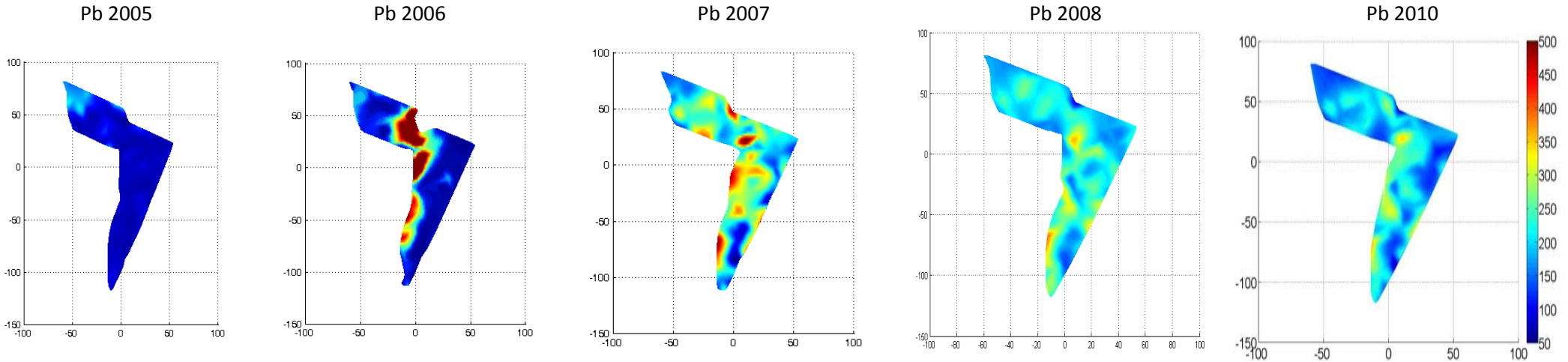


Figure 2-2. *Distribution spatiale des concentrations en Pb en avril 2005, février 2006, juillet 2007, avril 2008 et avril 2010- (mg/kg de MS)*

Cette thèse est accessible à l'adresse : http://theses.insa-lyon.fr/publication/2012ISAL0040/these.pdf
© [C. Gonzalez-Merchan], [2012], INSA de Lyon, tous droits réservés

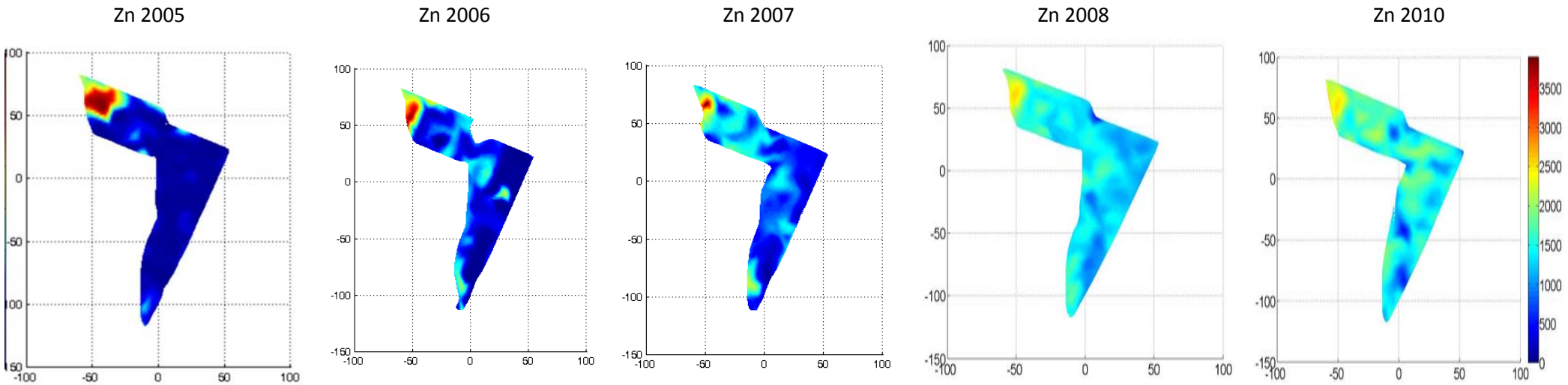


Figure 2-3. *Distribution spatiale des concentrations en Zn en avril 2005, février 2006, juillet 2007, avril 2008 et avril 2010- (mg/kg de MS)*

Cette thèse est accessible à l'adresse : http://theses.insa-lyon.fr/publication/2012ISAL0040/these.pdf
© [C. Gonzalez-Merchan], [2012], INSA de Lyon, tous droits réservés

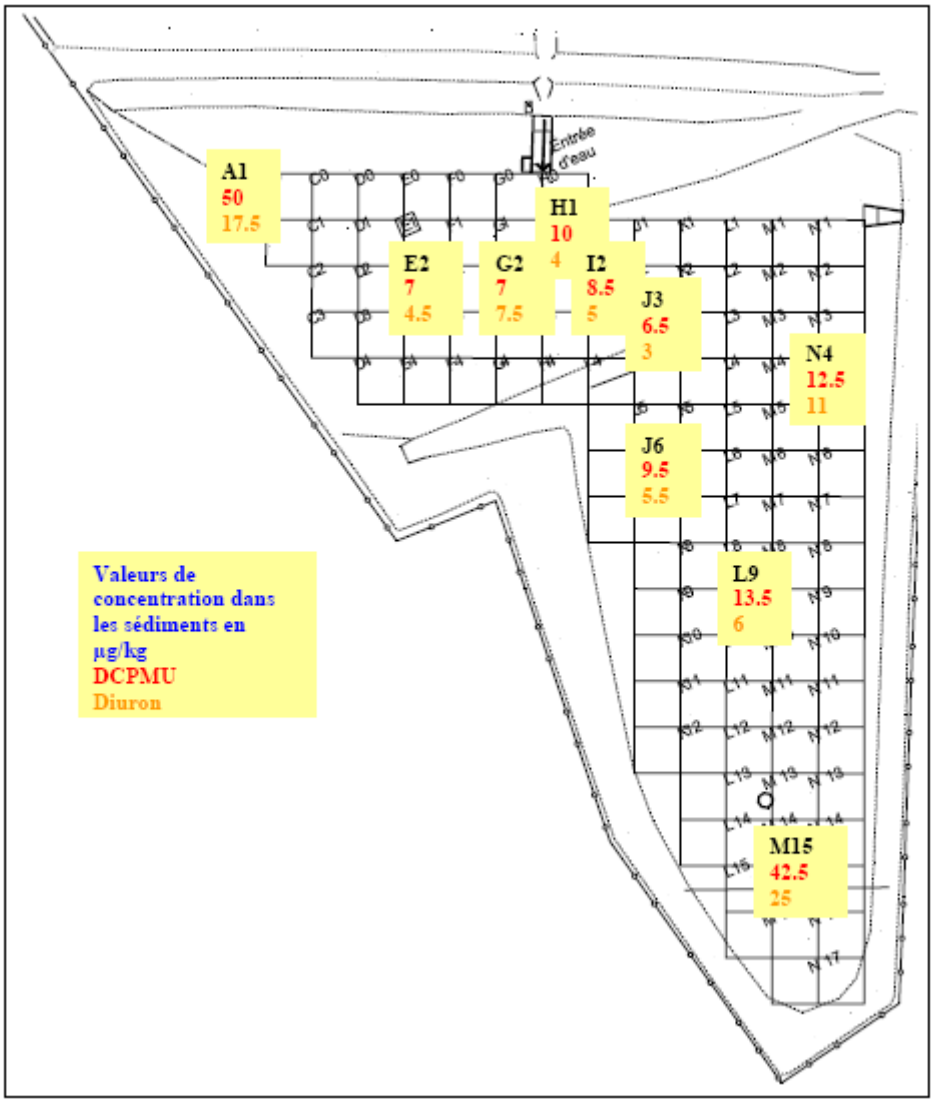


Figure 2-4. *Répartition des points de prélèvement des sédiments (bassin d'infiltration) et résultats en concentration (µg.kg-1) du diuron et du DCPMU. Le DCPU et la DCA n'ont pas été mis en évidence.*(tirée de Herbreteau, 2008)

Cette thèse est accessible à l'adresse : http://theses.insa-lyon.fr/publication/2012ISAL0040/these.pdf
© [C. Gonzalez-Merchan], [2012], INSA de Lyon, tous droits réservés

Annexe 8: Résultats de la teneur en eau (θ)

Valeurs des teneurs en eau (θ) et de leurs incertitudes (répétition de la mesure en 3 points proches par zone). $\overline{\theta}$: Valeurs moyennes de la teneur en eau % ; θ_{50} : valeurs médianes de la teneur en eau CVS : coefficient de variation spatiale par campagnes (%) ; CVT : coefficients de variation temporelle par zone (%). Valeurs θ_{min} et θ_{max} minimum et maximum respectivement des teneurs en eau obtenues pour chaque campagne.

Teneurs en eau (θ) %															
Zones	sept.-09	nov.-09	mars-10	mai-10	juil.-10	sept.-10	oct.-10	nov.-10	janv.-11	févr.-11	avr.-11	mai-11	$\overline{\theta}$	θ_{50}	CVT
1	19.4 ± 3.6	25.1 ± 9.2	25.3 ± 9.2	4.6 ± 1.7	1.6 ± 0.6	2.6 ± 4.2	24.8 ± 4.3	41.8 ± 3.0	38.6 ± 3.2	34.7 ± 2.7	22.5 ± 1.0	1.6 ± 0.1	20.2	23.6	72.1
2	42.6 ± 3.1	47.0 ± 3.5	47.0 ± 3.5	18.4 ± 1.4	35.2 ± 2.6	27.1 ± 11.6	43.6 ± 2.3	43.4 ± 1.1	44.7 ± 7.2	40.0 ± 1.6	50.0 ± 0.8	30.0 ± 6.2	39.1	43.0	24.4
3	9.4 ± 1.5	13.7 ± 2.2	15.8 ± 2.5	3.5 ± 0.6	5.2 ± 0.8	4.1 ± 8.8	28.3 ± 0.8	12.8 ± 3.2	37.5 ± 6.8	35.1 ± 9.4	19.9 ± 1.8	5.1 ± 0.1	15.9	13.2	75.7
4	36.1 ± 7.1	35.8 ± 3.6	66.5 ± 6.6	47.5 ± 4.7	38.8 ± 3.9	36.5 ± 4.5	45.0 ± 2.5	51.9 ± 13.2	41.7 ± 3.5	52.7 ± 11.4	56.2 ± 8.1	48.5 ± 8.4	46.4	46.3	20.2
5	4.1 ± 2.3	25.9 ± 14.6	36.8 ± 20.7	16.3 ± 9.2	8.2 ± 4.6	11.0 ± 1.0	19.9 ± 4.6	42.0 ± 1.3	44.3 ± 1.5	34.5 ± 2.0	23.9 ± 6.6	2.9 ± 0.9	22.5	21.9	64.6
6	35.0 ± 6.2	45.7 ± 8.0	35.2 ± 6.2	43.9 ± 7.7	35.5 ± 6.2	40.3 ± 13.3	41.1 ± 2.7	42.7 ± 0.4	39.6 ± 2.5	50.5 ± 3.1	53.4 ± 6.7	45.8 ± 9.7	42.4	41.9	13.9
7	4.7 ± 1.7	16.6 ± 5.9	8.8 ± 3.1	9.5 ± 3.4	3.8 ± 1.3	11.1 ± 7.3	12.0 ± 3.4	15.6 ± 1.8	26.0 ± 3.2	31.0 ± 1.7	29.3 ± 1.8	5.0 ± 0.3	14.5	11.6	66.2
8	4.9 ± 2.7	22.6 ± 12.3	28.5 ± 15.6	4.9 ± 2.7	2.7 ± 1.5	6.4 ± 15.5	4.3 ± 1.7	31.0 ± 4.5	17.0 ± 2.2	26.0 ± 3.0	21.0 ± 0.6	18.7 ± 2.0	15.7	17.9	66.9
$\overline{\theta}$	19.5 ± 3.5	29.0 ± 7.4	33.0 ± 8.4	18.6 ± 3.9	16.4 ± 2.7	17.4 ± 8.3	27.4 ± 2.8	35.1 ± 3.5	36.2 ± 3.8	38.1 ± 4.4	34.5 ± 3.4	19.7 ± 3.5			
θ_{50}	14 ± 3	25 ± 7	32 ± 6	13 ± 3	7 ± 2	11 ± 8	27 ± 3	42 ± 2	39 ± 3	35 ± 3	27 ± 2	12 ± 1			
θ_{max}	42.6 ± 7.1	47.0 ± 14.6	66.5 ± 20.7	47.5 ± 9.2	38.8 ± 6.2	40.3 ± 15.5	45.0 ± 4.6	51.9 ± 13.2	44.7 ± 7.2	52.7 ± 11.4	56.2 ± 8.1	48.5 ± 9.7			
θ_{min}	4.1 ± 1.5	13.7 ± 2.2	8.8 ± 2.5	3.5 ± 0.6	1.6 ± 0.6	2.6 ± 1.0	4.3 ± 0.8	12.8 ± 0.4	17.0 ± 1.5	26.0 ± 1.6	19.9 ± 0.6	1.6 ± 0.1			
CVS	82%	43%	54%	95%	>100%	86%	55%	40%	26%	24%	45%	98%			

Cette thèse est accessible à l'adresse : http://theses.insa-lyon.fr/publication/2012ISAL0040/these.pdf
© [C. Gonzalez-Merchan], [2012], INSA de Lyon, tous droits réservés

Annexe 9: Résultats de la matière organique (MO)

Valeurs de la matière organique (MO) et leurs incertitudes (avec un répliquât de trois fois). $\overline{MO}$: Valeurs moyennes de la matière organique % ; MO_{50} : valeurs médianes de la matière organique (%) ; CVS : coefficient de variation spatiale par campagnes (%) ; CVT : coefficients de variation temporelle par zone (%). Valeurs MO_{min} et MO_{max} minimum et maximum respectivement de la matière organique obtenue pour chaque campagne.

MO %															
Zones	sept.-09	nov.-09	mars-10	mai-10	juil.-10	sept.-10	oct.-10	nov.-10	janv.-11	févr.-11	avr.-11	mai-11	$\overline{MO}$	MO_{50}	CVT
1	16.6 ± 0.6	22.3 ± 0.6	14.2 ± 0.2	12.9 ± 0.1	28.3 ± 0.2	15.8 ± 0.1	17.3 ± 0.1	17.3 ± 0.3	29.5 ± 0.2	16.3 ± 0.2	24.5 ± 0.3	26.3 ± 0.127	20.1	17.3	29%
2	16.2 ± 0.7	32.5 ± 2.3	18.1 ± 0.1	20.2 ± 0.1	16.9 ± 0.2	24.6 ± 0.3	29.8 ± 0.7	32.7 ± 0.2	29.9 ± 0.3	21.9 ± 0.3	32.8 ± 0.3	23.7 ± 0.131	25.0	24.2	26%
3	12.7 ± 0.8	13.2 ± 1.5	17.4 ± 0.1	18.3 ± 0.1	16.8 ± 0.1	14.8 ± 0.7	20.7 ± 0.2	27.6 ± 1.0	24.0 ± 0.9	28.6 ± 0.3	22.8 ± 0.2	19.0 ± 1.157	19.7	18.6	27%
4	26.0 ± 4.9	31.0 ± 1.9	19.6 ± 1.9	29.5 ± 0.1	35.6 ± 1.1	29.1 ± 0.2	32.8 ± 0.2	25.1 ± 0.7	23.1 ± 0.2	31.2 ± 0.2	32.4 ± 0.6	25.7 ± 0.136	28.4	29.3	17%
5	7.4 ± 2.4	22.0 ± 1.9	15.2 ± 0.1	21.7 ± 0.1	25.5 ± 0.9	21.8 ± 0.5	23.5 ± 0.6	22.9 ± 0.2	25.9 ± 0.3	23.7 ± 0.2	22.8 ± 0.4	20.7 ± 0.121	21.1	22.4	24%
6	12.9 ± 2.6	30.0 ± 8.8	17.7 ± 0.2	26.8 ± 0.1	23.6 ± 0.3	33.3 ± 0.8	35.7 ± 0.3	30.2 ± 1.1	33.1 ± 0.3	27.7 ± 0.4	34.7 ± 0.4	18.3 ± 0.120	27.01	28.9	27%
7	5.3 ± 2.2	16.6 ± 0.4	19.0 ± 0.5	17.5 ± 0.3	29.7 ± 0.4	21.9 ± 0.1	18.3 ± 0.2	22.3 ± 0.2	22.4 ± 0.1	15.8 ± 0.5	16.1 ± 0.3	18.5 ± 0.119	18.6	18.4	31%
8	13.7 ± 1.2	17.1 ± 4.7	8.9 ± 0.2	15.3 ± 0.5	22.9 ± 0.8	19.5 ± 0.2	19.6 ± 0.2	21.3 ± 0.5	20.6 ± 0.2	14.3 ± 0.4	14.2 ± 0.3	16.4 ± 0.117	17.0	16.8	23%
$\overline{MO}$	13.9 ± 1.9	23.1 ± 2.7	16.3 ± 2.4	20.3 ± 1.0	24.9 ± 1.8	22.6 ± 1.2	24.7 ± 1.1	24.9 ± 1.9	26.1 ± 1.0	22.4 ± 0.9	25.0 ± 1.0	21.1 ± 0.5			
MO_{50}	13.3 ± 1.7	22.1 ± 1.9	17.6 ± 0.6	19.3 ± 0.8	24.5 ± 1.2	21.9 ± 0.6	22.1 ± 0.7	24.0 ± 1.5	24.9 ± 0.7	22.8 ± 0.9	23.7 ± 0.8	19.9 ± 0.0			
MO_{max}	26.0 ± 4.9	32.5 ± 8.8	19.6 ± 8.6	29.5 ± 2.0	35.6 ± 4.0	33.3 ± 2.8	35.7 ± 2.6	32.7 ± 3.9	33.1 ± 3.1	31.2 ± 1.5	34.7 ± 2.2	26.3 ± 4.2			
MO_{min}	5.3 ± 0.6	13.2 ± 0.4	8.9 ± 0.3	12.9 ± 0.4	16.8 ± 0.1	14.8 ± 0.2	17.3 ± 0.3	17.3 ± 0.6	20.6 ± 0.3	14.3 ± 0.4	14.2 ± 0.3	16.4 ± 0.0			
CVS	45%	32%	21%	28%	26%	28%	29%	20%	17%	29%	31%	18%			

Cette thèse est accessible à l'adresse : http://theses.insa-lyon.fr/publication/2012ISAL0040/these.pdf
© [C. Gonzalez-Merchan], [2012], INSA de Lyon, tous droits réservés

Annexe 10: Résultats du contenu de la biomasse (Bio)

Valeurs du contenu de la biomasse (Bio) et leurs incertitudes (avec un répliquât de trois fois). $\overline{Bio}$: Valeurs moyennes de la biomasse µg-C/g-sol sec ; Bio_{50} : valeurs médianes de µg-C/g-MS ; de CVS : coefficient de variation spatiale par campagnes (%). CVT : coefficients de variation temporelle par zone (%). Valeurs Bio_{min} et Bio_{max} minimum et maximum respectivement de la biomasse obtenue pour chaque campagne.

Biomasse µg-C/g-MS

zone	sept.-09	nov.-09	mars-10	mai-10	juil.-10	sept.-10	oct.-10	nov.-10	janv.-11	févr.-11	avr.-11	mai-11	$\overline{Bio}$	Bio_{50}	CVT
1	556.7 ± 195.7	1955.2 ± 687.3	1368.9 ± 481.2	2825.8 ± 993.3	1014.6 ± 356.6	889.1 ± 312.5	848.6 ± 298.3	2446.5 ± 860.0	2210.3 ± 776.9	1102.0 ± 387.3	2022.5 ± 710.9	2082.6 ± 732.0	1610.2	1662.0	46%
2	1355.5 ± 497.9	2698.8 ± 991.3	3735.2 ± 1372.0	3681.1 ± 1352.1	333.7 ± 122.6	1052.1 ± 386.5	1534.8 ± 563.8	357.9 ± 131.5	1421.8 ± 522.3	805.2 ± 295.8	2459.1 ± 903.3	3600.6 ± 1322.6	1919.7	1478.3	66%
3	832.1 ± 201.7	1777.8 ± 430.9	3974.0 ± 963.3	1453.1 ± 352.2	472.9 ± 114.6	2574.2 ± 624.0	968.6 ± 234.8	2814.7 ± 682.3	1433.4 ± 347.5	2517.5 ± 610.2	2131.3 ± 516.6	1084.1 ± 262.8	1836.1	1615.5	55%
4	1920.3 ± 592.8	1957.6 ± 604.3	5441.2 ± 1679.6	4154.2 ± 1282.3	1642.9 ± 507.1	1702.7 ± 525.6	872.9 ± 269.5	2920.2 ± 901.4	1425.4 ± 440.0	2141.4 ± 661.0	2386.0 ± 736.5	4704.5 ± 1452.2	2605.8	2049.5	55%
5	1268.9 ± 584.1	2670.0 ± 1229.1	2355.8 ± 1084.4	1684.4 ± 775.4	363.9 ± 167.5	1685.3 ± 775.8	857.8 ± 394.9	2120.9 ± 976.3	1317.4 ± 606.4	1663.5 ± 765.8	1741.6 ± 801.7	1987.0 ± 914.7	1643.0	1684.8	39%
6	8511.7 ± 2845.4	2360.4 ± 789.1	5759.4 ± 1925.3	11989.8 ± 4008.1	3321.9 ± 1110.5	4490.5 ± 1501.2	1902.6 ± 636.0	2365.3 ± 790.7	1169.2 ± 390.9	2133.2 ± 713.1	2658.6 ± 888.7	6410.6 ± 2143.0	4422.8	2990.2	73%
7	2028.0 ± 907.7	2061.2 ± 922.6	2297.4 ± 1028.3	2331.7 ± 1043.6	1360.5 ± 609.0	3882.6 ± 1737.8	1417.5 ± 634.5	2710.2 ± 1213.1	2182.0 ± 976.6	3623.7 ± 1621.9	1920.0 ± 859.4	1931.4 ± 864.5	2312.2	2121.6	33%
8	897.7 ± 426.9	2645.3 ± 1257.8	1148.3 ± 546.0	3251.1 ± 1545.9	649.4 ± 308.8	2768.3 ± 1316.3	1223.8 ± 581.9	2317.6 ± 1102.0	1978.7 ± 940.8	1647.5 ± 783.4	1731.9 ± 823.5	2644.6 ± 1257.5	1908.7	1855.3	45%
$\overline{Bio}$	2171.4 ± 781.5	2265.8 ± 864.0	3260.0 ± 1135.0	3921.4 ± 1419.1	1145.0 ± 412.1	2380.6 ± 897.5	1203.3 ± 451.7	2256.7 ± 832.2	1642.3 ± 625.2	1954.2 ± 729.8	2131.4 ± 780.1	3055.7 ± 1118.7			
Bio_{50}	1312.2 ± 864.9	2210.8 ± 292.7	3045.5 ± 506.4	3038.4 ± 1109.5	832.0 ± 334.1	2138.4 ± 544.7	1096.2 ± 170.7	2405.9 ± 329.4	1429.4 ± 246.0	1898.4 ± 400.9	2076.9 ± 126.3	2363.6 ± 561.8			
Bio_{Max}	8511.7 ± 541.0	2698.8 ± 855.8	5759.4 ± 1056.4	11989.8 ± 1163.0	3321.9 ± 332.7	4490.5 ± 699.9	1902.6 ± 479.3	2920.2 ± 880.7	2210.3 ± 564.3	3623.7 ± 687.1	2658.6 ± 812.6	6410.6 ± 1086.1			
Bio_{Min}	556.7 ± 2845.4	1777.8 ± 1257.8	1148.3 ± 1925.3	1453.1 ± 4008.1	333.7 ± 1110.5	889.1 ± 1737.8	848.6 ± 636.0	357.9 ± 1213.1	1169.2 ± 976.6	805.2 ± 1621.9	1731.9 ± 903.3	1084.1 ± 2143.0			
CVS	>100%	16%	54%	86%	87%	55%	32%	36%	25%	45%	16%	58%			

Cette thèse est accessible à l'adresse : http://theses.insa-lyon.fr/publication/2012ISAL0040/these.pdf
© [C. Gonzalez-Merchan], [2012], INSA de Lyon, tous droits réservés

Annexe 11: Résultats de la conductivité hydraulique à saturation (*Ks*)

Valeurs de la conductivité hydraulique à saturation (Ks) et leurs incertitudes (répétition de la mesure en 3 points proches par zone). $\overline{Ks}$: Valeurs moyennes de la conductivité hydraulique à saturation en m/s ; Ks_{50} : valeurs médianes de la conductivité hydraulique à saturation CVS : coefficient de variation spatiale par campagnes (%). CVT : coefficients de variation temporelle par zone (%). Valeurs Ks_{min} et Ks_{max} minimum et maximum respectivement de la conductivité hydraulique à saturation obtenues pour chaque campagne.

Ks m/s [20°C] X 10^{-5}															
Zones	sept.-09	nov.-09	mars-10	mai-10	juil.-10	sept.-10	oct.-10	nov.-10	janv.-11	févr.-11	avr.-11	mai-11	$\overline{Ks}$	Ks_{50}	CVT
1	3.6 ± 1.28	1.21 ± 0.53	3.61 ± 0.98	12.05 ± 2.28	1.28 ± 0.3	8.04 ± 3.01	9.84 ± 1.9	3.11 ± 0.77	2.84 ± 1.13	4.33 ± 1.06	2.33 ± 0.44	2.89 ± 0.92	4.59	3.36	76%
2	4.92 ± 0.37	6.59 ± 2.19	1.48 ± 0.61	6.68 ± 1.35	2.43 ± 0.25	6.1 ± 2.09	4.68 ± 1.15	0.95 ± 0.33	3.18 ± 0.48	1.44 ± 0.39	4.16 ± 1.71	3.57 ± 1.09	3.85	3.86	53%
3	9.51 ± 1.08	3.23 ± 1.43	3.61 ± 0.55	6.26 ± 2.71	7.78 ± 3.53	9.44 ± 1.08	5.43 ± 1.71	2.51 ± 1.08	1.71 ± 0.22	2.16 ± 0.99	4.53 ± 0.65	4.68 ± 2	5.07	4.61	53%
4	3.2 ± 0.36	1.03 ± 0.46	1.37 ± 0.41	2.42 ± 0.98	1.61 ± 0.35	2.71 ± 0.83	3.35 ± 0.42	1.89 ± 0.43	2.85 ± 1.15	1.38 ± 0.4	2.62 ± 0.8	0.71 ± 0.31	2.1	2.15	42%
5	7.05 ± 1.84	3.47 ± 1.14	3.78 ± 2.01	4.9 ± 0.92	5.8 ± 2.12	4.72 ± 1.65	3.04 ± 0.87	1.42 ± 0.59	2.93 ± 1.58	3.16 ± 0.63	3.17 ± 1.32	4.45 ± 1.06	3.99	3.63	37%
6	3.69 ± 0.52	1.6 ± 0.53	4.23 ± 2.12	2.33 ± 0.47	4.54 ± 0.44	3.26 ± 1.67	0.96 ± 0.17	0.95 ± 0.12	0.98 ± 0.29	2.05 ± 0.53	1.79 ± 0.17	1.63 ± 0.32	2.33	1.92	55%
7	12.39 ± 2.85	3.55 ± 0.48	5.31 ± 2.28	3.98 ± 1.02	5.77 ± 1.81	4.56 ± 1.66	3.65 ± 1.17	2.79 ± 0.78	2.8 ± 0.66	1.9 ± 0.62	2.57 ± 0.64	5.87 ± 1.87	4.6	3.82	60%
8	10.62 ± 3.64	5.38 ± 0.82	3.61 ± 0.82	7.57 ± 2.57	9.93 ± 3.02	8.88 ± 3.13	10 ± 2.08	2.31 ± 0.77	4.57 ± 1.98	2.74 ± 1.04	6.47 ± 0.97	4.79 ± 0.91	6.41	5.92	46%
$\overline{Ks}$	6.87 ± 1.49	3.26 ± 0.95	3.37 ± 1.22	5.77 ± 1.42	4.89 ± 1.35	5.96 ± 1.52	5.12 ± 1.18	1.99 ± 0.61	2.73 ± 0.94	2.39 ± 0.71	3.45 ± 0.84	3.57 ± 1.06			
Ks_{50}	5.99 ± 1.18	3.35 ± 0.68	3.61 ± 0.9	5.58 ± 1.19	5.15 ± 1.12	5.41 ± 1.39	4.17 ± 1.16	2.1 ± 0.68	2.84 ± 0.89	2.1 ± 0.62	2.89 ± 0.72	4.01 ± 0.99			
Ks_{max}	12.39 ± 3.64	6.59 ± 2.19	5.31 ± 2.28	12.05 ± 2.71	9.93 ± 3.53	9.44 ± 3.01	10 ± 2.08	3.11 ± 1.08	4.57 ± 1.98	4.33 ± 1.06	6.47 ± 1.71	5.87 ± 2			
Ks_{min}	3.2 ± 0.36	1.03 ± 0.46	1.37 ± 0.41	2.33 ± 0.47	1.28 ± 0.25	2.71 ± 0.66	0.96 ± 0.17	0.95 ± 0.12	0.98 ± 0.22	1.38 ± 0.39	1.79 ± 0.17	0.71 ± 0.31			
CVS	52%	61%	39%	55%	62%	43%	63%	41%	39%	41%	44%	49%			

Cette thèse est accessible à l'adresse : http://theses.insa-lyon.fr/publication/2012ISAL0040/these.pdf
© [C. Gonzalez-Merchan], [2012], INSA de Lyon, tous droits réservés

Annexe 12: Estimation de la résistance hydraulique (*R*) à partir des données *in situ*

Date				nov.-09			mars-10			mai-10			sept.-10			nov.-10		
R global				8.8			12.7			10.8			*15.6*			15.7		
R fond				17.5			20.5			20			20.2			18.1		
Points	Surfaces (m²)	*e* (cm)	*e**S (m.m²)	Ks(m/s) x 10^{-5}	Ks*S x10^{-3}	*R*(s)= e/(Ks)	Ks(m/s) x 10^{-5}	Ks*S x10^{-3}	*R*(s)= e/(Ks)	Ks(m/s) x 10^{-5}	Ks*S x10^{-3}	*R*(s)= e/(Ks)	Ks(m/s) x 10^{-5}	Ks*S x10^{-3}	*R*(s)= e/(Ks)	Ks(m/s) x 10^{-5}	Ks*S x10^{-3}	*R*(s)= e/(Ks)
1	608	4	21	1.21	7.36	2 893	3.61	21.95	970	12.05	73.26	290	8.04	48.88	435	3.11	18.91	1 125
2	443	12	53	6.59	29.19	1 821	1.48	6.56	8 108	6.68	29.59	1 796	6.10	27.02	1 967	0.95	4.21	12 632
3	631	4	25	3.23	20.38	1 238	3.61	22.78	1 108	6.26	39.50	639	9.44	59.57	424	2.51	15.84	1 594
4	517	18	93	1.03	5.33	17 476	1.37	7.08	13 139	2.42	12.51	7 438	2.71	14.01	6 642	1.89	9.77	9 524
Chenaux (zone saturée)	309	20	6	0.00	0.00	0	0.00	0.00	0	0.00	0.00	0	0.00	0.00	0	0.00	0.00	0
5	1543	5	69	3.47	53.54	1 297	3.78	58.33	1 190	4.90	75.61	918	4.72	72.83	953	1.42	21.91	3 169
6	1783	8	143	1.60	28.53	5 000	4.23	75.42	1 891	2.33	41.54	3 433	3.26	58.13	2 454	0.95	16.94	8 421
7	1131	3	34	3.55	40.15	845	5.31	60.06	565	3.98	45.01	754	4.56	51.57	658	2.79	31.55	1 075
8	1193	3	30	5.38	64.18	465	3.61	43.07	693	7.57	90.31	330	8.88	105.94	282	2.31	27.56	1 082
R(s)-moyenne	8158		58	74%		31 034	56%		27 664	69%		15 600	59%		13 815	58%	146.69	38 622
R(h)-moyenne						8.62			7.68			4.33			3.84		0.04	10.73

Cette thèse est accessible à l'adresse : http://theses.insa-lyon.fr/publication/2012ISAL0040/these.pdf
© [C. Gonzalez-Merchan], [2012], INSA de Lyon, tous droits réservés

Cette thèse est accessible à l'adresse : http://theses.insa-lyon.fr/publication/2012ISAL0040/these.pdf
© [C. Gonzalez-Merchan], [2012], INSA de Lyon, tous droits réservés