

# ÉLABORATION D'UN SYSTÈME D'ÉVALUATION INTÉGRÉ DES TRANSFERTS DE POLLUANTS AU SEIN DES OUVRAGES D'INFILTRATION D'EAUX PLUVIALES URBAINES

## Rapport final

Action 8 de la Convention ZABR-Agence de l'Eau Rhône-  
Méditerranéenne et Corse

### Rédacteur principal :

Joseph Alexander Paul Pollacco (chargé de mission)

### Sur la base des travaux, et avec la contribution, de :

**ENTPE :** Rafael Angulo-Jaramillo; Cécile Delolme ; David Goutaland ; Yves Perrodin ; Thierry Winiarski

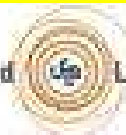
**INSA de Lyon:** Sylvie Barraud; Gislain Lipeme-Kouyi

**Univ. Lyon 1 :** Florian Malard; Florian Mermillod-Blondin.

8 juillet 2008



Université Claude Bernard



Lyon 1



EZUS  
LYON 1

ZABR

## **RÉSUMÉ**

Les avancées de la modélisation des différents compartiments de l'ouvrage (bassins urbain, de décantation et d'infiltration) sont présentées (**CANOE**, **RUBAR20**, **BOUWER**, **HYDRUS**). D'une manière globale, pour la modélisation des flux hydriques, il a été montré que les modèles élaborés peuvent fonctionner en cascade. En revanche, des difficultés sont encore rencontrées pour la modélisation des flux de sédiments transitant dans les différents compartiments de l'ouvrage.

L'état des lieux détaillé réalisé montre que les débits à l'exécutoire du bassin urbain versant sont fidèlement modélisés avec le logiciel commercial **CANOE** pour des événements météorologiques contrastés. **CANOE** est un outil permettant au gestionnaire de bien dimensionner l'ouvrage de décantation et d'infiltration pour qu'il protège les bassins urbains contre les risques d'inondations. **CANOE** permet de prédire l'impact des changements éventuels d'urbanisation sur les débits. En revanche, les flux de sédiments entrants dans le bassin de décantation sont encore mal estimés et des méthodes alternatives doivent être cherchées. Il est notamment proposé d'utiliser des *réseaux de neurones artificiels*.

A partir des débits entrants dans le bassin de décantation, les sorties sont fidèlement modélisées par **RUBAR20**. Pour optimiser la géométrie du bassin de décantation afin de piéger la plus grande quantité de sédiments pollués, **RUBAR20** modélise d'une manière suffisante la distribution des sédiments déposés dans le bassin. Les modélisations des quantités de sédiments sortant du bassin de décantation sont en cours de validation.

Les sédiments non capturés par le bassin de décantation arrivent dans le bassin d'infiltration et le colmate. Si le colmatage est trop important, la capacité d'infiltration diminue et par conséquent le risque d'inondation est accentué. Le modèle de **BOUWER** est un modèle simple permettant de déterminer l'impact des couches de sédiments accumulées sur les propriétés d'infiltration de la zone colmatée. Le modèle de **BOUWER** permet de déterminer s'il existe des risques accrus d'inondation et de déterminer s'il faut curer le bassin. A ce jour, il n'y a pas assez de données historiques pour estimer les fréquences de curage. Ceci est un problème complexe dû au changement des propriétés hydrodynamiques dues à des processus physico-chimiques complexes et de bioturbation qui sont en cours d'étude notamment par des **ESSAIS EN COLONNES**.

Les flux d'eaux arrivant de la zone colmatée jusqu'à la nappe sont modélisés avec le modèle **HYDRUS**. Le bassin d'infiltration est construit sur des alluvions fluvio-glaciaires ayant des propriétés hydrodynamiques hétérogènes. Des recherches sont en cours afin de déterminer les types d'écoulements préférentiels générés dans ce type de bassin. A l'aide du modèle hydrogéophysique élaboré, il sera bientôt possible d'étudier des sites potentiels de construction d'ouvrages d'infiltration ayant une géologie moins vulnérable au transfert des sédiments. Les investigations géophysiques ont porté jusqu'à ce jour sur une seule parcelle et un travail d'interpolation doit maintenant être réalisé. Les résultats seront confrontés avec le temps et quantité d'eau entrant dans la nappe qui seront modélisés avec un **MODÈLE DE MÉLANGE** utilisant des mesures en continu obtenues dans la nappe.

## **CONTEXTE ET FINANCEMENT DE CETTE ÉTUDE**

Cette étude a été réalisée par la ZABR (**Z**one **A**telier **B**assin du **R**hône) avec un financement de l'Agence de l'Eau Rhône-Méditerranée et Corse. Elle s'inscrit au sein du thème « *flux de polluants* » de la ZABR et porte sur son site atelier « **OTHU**<sup>1</sup> ». Ce travail vise :

- à mettre à la disposition des décideurs une démarche en vue d'une approche intégrée des transferts dans les bassins de décantation et d'infiltration des eaux pluviales urbaines, afin de contribuer à l'optimisation de leur gestion. Dans ce domaine les attentes des utilisateurs (collectivités, bureaux d'étude...) concernent aussi bien la **phase de conception-construction** (aide au choix du site d'infiltration le plus approprié, aide à la définition des caractéristiques techniques détaillées des ouvrages, aide au respect des objectifs de non pollution inscrit dans le cahier des charges,...) que la phase **d'exploitation-maintenance** (aide pour la définition des opérations de maintenance telles que le cycle des curage-décolmatage des bassins, aide à la définition des opérations de réhabilitation, ...);

- à mieux valoriser les résultats produits,
- à rechercher comment accentuer l'approche pluridisciplinaire mise en place,
- à dégager des pistes d'amélioration de la méthodologie proposée.

Réalisé sur la base de données collectées et de travaux réalisés précédemment au sein de l'OTHU, il permet de leur trouver une nouvelle valorisation, et d'ouvrir de nouvelles perspectives communes d'amélioration. La valorisation concerne d'une part, l'état des lieux, l'analyse de la disponibilité et l'analyse critique dans un même document des modèles et des outils existants pour chacun des compartiments de l'ouvrage, et d'autre part, l'initiation d'une démarche d'intégration de ces outils et modèles partiels, en vue de produire à terme un outil global de fonctionnement de l'ouvrage utilisable par les gestionnaires.

Les perspectives d'amélioration quant à elles concernent :

- l'identification pour chaque module des priorités de recherches à mettre en place afin de contribuer utilement au modèle intégré commun,
- l'identification des travaux prioritaires à lancer concernant l'interfaçage des modèles,
- des propositions en vue de l'amélioration des observations réalisées au sein de l'OTHU (données manquantes à acquérir en continu ou non, modification du pas de temps,...) en vue d'améliorer le modèle global.

Ce travail a été réalisé grâce au financement par l'Agence de l'Eau d'une mission de 7 mois d'un chercheur en post DOC, chargé de la collecte des informations, de l'animation des réflexions conjointe des équipes concernées, et de la rédaction du rapport final. Le porteur administratif du projet est EZUS-LYON 1, organisme en charge de la gestion des projets ZABR s'inscrivant dans le cadre de la convention de coopération ZABR-Agence de l'Eau Rhône-Méditerranée et Corse.

---

<sup>1</sup> **OTHU**: l'**O**bservatoire de **T**errain en **H**ydrologie **U**rbaine est une fédération de laboratoires de recherche regroupant 7 établissements de recherche de la région lyonnaise (INSA, BRGM, CEMAGREF, ECL, ENTPE, Université Lyon I, Université Lyon III) avec pour thème l'observation des rejets urbains et de leurs impacts sur les milieux récepteurs, notamment par temps de pluie. Les objectifs de l'OTHU sont de proposer de nouvelles solutions de conception et de gestion de l'assainissement.

## SOMMAIRE

<b>1.</b>	<b>INTRODUCTION .....</b>	<b>6</b>
1.1	PROBLEMATIQUE .....	6
1.2	METHODES ALTERNATIVES D'ASSAINISSEMENT.....	6
1.3	UNE ETUDE PLURIDISCIPLINAIRE .....	8
1.4	OBJECTIFS .....	9
<b>2.</b>	<b>ÉTAT DES LIEUX DES CONNAISSANCES SUR LA MODELISATION DES BASSINS DE DECANTATION-INFILTRATION .....</b>	<b>10</b>
2.1	PRESENTATION DES DIFFERENTS MODELES UTILISES POUR ÉTUDIER LE BASSIN DE DECANTATION-INFILTRATION.....	11
2.2	MODÉLISATION DES FLUX D'EAU ET DE POLLUANTS PRODUITS SUR LE BASSIN VERSANT URBAIN.....	14
2.2.1	SOURCE DES POLLUANTS PRODUITS SUR LE BASSIN VERSANT URBAIN .....	14
2.2.1.1	Caractéristiques des polluants .....	15
2.2.2	MODELISATION DES FLUX D'EAU ET DE POLLUANTS DU BASSIN VERSANT URBAIN .....	16
2.2.2.1	Fonction de production du débit d'eau .....	16
2.2.2.2	Fonction de production des flux de polluants.....	17
2.2.2.3	Fonctions de transfert .....	18
2.2.2.4	Modélisation des écoulements en réseau d'assainissement.....	20
2.2.2.4.1	Modèle de Muskingum.....	20
2.2.2.4.2	Modèle de Barré-Saint-Venant .....	20
2.2.3	DESCRIPTION DU BASSIN DE DECANTATION-INFILTRATION ETUDIE .....	21
2.2.4	RESULTATS DE LA MODELISATION AVEC CANOE .....	23
2.2.4.1	Résultat quantitatif .....	23
2.2.4.2	Résultat qualitatif .....	23
2.3	BASSIN DE DECANTATION.....	25
2.3.1	DONNEES DU BASSIN DE DECANTATION.....	25
2.3.1.1	Mesures en continue entrée-sortie .....	25
2.3.1.2	Les mesures ponctuelles .....	26
2.3.2	MODELISATION DU BASSIN DE DECANTATION.....	27
2.3.2.1	Description du modèle.....	27
2.3.3	DESCRIPTION DU BASSIN DE DECANTATION ETUDIE .....	29
2.3.4	RESULTATS DE LA MODELISATION AVEC RUBAR20.....	30
2.4	BASSIN D'INFILTRATION .....	33
2.4.1	DESCRIPTION GENERALE .....	33
2.4.1.1	Particularité d'un bassin d'infiltration en milieu fluvio-glaciaire.....	33
2.4.1.2	Processus d'infiltration.....	34
2.4.1.2.1	Écoulement d'eau .....	34
2.4.1.2.2	Transfert de solutés .....	35
2.4.2	DONNEES MESUREES EN CONTINU DANS LE BASSIN D'INFILTRATION .....	37
2.4.2.1	En surface .....	37
2.4.2.2	Dans la zone non saturée .....	38
2.4.2.3	Dans la zone saturée .....	39
2.4.3	DESCRIPTION DU BASSIN D'INFILTRATION ETUDIE .....	40
2.4.4	ÉCHELLE DE L'OUVRAGE, UNE ETUDE GLOBALE.....	41
2.4.4.1	Étude de l'évolution du colmatage en surface .....	41
2.4.4.1.1	Approche pour répondre aux questions des gestionnaires .....	41
2.4.4.1.2	Modèle de BOUWER.....	42
2.4.4.1.3	Résultat de la modélisation avec BOUWER.....	45
2.4.4.1.4	Corrélation entre débit mesuré et simulé .....	45
2.4.4.1.5	Evolution du paramètre de calage en fonction du temps.....	45
2.4.4.2	Estimation indirecte des temps de transfert vers la nappe .....	46
2.4.5	ÉCHELLE MACROSCOPIQUE DES MECANISMES ELEMENTAIRES.....	48
2.4.5.1	Impact de l'hétérogénéité hydrodynamique sur les flux d'écoulement non-saturés au niveau d'une parcelle du bassin d'infiltration .....	48

2.4.5.1.1	<i>Les différentes étapes de l'approche hydrogéophysique en zone non-saturée</i> .....	48
2.4.5.1.2	<i>ETAPE 1 : détermination des éléments architecturaux et des lithofaciès des tranchées</i> .....	49
2.4.5.1.3	<i>ETAPE 2 : détermination des hydrofaciès</i> .....	50
2.4.5.1.4	<i>ETAPE 3, construction d'un modèle hydrostratigraphique</i> .....	53
2.4.5.1.5	<i>ETAPE 4, modélisation des flux d'eau</i> .....	53
2.4.5.1.6	<i>Exemple d'application et résultat du modèle numérique</i> .....	54
2.4.5.2	Essais en colonnes pour déterminer l'influence de la bioturbation par les invertébrés .....	56
2.4.5.2.1	<i>Quantification de l'effet de la bioturbation sur la conductivité hydraulique</i> .....	57
2.4.5.2.2	<i>Modélisation de la partition eau mobile-eau immobile (MIM)</i> .....	59
2.4.5.2.3	<i>Le transport des sédiments par bioturbation</i> .....	61
2.4.5.2.4	<i>Flux d'éléments chimiques</i> .....	62
<b>3.</b>	<b>ELABORATION D'UN PREMIER MODELE INTEGRE POUR L'EVALUATION DES FLUX HYDRIQUES DANS L'ENSEMBLE DU BASSIN</b> .....	<b>63</b>
3.1	<b>CHOIX DES DONNEES</b> .....	<b>64</b>
3.2	<b>CANOE ET RUBAR20 EN CASCADE</b> .....	<b>64</b>
3.3	<b>RUBAR20 ET BOUWER EN CASCADE</b> .....	<b>64</b>
3.3.1	<b>ADAPTATION DU MODELE BOUWER</b> .....	<b>64</b>
3.4	<b>BOUWER ET HYDRUS EN CASCADE</b> .....	<b>66</b>
3.4.1	<b>MODELE HYDRUS 1D A L'ECHELLE DE L'OUVRAGE</b> .....	<b>67</b>
3.4.1.1	Condition limite en surface et en profondeur .....	67
3.4.1.2	Paramètres hydrodynamiques pour la zone non saturée homogène .....	68
3.4.1.3	Condition initiale.....	69
3.4.2	<b>SORTIE DU MODELE HYDRUS</b> .....	<b>69</b>
<b>4.</b>	<b>PERSPECTIVES : PISTES POUR L'AMÉLIORATION DU MODÈLE INTÉGRÉ</b> .....	<b>72</b>
4.1	<b>AMÉLIORATION DES MESURES DE DONNÉES</b> .....	<b>72</b>
4.2	<b>AMÉLIORATION DE LA MODÉLISATION DU BASSIN URBAIN</b> .....	<b>72</b>
4.3	<b>AMÉLIORATION DE LA MODÉLISATION DU FLUX D'EAU DANS LA ZONE NON-SATURÉ</b> .	<b>73</b>
4.3.1	<b>LES FONCTIONS OBJECTIVE</b> .....	<b>74</b>
4.3.2	<b>UN MODELE 1D PREDICTIF</b> .....	<b>76</b>
4.3.2.1	Modélisation des variations hydrodynamiques de la couche colmatée .....	77
4.3.2.2	Module d'absorption racinaire de la plante .....	77
4.3.3	<b>NECESSITE DE MODELES DE CONNAISSANCE HYDROLOGIQUE DE PASSER DE LA PARCELLE ELEMENTAIRE A L'ECHELLE DU BASSIN</b> .....	<b>79</b>
4.3.3.1	Module écoulement préférentiel.....	79
<b>5.</b>	<b>CONCLUSIONS</b> .....	<b>80</b>
5.1	<b>MODÉLISATION</b> .....	<b>80</b>
5.2	<b>DIFFICULTES RENCONTREES</b> .....	<b>81</b>
5.3	<b>RÉFLEXIONS POUR L'AVENIR</b> ..... ERREUR ! SIGNET NON DEFINI.	
<b>6.</b>	<b>RÉFÉRENCES BIBLIOGRAPHIQUES</b> .....	<b>83</b>
<b>7.</b>	<b>PARTICIPANTS AU PROJET</b> .....	<b>87</b>

## 1. INTRODUCTION

### 1.1 PROBLEMATIQUE

L'urbanisation croissante engendre une augmentation des surfaces imperméabilisées. Ceci cause un surcroît de ruissellement de l'eau ainsi que de la charge en métaux lourds, hydrocarbures, etc... Ces eaux pluviales chargées en contaminants présentent un risque à la fois pour les sols et les ressources en eaux souterraines. La charge polluante de ces effluents pluviaux d'origine urbaine est loin d'être négligeable. [Smullen et al. \(1999\)](#) ont montré aux États-Unis que ces eaux sont à l'origine de la moitié des polluants déversés dans des réseaux assainissements. Par conséquent, il est important que les eaux pluviales soient traitées avant d'être rejetées dans le milieu naturel (Code Générale des Collectivités Territoriales - Article L. 2224-10). Cependant, le traitement des eaux par les techniques d'assainissement classiques (station d'épuration) n'est souvent pas adapté. Ceci est principalement dû à :

- un volume d'eau toujours croissant,
- l'engorgement des réseaux d'assainissement par temps de pluie,
- l'absence de station d'épuration à proximité du réseau hydrographique surfacique.

### 1.2 METHODE ALTERNATIVE D'ASSAINISSEMENT

Une méthode alternative d'assainissement pluvial est la collecte et l'envoi des eaux de ruissellement dans un bassin d'infiltration. Ce bassin est généralement précédé par un bassin de décantation qui retient par sédimentation une partie des éléments pollués qui se trouvent sous forme de **M**atières **E**n **S**uspension (MES) dans l'eau. En effet, la pollution des eaux pluviales est en grande partie associée aux particules fines inférieures à 100  $\mu$ m ([Chebbo 1992](#), [Chocat et al. 2007](#)). Le rôle du bassin d'infiltration est de servir d'exutoire, il peut alors piéger les polluants et les solides qui ne sont pas retenus par le bassin de décantation, avant que les eaux pluviales « filtrées » rejoignent la nappe phréatique sous-jacente (FIGURE 1).

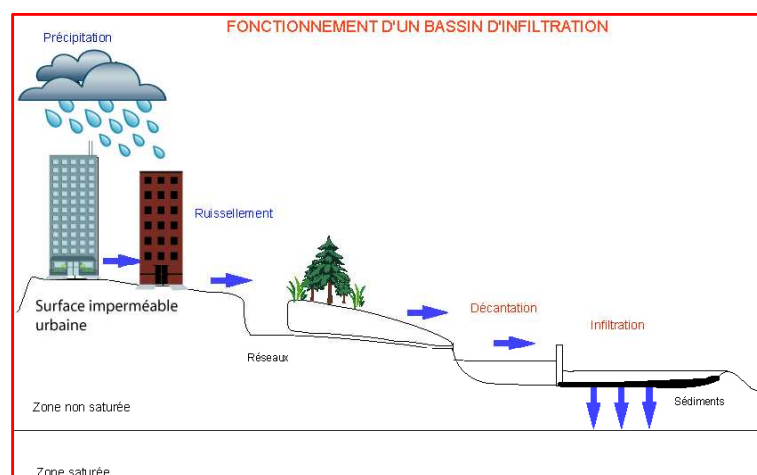


FIGURE 1 : système d'assainissement par bassins de décantation et d'infiltration des eaux pluviales ([Colin, 2006](#)).

Les bassins de décantation et d'infiltration, en opposition au principe du « tout au réseau » (Chocat, 1997), offrent donc une méthode alternative de traitement séduisante. Cette méthode présente plusieurs avantages, à savoir :

- le piégeage d'une partie importante des polluants dans le bassin de décantation. Les polluants qui arrivent à traverser le bassin de décantation vers le bassin d'infiltration s'accumulent en surface. Le sol de surface joue alors le rôle de tampon et d'épurateur.
- Les eaux pluviales rechargent alors les aquifères. Ces dernières sont toutefois fortement sollicitées en environnement urbain.
- Le bassin d'infiltration constitue, par le volume d'eau stocké, une protection contre les inondations.
- Elle permet une réduction de la charge des réseaux d'assainissement vers les exutoires de surface.
- Cette méthode autorise une urbanisation à moindre coût des zones qui sont éloignées des exutoires de surface (réseaux existants, rivières, etc.).
- Elle peut permettre de valoriser le paysage urbain en offrant des espaces verts au sein des grandes villes (Chocat, 1997).
- Le coût d'opération des bassins d'infiltration est inférieur à celui des systèmes de traitement des eaux par des techniques d'assainissement classiques.

Néanmoins ces ouvrages présentent des inconvénients et des incertitudes souvent soulevés par les gestionnaires.

Ainsi, par exemple, lors des phases d'infiltration, des métaux lourds sont susceptibles de migrer à travers la zone non-saturée, et de menacer la qualité du sol récepteur et de la nappe phréatique sous-jacente. Peu de choses sont encore connues quant au devenir de ces polluants à long terme.

Les questions clefs qui doivent être résolues sont donc :

- A quel intervalles de temps faut-il curer le bassin afin de conserver l'efficacité d'infiltration et prévenir le risque d'inondation ? Le bassin peut se colmater régulièrement à cause des particules fines apportées par les eaux de ruissellement. Une couche de sédiments se forme à leur surface et altère leur bon fonctionnement hydrodynamique. Que faire des sédiments contaminés curés ?
- Comment réduire le transfert des polluants vers la nappe phréatique afin de réduire le risque environnemental et sanitaire ?
- Quelles quantités de polluants ces bassins sont-ils capables de piéger ? Quelle quantité peut atteindre le sous-sol ? Quelle est la dynamique de leur mobilité ?
- Comment décider des sites potentiels pour construire des ouvrages d'infiltration ?
- Comment gérer les bassins à moindre coût ?

### 1.3 UNE ETUDE PLURIDISCIPLINAIRE

Les incertitudes sur les mécanismes de transfert de polluants dans les bassins de décantation et d'infiltration évoquées ci-dessus posent des questions scientifiques complexes. Pour avancer dans leur compréhension, des équipes pluridisciplinaires de chercheurs se sont regroupées au sein de l'OTHU. Elles s'intéressent notamment au bassin d'infiltration de Django Reinhardt situé à Chassieu. Les chercheurs qui ont participé à l'élaboration de ce rapport sont issus de l'INSA de Lyon, de l'ENTPE et de l'Université Lyon 1 (cf. liste détaillée dans le chapitre 7).

En relation avec les bassins d'infiltration et leur problématique, les axes principaux de recherche des différentes équipes peuvent être résumés comme suit :

➤ **Pour l'INSA :**

- Modélisation et mesure des flux d'eau et de polluants entrant dans le bassin de décantation ;
- Modélisation et mesure des hauteurs d'eau dans le bassin de décantation et des concentrations de MES en sortie ;
- Modélisation de la décantation et de la remise en suspension des particules dans le bassin de décantation ;
- Modélisation de l'impact du colmatage sur le transfert d'eau dans le bassin d'infiltration.

➤ **Pour l'ENTPE :**

- Expérimentations en colonne et modélisations pour comprendre les mécanismes biologiques et physico-chimiques impliqués dans la rétention ou le transfert des polluants dans le bassin d'infiltration ;
- Caractérisation *in situ* et modélisation des processus de transfert d'eau dans la zone non saturée, en particulier avec des sols fluvio-glaciaires ;
- Caractérisation des mécanismes biophysico-chimiques impliqués dans la mobilité des métaux lourds ;

➤ **LYON 1 (Écologie des hydrosystèmes fluviaux):**

- Mesure de la température, oxygène, pH, conductivité dans la nappe ;
- Modélisation statistique du temps de transfert de l'eau de la surface vers la nappe grâce aux mesures effectuées dans la zone saturée.
- Expérimentations en colonne pour déterminer l'impact des invertébrés sur la dynamique des polluants et les propriétés hydrodynamiques.



## 1.4 OBJECTIFS

L'objectif principal de ce rapport est **l'élaboration d'un système d'évaluation intégré des transferts des polluants des eaux pluviales urbaines au sein des ouvrages d'infiltration.**

Le bassin d'infiltration auquel nous nous sommes intéressés à titre d'exemple est connu sous le nom de bassin « Django Reinhart ». Le bassin d'infiltration étudié a été construit sur un sol d'origine fluvio-glaciaire. Il est important de connaître le comportement de ce milieu particulier très hétérogène. En effet, en France, une part importante des aires urbaines est située sur des formations superficielles de ce type. Par exemple, 72% de la population du bassin versant du Rhône vit sur des dépôts alluvionnaires (fluvioglaciaires ou fluviatiles) (Goutaland et al., 2008).

L'objectif auquel nous souhaitons répondre concerne l'intégration, au sens large, dans des modèles de gestion (ou de conception) des bassins d'infiltration, les connaissances et les résultats scientifiques acquis et disponibles à différentes échelles, au sein de notre groupe de recherche afin de modéliser les flux d'eaux et de MES à travers les différents bassins (urbain, décantation, infiltration).

Pour répondre aux questions formulées dans le paragraphe 1.2, ce rapport s'articule autour de 3 parties. **La première partie** (Chap. 2) dresse un état des lieux des connaissances sur les différents compartiments du système : **(a)** bassin versant urbain ; **(b)** bassin de décantation ; **(c)** surface du bassin d'infiltration ; **(d)** zone non-saturée du bassin d'infiltration ; **(e)** zone saturée sous le bassin d'infiltration. Cette partie a pour but de faire un inventaire des modèles utilisés, en répondant aux questions suivantes : Que prédisent-ils ? Quels phénomènes arrivons-nous à modéliser correctement avec les outils à notre disposition ? **La deuxième partie** (Chap. 3) montre les interfaces possibles entre les différents modèles et traite la question relative à la compatibilité des modèles. **La troisième partie** (Chap. 4) donne des pistes de recherche à explorer pour élaborer un modèle intégré.

En conclusion, nous proposons à l'issue de notre réflexion des recommandations sur les priorités et les actions de recherche à poursuivre.

## 2. ÉTAT DES LIEUX DES CONNAISSANCES SUR LA MODELISATION DES BASSINS DE DECANTATION-INFILTRATION

### Préambule :

Les rejets d'eaux pluviales dans un bassin d'infiltration sont des opérations soumises à *autorisation* ou à *déclaration* au titre de la loi sur l'eau. Ils sont concernés par la *rubrique 5.3.0 du décret 93-743 du 29 mars 1993*<sup>2</sup>. Si la superficie totale de l'ouvrage est supérieure ou égale à 20 ha, l'opération est soumise à *autorisation*, si elle est comprise entre 1 et 20 ha, elle est soumise à *déclaration*. Enfin l'*article 12 de la loi du 3 janvier 92* stipule que les installations soumises à *autorisation* ou à *déclaration* permettant d'effectuer à des fins non domestiques des déversements doivent être pourvues des moyens de mesure ou d'évaluation appropriés pour suivre leur efficacité. Cependant, le dimensionnement d'un bassin d'infiltration est généralement réalisé uniquement à partir de considérations hydrauliques. On se rend alors compte que le législateur ne considère que la surface du bassin pour les régimes d'autorisation ou de déclaration. Ce critère est fortement insuffisant car il ne prend pas en compte :

- la qualité des eaux que l'on veut infiltrer,
- la capacité du bassin à retenir ou à filtrer les polluants,
- le caractère vulnérable de la nappe.

**Dans ce contexte, pour protéger la qualité de la nappe phréatique, la modélisation est indispensable en vue de contribuer à la définition de règles de gestion et de suivi adaptées à chaque situation spécifique, en prenant en compte notamment :**

- les spécificités du site ;
- les caractéristiques des sédiments piégés ;
- les facteurs liés au risque d'inondation ;
- les éléments garantissant une efficacité durable et un suivi fiable des quantités et de la qualité de l'eau percolant vers la nappe.

Ce chapitre présente les différents modèles utilisés par l'équipe pluridisciplinaire réunie pour ce travail (paragraphe 1.3). Cette équipe s'attache à utiliser des outils spécifiques de modélisation et à acquérir des données en continu pour appréhender le fonctionnement des différents compartiments du système « bassin versant - ouvrage de décantation-infiltration – effet sur les nappes phréatiques ».

---

<sup>2</sup> Décret relatif à la nomenclature des opérations soumises à autorisation ou à déclaration en application de l'article 10 de la loi n°92-3 du 3 janvier 1992 sur l'eau.

Les principaux résultats obtenus sont illustrés dans ce rapport à l'aide de l'exemple de l'ouvrage de dev  
décantation-infiltration «Django Reinhart» situé à Chassieu dans le Rhône:

## 2.1 PRESENTATION DES DIFFERENTS MODELES UTILISES POUR ÉTUDIER UN BASSIN DE DECANTATION-INFILTRATION

Dans la perspective de l'élaboration d'un modèle global de fonctionnement du système allant du  
bassin versant jusqu'à la nappe, en passant par l'ouvrage de décantation et d'infiltration, il est  
intéressant, dans un premier temps, de présenter les différents modèles existants pour les différentes  
étapes, en soulignant les avantages qu'il peut y avoir à les faire fonctionner ensemble. Ce  
fonctionnement global est représenté par l'organigramme de la FIGURE 2. Cet organigramme présente  
l'enchaînement des modèles disponibles ou à développer.

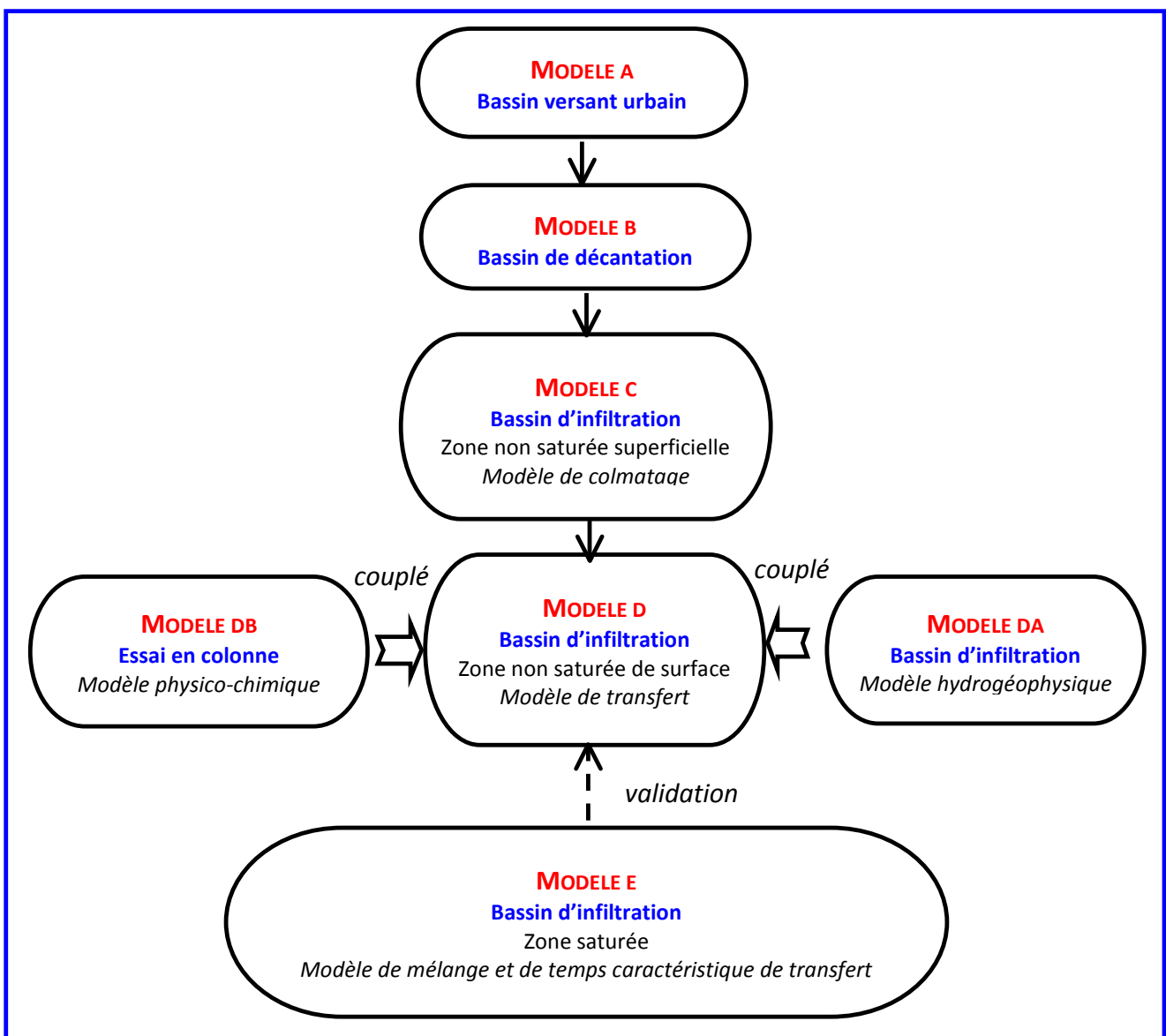


FIGURE 2 : organigramme des différents modèles utilisés dans le bassin de décantation et d'infiltration.

Le **MODELE A** (FIGURE 2) doit pouvoir prédire les débits maximaux à l'exécutoire du bassin versant en cas de conditions météorologiques extrêmes et de prédire l'impact de tout changement éventuel d'urbanisation. Le but est d'arriver à dimensionner l'ouvrage de décantation et d'infiltration pour qu'il soit le plus efficace possible dans la protection du bassin urbain contre le risque d'inondation. Pour que le bassin de décantation piège la plus grande quantité de sédiments pollués, la géométrie du bassin de décantation doit être optimisée grâce au **MODELE B**. Pour cela, la distribution de fréquence de la pluie et des flux de sédiments entrant dans le bassin de décantation doit pouvoir être estimée avec le **MODELE A**. Afin de déterminer la fréquence de curage, le **MODELE B** doit prédire la distribution des sédiments déposés dans le bassin, et déterminer le dépôt maximum de sédiments toléré avant qu'un événement pluvieux, dépassant un certain seuil, ne produise une remise en suspension des sédiments ; ceux-ci se déverseraient alors vers le bassin d'infiltration.

La plupart des sédiments qui arrivent dans le bassin d'infiltration *colmatent* sa surface. L'une des questions qui se posent alors est de déterminer le moment où il faut curer le bassin d'infiltration. Ceci est une question complexe, car le colmatage (sédiment de surface) présente des avantages : il permet de réduire les vitesses de transfert des polluants vers la nappe. Cependant, si le colmatage est trop important, la capacité d'infiltration diminue et par conséquent le risque d'inondation est alors accentué. Pour une meilleure gestion du bassin, le **MODELE C** doit quantifier le taux de relargage de polluant dans la zone non saturée et, en même temps, déterminer l'impact des couches de sédiments accumulées sur les propriétés d'infiltration. Pour que le **MODELE C** prédise avec succès le colmatage, le **MODELE B** doit pouvoir prédire aussi la quantité et qualité des sédiments transitant par le bassin de décantation.

Les polluants relargués par le **MODELE C** vont migrer et se transformer dans la zone non saturée. Pour représenter l'ensemble des processus de transfert et de biotransformation, un **MODELE D** de transfert réactif devrait être développé. Il aurait besoin, d'une part, des paramètres hydrodynamiques de la zone non saturée fournis par un modèle hydrogéophysique (**MODELE DA**), et d'autre part, des données physico-chimiques déterminées notamment grâce à des essais de caractérisation en colonnes de laboratoire (**MODELE DB**). Ces derniers **MODELES DA** et **DB** seraient couplés avec le modèle hydrologique, **MODELE D**.

La qualité de l'eau déterminée par le **MODELE D** pourra être validée à l'aide des données « physico-chimiques » mesurées au niveau de la nappe phréatique. La quantité d'eau arrivant dans la nappe est modélisée avec le **MODELE D**, et validée avec le **MODELE E**. Ce dernier détermine la quantité et les temps de transfert (pour l'eau et les polluants) grâce aux mesures dans la nappe, par exemple des concentrations en traceurs conservatifs de l'eau du mélange de capacité d'échange cationique.

A l'aide du modèle hydrogéophysique de la zone non saturée (**MODELE DA**) et du modèle physico-chimique (**MODELE DB**) couplés avec le modèle de transfert (**MODELE D**), il sera possible d'étudier des sites potentiels de construction d'ouvrages d'infiltration en vérifiant le pouvoir de dépollution du sous sol.

Il est important de souligner que le schéma de modélisation présenté en FIGURE 2 est loin d'être exhaustif. Par exemple, il serait important de pouvoir modéliser le rôle de la végétation dans les bassins de décantation et d'infiltration. En effet, la présence de végétation modifie les propriétés hydrodynamiques et physico-chimiques de surface. Dans les paragraphes suivants, sont présentés les différents modèles utilisables et leurs états d'avancement.

## 2.2 MODÉLISATION DES FLUX D'EAU ET DE POLLUANTS PRODUITS SUR LE BASSIN VERSANT URBAIN

La modélisation, à l'échelle du bassin versant, a pour but de quantifier les flux d'eau et de polluants à l'exutoire de ce dernier en période pluvieuse.

### SOURCE DES POLLUANTS PRODUITS SUR LE BASSIN VERSANT URBAIN

Les polluants présents sur les bassins urbains ont des origines diverses . Les principales sources sont listées ci-dessous.

**ATMOSPHERIQUE :** les poussières fines présentes dans l'atmosphère, nommées *aérosols*, à la base de la formation des gouttes de pluie, vont apporter une certaine quantité de substances polluantes au niveau de la surface urbaine lors d'une pluie (Chocat et al., 2007).

**ÉROSION :** l'impact des gouttes d'eau et le ruissellement généré au cours d'un évènement pluvieux participent à l'arrachement des polluants accumulés sur les surfaces imperméables et à l'érosion des matériaux constitutifs de ces surfaces. Ainsi, dans un premier temps, lors du lessivage des toitures, l'eau se charge en divers polluants de natures diverses.

**LESSIVAGE :** le ruissellement sur les voiries et les parkings contribue à la production de flux polluants sur les surfaces urbaines. En effet, pendant les périodes de temps sec, des contaminants d'origines multiples (usure des pneumatiques, particules d'émissions automobiles, débris végétaux, déchets divers, déjections animales, sels de déverglaçage...) se déposent sur ces surfaces et sont ensuite entraînés vers le réseau lors des évènements pluvieux.

**STOCKAGE DANS LE RESEAU D'ASSAINISSEMENT :** des dépôts peuvent se former, notamment lors de la fin d'évènements pluvieux dans le réseau d'assainissement, du fait des faibles débits. Ces dépôts seront ensuite ré-entraînés lorsque les conditions hydrauliques deviennent favorables à l'érosion (par exemple lors d'un nouveau évènement pluvieux) et mobilisés vers l'exutoire ou le réseau aval (Mourad, 2005).

## Caractéristiques des polluants

Les polluants présents dans les rejets urbains se trouvent principalement sous forme **particulaire** (Chebbo, 1992, Chocat et al., 2007). Ces particules ont une granulométrie fine et ont une capacité importante à s'agglomérer. Plusieurs polluants sont transportés en étant fixé sur les particules. C'est le cas pour (Chocat et al. 2007):

- 80 à 90% de la DCO (demande chimique en oxygène) ;
- 80 à 90% des hydrocarbures ;
- 80 à 98% du plomb.

Les particules apparaissent donc comme le principal vecteur de la pollution des rejets urbains de temps de pluie. C'est pourquoi il est indispensable de concevoir des dispositifs qui permettent de piéger les particules (on peut intercepter 80 % des polluants (Chocat et al. 2007). Le TABLEAU 1, montre les concentrations en métaux dans les bassins d'infiltration. A titre indicatif, ces valeurs sont comparées avec la Valeur de Définition de Source Sol (VDSS) qui est la valeur-guide française devant servir à identifier une source de polluant présent dans un sol et à délimiter sa surface dans le cadre de la politique nationale de gestion des sites pollués. Ce tableau montre que les bassins d'infiltration cités sont généralement contaminés par des métaux lourds.

Année		CD [MG.KG <sup>-1</sup> ]	CR [MG.KG <sup>-1</sup> ]	CU [MG.KG <sup>-1</sup> ]	NI [MG.KG <sup>-1</sup> ]	PB [MG.KG <sup>-1</sup> ]	ZN [MG.KG <sup>-1</sup> ]
Bassin Django Reinhardt	1999	3,3-4,1	<b>86-96</b>	<b>84-119</b>	34-51	81-112	627-925
	2000	<b>12,3-19,1</b>	<b>181- 334</b>	<b>243-248</b>	-	<b>314-402</b>	1489-3450
	2001	<b>14</b>	<b>118</b>	<b>248</b>	-	197	2520
	2002	<b>6,9-12,38</b>	<b>62-105</b>	<b>159-253</b>	<b>82-122</b>	136-144	1340-3170
	2004	2,58	<b>181</b>	<b>232</b>	<b>116</b>	165	2354
	2005	5,60	<b>213</b>	<b>230</b>	<b>131</b>	134	2415
Bassin de Bron		4,75	-	<b>175</b>	-	-	1827
Bassin des Droits de l'Homme		3,1	-	<b>355</b>	-	-	1156
VDSS		<b>10</b>	<b>65</b>	<b>95</b>	<b>70</b>	<b>200</b>	<b>4500</b>

TABLEAU 1 : Teneurs en métaux dans les bassins d'infiltration-rétention (mg.kg<sup>-1</sup> de matière sèche) (Larmet, 2006).

## MODELISATION DES FLUX D'EAU ET DE POLLUANTS DU BASSIN VERSANT URBAIN

Le logiciel Français CANOE est utilisé pour reproduire l'*hydrogramme*<sup>3</sup> et le *pollutogrammes*<sup>4</sup> à l'exutoire du bassin versant urbain [<http://www.canoe-hydro.com/doc/AIDEPAP.pdf>]. CANOE est un logiciel développé et commercialisé dans le cadre d'un partenariat entre l'INSA Lyon, SOGREAH et ALISON et constitue une aide précieuse au diagnostic, à la conception et à l'exploitation des systèmes d'assainissement en simulant le fonctionnement détaillé de l'écoulement de flux d'eau et de polluants.

CANOE décompose la modélisation en 3 étapes distinctes et successives :

- **LA FONCTION DE PRODUCTION DE FLUX D'EAU ET DE POLLUANTS** : elle permet de définir la partie de la pluie précipitée qui va effectivement s'écouler à l'exutoire du bassin versant. Le résultat de cette première transformation est un *hyétogramme* de pluie nette qui est une grandeur fictive. La *pluie nette* est calculée par différence entre la pluie brute et les pertes à l'écoulement (*évaporation, rétention par la végétation, stockage dans les dépressions, infiltration*). La *pluie nette* est ensuite exprimée sous forme d'un débit de *pluie nette* en multipliant l'*intensité* instantanée de pluie nette par la *surface du bassin versant*. le *pollutogrammes* est obtenu en multipliant à chaque pas de temps le débit par la concentration de polluant correspondante. La concentration de polluant est définie par une formule d'ajustement qui est supposée constante pour une pluie donnée.
- **LA FONCTION DE TRANSFERT** : elle a pour objectif de transformer le débit de pluie nette en débit à l'exutoire de la surface de production considérée. Il s'agit là d'un opérateur conservatif (le volume de l'*hydrogramme* de pluie nette est le même que celui de l'*hydrogramme* à l'exutoire). Son seul but est de représenter les transformations de la forme de l'onde de débit lors de son passage à travers le bassin versant.
- **LES MODELES D'ÉCOULEMENT ET DE TRANSFERT DE POLLUANTS EN RESEAU D'ASSAINISSEMENT** : les modèles de Muskingum et de Barré de Saint Venant permettent de simuler les écoulements dans les réseaux d'assainissement auxquels sont connectées (directement ou non) les surfaces de production. Le premier modèle est un modèle conceptuel et le second est un modèle déterministe. Les modèles simplifiés ou détaillés permettent de représenter le transport de polluants en réseau d'assainissement en temps de pluie.

### Fonction de production du débit d'eau

La *fonction de production de débit d'eau* est une approche globale qui modélise la perte du ruissellement pour chaque sous bassin. Pour cela, elle permet d'estimer le pourcentage de l'eau précipitée sur un type donné de surface qui aboutit effectivement à l'exutoire d'un bassin versant.

Le modèle prend en compte des *pertes initiales constantes* et des *pertes continues* supposées proportionnelles à l'*intensité de la pluie* [ *coefficient de ruissellement, Cr* ]. Le débit de *pluie nette* est multiplié par le *coefficient de*

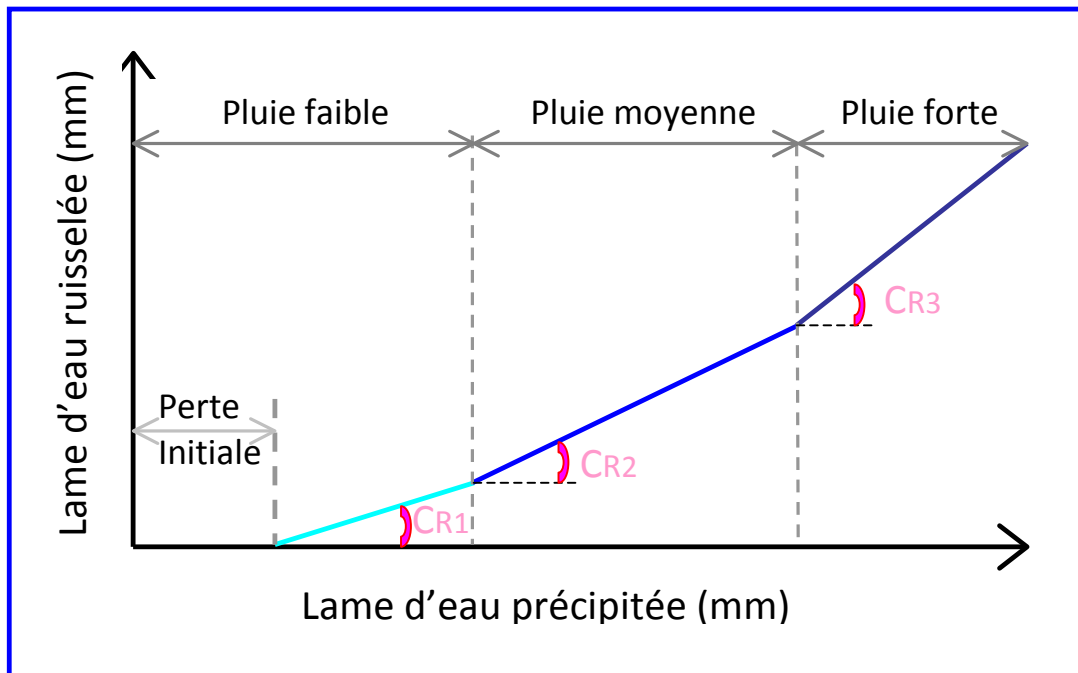
---

<sup>3</sup> **HYDROGRAMME**: courbe d'évolution du débit en fonction du temps.

<sup>4</sup> **POLLUTOGRAMME**: courbe d'évolution des concentrations de polluants en fonction du temps.



*ruissellement* après avoir soustrait les *pertes initiales* constantes. Le *coefficient de ruissellement* peut prendre des valeurs différentes dépendant du type d'habitat et de l'importance de la précipitation (pluie faible à moyenne, pluie forte à très forte, pluie exceptionnelle). La FIGURE 3 montre l'évolution de la *hauteur totale ruisselée* en fonction de la *hauteur précipitée* pour 3 types de pluie.



**FIGURE 3 :** Évolution de la hauteur totale de la lame d'eau ruisselée en fonction de la hauteur d'eau précipitée pour 3 types de pluie. Le coefficient de ruissellement est supposé constant pour un type de pluie. (notice de CANOE 2003)

### Fonction de production des flux de polluants

Cette fonction permet d'estimer les concentrations de polluants (pollutogrammes<sup>5</sup>) à l'exutoire d'un bassin versant drainé par un réseau d'assainissement. Nous avons expliqué précédemment que les phénomènes liés au dépôt/érosion/lessivage de polluants sont complexes. Donc une modélisation mécaniste, voulant reproduire chaque processus « individuellement », en utilisant de nombreux paramètres, est très difficile à mettre en œuvre. C'est pourquoi les approches empiriques ou statistiques ont données lieu à plusieurs formulations. Seules les approches statistiques disponibles dans CANOE seront présentées dans ce rapport.

Différents processus modélisés par CANOE :

---

<sup>5</sup> **POLLUTOGRAMMES:** courbe d'évolution des concentrations de polluants en fonction du temps.

- **DEPOT** : la concentration de polluants accumulés en surface entre 2 événements pluvieux est proportionnelle à la *durée de temps sec*.
- **ÉROSION DE TYPE A** : elle est accentuée lorsque les gouttes de pluie tombent sur une mince pellicule d'eau englobant les particules. Les particules fixent la matière organique avec pour conséquence l'apparition d'une forte *hydrophobicité* (Lassabatère et al., 2007), en particulier lorsque celles-ci sont préalablement sèches. Leur mouillabilité est réduite de manière significative. Donc la quantité de polluants lessivés sera très dépendante de l'histoire hydrique : à une longue période de temps sec, ne correspondra pas toujours une grande quantité de polluants lessivés (Carre & Rouchet, 2002). La quantité lessivée dépend également de la *durée*, de l'*intensité maximale* et la *hauteur totale* de la pluie.
- **ÉROSION DE TYPE B** : elle est plutôt réalisée par l'impact des gouttes de pluie (énergie cinétique) que par le ruissellement qui assure le transport des particules. L'érosion dépend en grande partie de l'*intensité maximale* de la pluie, de la *rugosité du terrain* et des *caractéristiques du dépôt*. Les deux dernières caractéristiques ne sont pas modélisées explicitement.

Les fonctions disponibles de production des flux de polluants intégrées dans CANOE sont décrites dans le TABLEAU 2:

Modèle / Données	Servat	Cèdre	Driver & Troutman
Littérature	Servat 1984		Driver et Troutman, 1989
Paramètres	4	4	4
Durée de la pluie <i>minute</i>			X
Durée de temps sec <i>jours</i>	X	X	
Hauteur totale de pluie <i>mm</i>		X	X
Intensité maximale de pluie <i>mm h<sup>-1</sup></i>	X	X	
Masse initiale disponible <i>kg</i>	X		
Surface du bassin versant <i>m<sup>2</sup></i>			X
Volume ruisselé <i>m<sup>3</sup></i>	X		X

TABLEAU 2 : Modèles de production des flux de polluants intégrés dans CANOE et données d'entrée des modèles.

### Fonctions de transfert

Le modèle du réservoir linéaire est un modèle très simple et très fiable pour la simulation du ruissellement pluvial pour des bassins urbains de faible taille (jusqu'à 100 hectares) équipés d'un réseau traditionnel d'assainissement. Il permet de calculer l'*hydrogramme* sortant d'un réseau quand on connaît l'*hydrogramme* rentrant établi par la fonction de production du débit d'eau (voir ci-dessus). Le modèle repose sur l'hypothèse selon laquelle le *volume stocké* dans une portion du réseau est proportionnel au *débit* qui s'y écoule. Sur le plan mathématique, le modèle combine l'équation de continuité avec une

équation de stockage à 1 paramètre  $K$ , qui relie le *volume stocké* à une combinaison linéaire des débits sortants (Eq. 1 & Eq. 2) :

$$\text{Eq. 1} \quad \frac{dV_s(t)}{dt} = Q_e(t) - Q_s(t)$$

$$\text{Eq. 2} \quad V_s(t) = K \cdot Q_s(t)$$

avec  $K$  le paramètre unique du modèle appelé « lag time » ou décalage temporel entre les hydrogramme d'entrée et de sortie ;  $Q_e(t)$  est le débit de pluie nette ( $\text{m}^3 \text{s}^{-1}$ ) ;  $Q_s(t)$  est le débit à l'exutoire ( $\text{m}^3 \text{s}^{-1}$ ) ;  $V_s(t)$  est le volume instantané stocké dans le bassin versant ( $\text{m}^3$ ).

Le modèle du réservoir linéaire peut être représenté par un réservoir unique, dont la loi de stockage et la loi de vidange *variant linéairement* en fonction de la hauteur d'eau. L'un des avantages de ce modèle est que le paramètre  $K$  peut être estimé sur des bassins versants non jaugés (c'est à dire sur lesquels on ne dispose pas de mesures) par une fonction empirique en fonction des caractéristiques simples du bassin versant, telles que :

- **LA PENTE MOYENNE** du bassin versant ;
- **LA SURFACE** du bassin versant ;
- **LA LONGUEUR** du plus long parcours de l'eau ;
- **LE COEFFICIENT D'IMPERMEABILISATION** qui est le rapport entre la *surface imperméabilisée* et la *surface totale*.

Pour les bassins versants ruraux, une cascade de réservoirs linéaires identiques débitant les uns dans les autres peut être utilisée. Ceci se fait en introduisant un autre paramètre entier (ou non)  $n$  qui est le nombre de réservoirs (FIGURE 4). Ce modèle dit de Nash permet de décaler d'avantage l'*hydrogramme* de sortie.

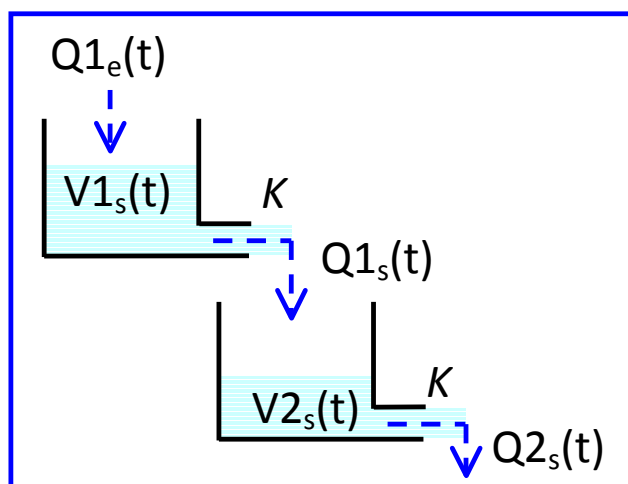


FIGURE 4 : représentation du modèle de Muskingum en cascade avec  $n=2$  (Modèle de Nash).

## Modélisation des écoulements en réseau d'assainissement

### Modèle de Muskingum

C'est un modèle de type réservoir (modèle présenté plus haut pour la transformation pluie-débit et le ruissellement) créé initialement par Mac Carthy en 1934 pour simuler les débits de la rivière Muskingum dans l'Ohio, USA (Mac Carthy, 1940). L'hypothèse de base est de considérer que le volume stocké dans un tronçon est proportionnel au débit qui t'écoule dans ce tronçon. Ce qui donne la loi de stockage suivante (Equation 3):

$$\text{Eq 3} \quad V_s(t) = K(\alpha Q_e(t) + (1 - \alpha)Q_s(t))$$

avec :  $V_s$  le volume stocké ( $\text{m}^3$ ),  $Q_e$  le débit entrant dans le tronçon considéré ( $\text{m}^3/\text{s}$ ),  $Q_s$  le débit sortant ( $\text{m}^3/\text{s}$ )  $K$  paramètre du modèle Muskingum (s) et  $\alpha$  un paramètre de pondération qui quantifie les influences respectives des débits d'entrée et de sortie sur le volume stocké.

Cette première équation est complétée par l'équation de conservation de la masse de la même forme que l'équation 1.

Le paramètre  $K$  (lag-time) représente le décalage temporel entre les barycentres des hydrogrammes d'entrée et de sortie.

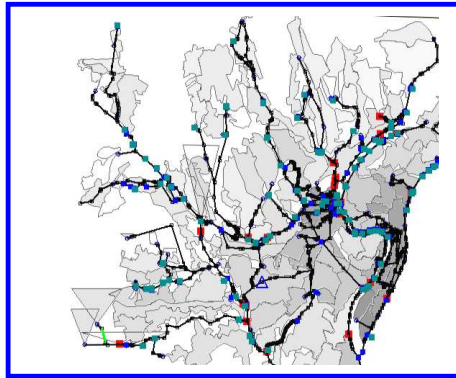
### Modèle de Barré-Saint-Venant

Le modèle de Muskingum ne permet pas de modéliser les *hauteurs d'eau*, les *vitesse*s et les *débits* en tout point d'un tronçon sélectionné d'un réseau d'assainissement. C'est pour cela que le modèle mécaniste de Barré de Saint Venant unidimensionnelle est utilisé. Le modèle de Barré de Saint Venant ayant besoin d'un grand nombre de paramètres, permet de simuler le fonctionnement détaillé de l'écoulement de flux dans les réseaux d'assainissement. Ce modèle permet de tenir compte du caractère transitoire de l'écoulement dans le réseau. Le calcul des grandeurs hydrauliques l'écoulement dans les conduites est réalisé par l'intégration des équations complètes de Barré de Saint Venant. Le problème est résolu en appliquant une méthode implicite de différences finies permettant une discrétisation du temps et de l'espace, selon un schéma de Preissmann. Les équations prises en compte sont :

- L'équation de continuité qui exprime la conservation de la masse de fluide,
- L'équation dynamique qui exprime l'équilibre entre les forces motrices (pente et inertie) et les forces résistantes de frottement.

Le modèle de Barré de Saint Venant permet de considérer dans la modélisation les ouvrages spéciaux sur le réseau d'assainissement qui modifient le débit.

L'une des limitations du modèle de Barré de Saint Venant est que le modèle ne permet pas que les conduites soient « asséchées » et donc le modèle de Barré de Saint Venant ne simule pas bien les faibles pluies. Pour des petites pluies, il est conseillé d'utiliser le modèle de Muskingum.



**FIGURE 5** : exemple de réseaux d'assainissement urbain maillé. Les différents sous bassins, illustrés par différents tons de gris, donnent différentes fonctions de production (notice de CANOE 2003).

## DESCRIPTION DE L'OUVRAGE ETUDIÉ

Le site étudié est un bassin de décantation-infiltration situé dans la plaine de l'Est de l'agglomération lyonnaise (FIGURE 6), recueillant les eaux pluviales provenant d'un bassin versant urbain strict constitué par une zone industrielle ayant une surface très imperméabilisée d'une superficie de 185 ha, située au Sud de la ville de Chassieu (Rhône, Est de Lyon, 69). Par ailleurs, son *coefficient d'imperméabilisation* est d'environ 70% et son *coefficient de ruissellement* est de 40%, selon les travaux de Al Bitar (2002) cités dans Bardin & Barraud (2004). Sur cette zone fortement urbanisée, on trouve principalement des voiries, des usines, des parkings et encore quelques zones vierges. Quelques industries sont d'ailleurs autorisées à rejeter des eaux de refroidissement de machineries dans le réseau d'eau pluviale, mais c'est un réseau de type séparatif eaux usées/ eaux pluviales. Il y a donc par temps sec un léger débit arrivant dans le bassin.

Le bassin versant urbain est drainé par un réseau de type séparatif. Il y a donc par temps sec un léger débit arrivant dans le bassin. Les principales caractéristiques du bassin versant urbain sont indiquées dans le Tableau 3.

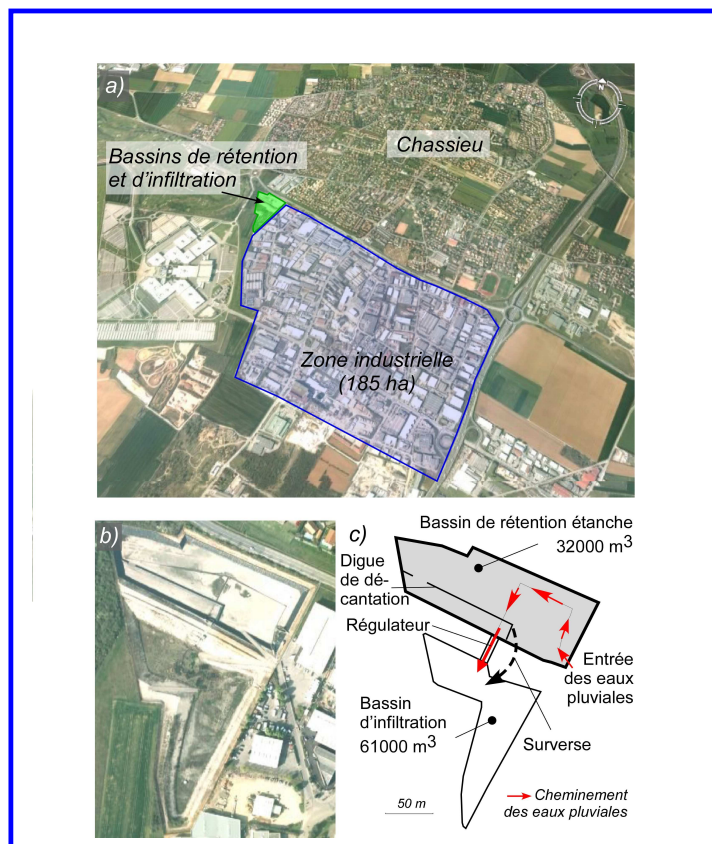


FIGURE 6 : Schéma de fonctionnement des bassins de rétention/décantation et d'infiltration Django Reinhardt constituant l'exutoire d'un bassin versant industriel de 185 ha (Goutaland et al., 2008).

Propriété	Estimation	Littérature
Pente moyenne	4 ‰ (Est-West)	
Coefficient d'imperméabilisation	70%	Al Bitar (2002)
Coefficient de ruissellement	40%	Al Bitar (2002)
Débit sortant maximal	$\text{m}^3 \text{s}^{-1}$	
Surface drainé	185 ha	
Débit maximal eau sec	$\text{m}^3 \text{jour}^{-1}$	

TABLEAU 3: donnée de différentes caractéristiques du bassin versant.

## RESULTATS DE LA MODELISATION AVEC CANOE

### Résultat quantitatif

Le logiciel CANOE (avec le modèle de Muskingum) a été utilisé pour représenter le débit à l'exutoire du bassin urbain de Chassieu par temps de pluie. La FIGURE 7 montre les résultats obtenus. Ces résultats montrent la capacité du logiciel à reproduire après calage, le débit à l'entrée du bassin de décantation-infiltration.

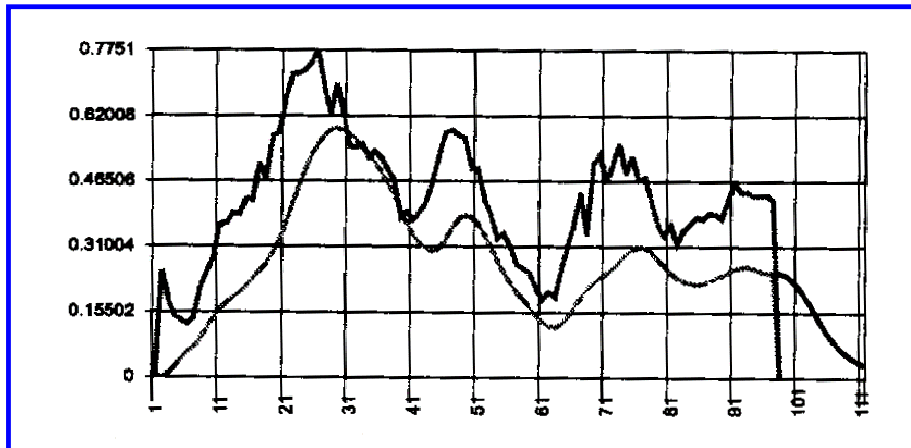


FIGURE 7 Résultats de comparaison entre les hydrogrammes observés (trait épais) et simulés (trait fin) à l'exutoire du bassin urbain de Chassieu (Carre & Rouchet, 2002).

### Résultat qualitatif

Le logiciel CANOE a été également utilisé pour simuler le flux de *Matières En Suspension*<sup>6</sup> (MES) à l'exutoire du bassin urbain de Chassieu par temps de pluie. Il faut souligner que le transfert des polluants est représenté par une concentration événementielle constante (fonction en créneau) et non par une variable continue. Pour pouvoir reproduire la forme du pollutogramme, il serait plus approprié d'utiliser un modèle fondé sur le couplage d'une équation de convection-diffusion aux équations de Barré de Saint Venant par exemple. Ce nouveau modèle serait cependant plus difficile à mettre en œuvre (paragraphe 2.2.2.3.2). La fonction CEDRE (TABLEAU 2) de production des flux de polluant a été choisie parmi les 3 possibles car elle donnait les « meilleurs résultats » de simulation des pollutogrammes. La FIGURE 8 montre les résultats obtenus. Cet exemple montre qu'il est plus difficile de reproduire les flux de polluants pour des raisons de calage entre autres. La concentration des MES est considérablement variable.

<sup>6</sup> LES MATIERES EN SUSPENSION (MES): sont corrélées avec la mesure de turbidité. Les MES constituent le vecteur principal des polluants majeurs dans les eaux de ruissellement pluvial. Les relations entre turbidité et MES sont données par des relations empiriques (Bertrand-Krajewski et al., 2007).

Les variations de concentration peuvent atteindre facilement un rapport de 1 à 10 pour un même bassin versant (paragraphe 2.2.1). Par conséquent, des efforts doivent porter sur une modélisation couplée sous CANOE en associant quantité et qualité.

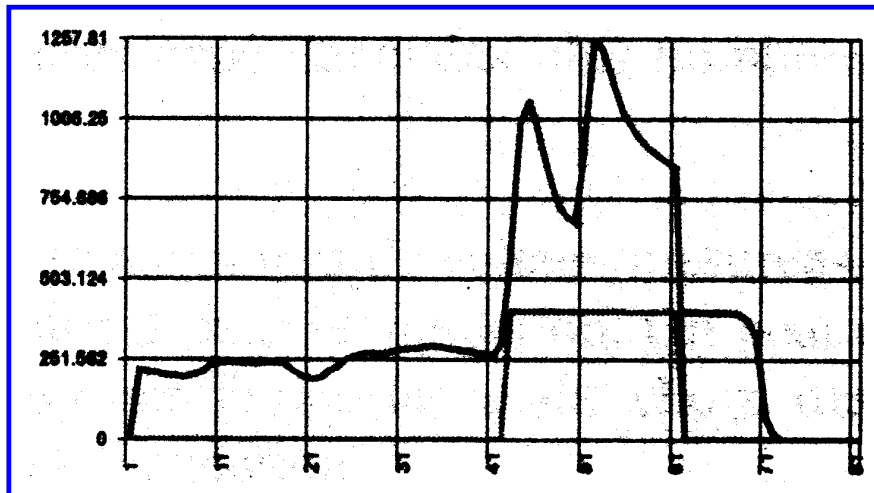


FIGURE 8 : Modélisation du flux de MES à l'exutoire du bassin versant urbain de Chassieu (Carre & Rouchet, 2002).



## 2.3 BASSIN DE DECANTATION

Les eaux en provenance des bassins urbains sont chargées en particules. Avant que ces eaux arrivent dans le bassin d'infiltration, comme le montre la FIGURE 6, ces eaux passent par un bassin de décantation où la vitesse d'écoulement est freinée, ce qui favorise la décantation des particules. Cette méthode conduit à une dépollution non négligeable, en particulier lorsque le temps de séjour de l'eau stockée est suffisamment long. Un temps de séjour compris entre 2 et 4 heures permet d'obtenir des rendements compris entre 60 et 90% pour la plupart des polluants (Chocat et al., 2007). Le bassin de décantation permet donc de dépolluer partiellement les eaux stockées. Ces eaux, supposées moins chargées en particules après décantation, se vidangent vers le bassin d'infiltration.

L'objectif de la modélisation est de permettre de comprendre les processus liés à la décantation et à la remise en suspension des particules. L'approche modélisatrice constitue une aide en vue de proposer des règles de dimensionnement et de gestion de ces ouvrages.

### DONNEES DU BASSIN DE DECANTATION

#### Mesures en continue entrée-sortie

L'instrumentation développée dans le cadre de l'OTHU permet la mesure en continu à l'entrée et à la sortie du bassin de décantation des variables indiquées dans le TABLEAU 4, au pas de temps de 2 minutes.

Mesurés	Méthode	N
Débit entrant	$h$ : sondes piézorésistives $V$ : sondes doppler	2
Hauteur d'eau de Surface	Capteurs piézorésistifs	2
Turbidité	Turbidimètre nephéométrique	2
pH		1
Conductivité		1
Température		1

TABLEAU 4: Mesures en continue entrée et sortie du bassin de décantation.

**LES DEBITS** entrant et sortant du bassin de décantation sont déduits des mesures d'*hauteurs d'eau* et des vitesses dans les conduites. Les hauteurs sont mesurées à l'aide de deux sondes piézorésistives et les vitesses avec deux sondes doppler. Les mesures sont en effet doublées afin de réduire les incertitudes. Les incertitudes sur les débits mesurés sont calculées en appliquant la loi de propagation des incertitudes (Bertrand-Krajewski et al., 2000) ; elles sont estimées à 3.3% du volume total.

**LA HAUTEUR D'EAU** dans l'ouvrage est mesurée par deux capteurs piézorésistifs localisés comme indiqué dans la Figure 12. Les hauteurs d'eau sont employées dans l'ajustement du modèle hydrodynamique.

**LA DEMANDE CHIMIQUE EN OXYGENE (DCO)** est corrélée avec la mesure de **turbidité**<sup>7</sup>. La DCO est un paramètre traduisant globalement la charge organique des apports et qu'elle est également susceptible de jouer un rôle non négligeable dans l'indication du colmatage tant physique que biologique. Les relations entre la turbidité et la DCO sont données par des relations purement empiriques (Bertrand-Krajewski et al., 2007).

**LES MATIERES EN SUSPENSION (MES)** sont corrélées avec la mesure de **turbidité**. De même, les MES sont suspectées de jouer un rôle important dans le colmatage physique des ouvrages d'infiltration. Les relations entre turbidité et MES sont données par des relations empiriques (Bertrand-Krajewski et al., 2007). L'incertitude de la masse totale du sédiment apporté à l'ouvrage est estimée à 3.0% sur le poids total.

### Les mesures ponctuelles

Douze pièges à sédiments (FIGURE 9) répartis sur le radier de l'ouvrage permettent d'obtenir des échantillons des solides décantés au cours des événements pluvieux. Les échantillons collectés sont analysés en laboratoire pour :

- Déterminer leurs courbes de vitesses de chute au moyen du protocole **VICAS** (**VI**tesse de **Ch**ute en **AS**sainissement),
- Détermination la distribution de tailles de particules par granulométrie laser,



**FIGURE 9** : 12 pièges à sédiments sont repartis dans le bassin de décantation pour récupérer des échantillons de sédiments.

---

<sup>7</sup> **TURBIDITE**: c'est la réduction de la transparence d'un liquide due à la présence de matière non dissoute fines. Elle correspond à la propriété optique de l'eau qui fait que la lumière incidente est diffusée et absorbée plutôt que transmise en ligne droite à travers un échantillon.

D'autres mesures sont réalisées automatiquement pendant un événement pluvieux, mais elles ne sont pas encore utilisées pour la modélisation, à savoir :

- Teneur en eau, matière organique (MVS, MS, pH),
- Concentration de Métaux lourds (Cd, Cu, Pb, Zn),
- Concentration des Hydrocarbures totaux, HAP, PCB
- Pollution organique globale (Demande Chimique en Oxygène (DCO)),
- Carbone Organique Total (COT),
- Nutriments (N, P principalement).

## MODELISATION DU BASSIN DE DECANTATION

En vue de mieux comprendre et modéliser les phénomènes de décantation dans les ouvrages réels de grande taille, il est essentiel d'utiliser les modèles qui permettent de mieux prendre en considération :

- Les phénomènes liés à la décantation,
- La dispersion,
- La remise en suspension des particules due à la turbulence.

Le logiciel RUBAR20 (Cemagref, 2008) peut modéliser en 2D certains de ces phénomènes. Le logiciel CFD RUBAR20 permet de modéliser avec une bonne précision le comportement hydrodynamique de l'ouvrage (champs de hauteur et de vitesses). RUBAR20 permet aussi de modéliser le transport des matières en suspension.

### Description du modèle

Le modèle 2D RUBAR20 permet de résoudre les équations de *Saint-Venant 2D*. Le code utilise la méthode des volumes finis appliquée à une grille composée de quadrilatères et de triangles. L'organigramme de RUBAR20 est présenté en

FIGURE 10 où les différentes entrées et sorties du modèle sont :

#### CONDITIONS AUX LIMITES

- $Q_e(t)$  : débit en entrée en fonction du temps ( $m^3 h^{-1}$ ) ;
- $Q_s(h_2)$  : loi empirique de vidange hauteur/débit ( $m^3 h^{-1}$ ) ;
- $\Delta x$  : largeur des mailles carrées (m) ;

#### PARAMÈTRES DE CALAGE

- KMS : coefficient de Manning-Strickler ( $m^{1/3}/s$ ) ;
- Cd<sub>1</sub>, Cd<sub>2</sub>, Cd<sub>3</sub> : coefficient de débit des orifices 1, 2 et 3 (-) ;

#### SORTIES

- V : champs de vitesse ( $m s^{-1}$ ) ;
- H : champs de hauteur d'eau (m) ;

$Q(t)$  : débit de sortie en fonction du temps ( $m^3 s^{-1}$ ) ;

**RESULTATS UTILISEES POUR AJUSTER LE MODELE**

$h_1(t), h_2(t)$  : hauteur d'eau en fonction du temps (m) ;

$Q_s(t)$  : débit de sortie en fonction du temps ( $m^3 s^{-1}$ ) ;

Pour la représentation des champs des MES dans le bassin de décantation, RUBAR20 est couplé avec une équation de convection-diffusion de la concentration couplée aux équations hydrauliques (CEMAGREF, 2007). Les caractéristiques de remise en suspension sont exprimées par des expressions de type stochastique. L'organigramme du couplage de l'équation de convection-diffusion de RUBAR20 est présenté en

FIGURE 10. Les entrées/sorties du modèle sont les suivantes :

**PARAMETRES DE CALAGE POUR LES FLUX DES SEDIMENTS**

$KMS$  : coefficient de Manning-Strickler ( $m^{1/3}/s$ ) ;

**SORTIE SEDIMENTS POUR LES FLUX DES SEDIMENTS**

$MES$  : champs de MES;

**DONNEES NECESSAIRES POUR LE TRANSPORT SOLIDE**

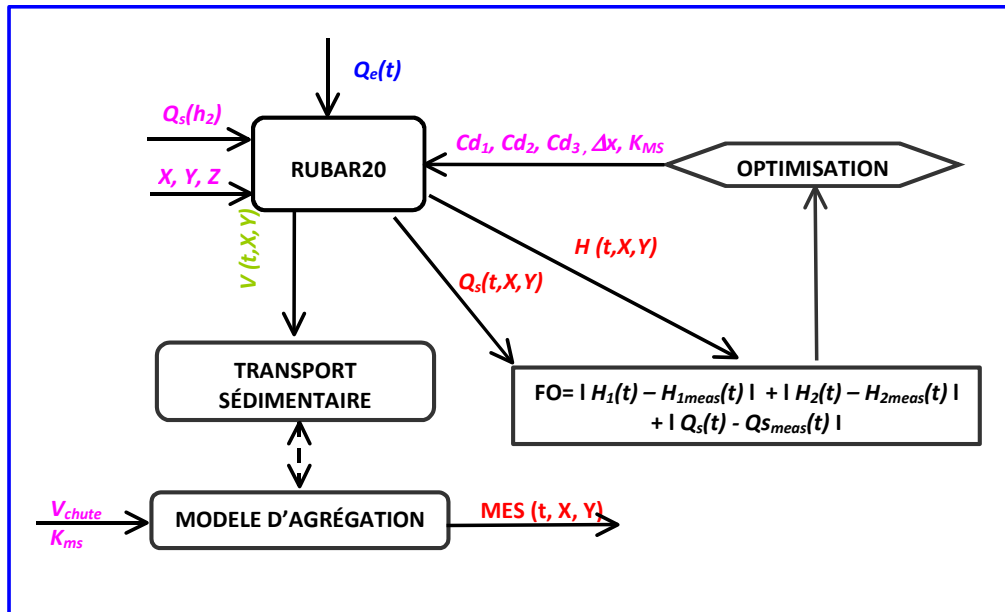
$v_{chute}$  : courbes de vitesses de chute en phase particulaire ( $m h^{-1}$ ) ;

**PARAMETRES DE CALAGE POUR LES FLUX DES SEDIMENTS**

Nombre de Schmidt, contraintes de cisaillement, taux d'érosion/sédimentation

**SORTIE DU MODELE DE TRANSPORT SOLIDE**

Concentrations de sortie en MES et répartition spatiale des sédiments au fond du bassin



**FIGURE 10 :** Organigramme du modèle de RUBAR20 appliqué au bassin de décantation. En bleu sont présentées les données qui rentrent dans le modèle ; en violet les paramètres ; en vert les sorties intermédiaires du modèle ; et en rouge les résultats.

## DESCRIPTION DU BASSIN DE DECANTATION ETUDIE

Le volume du bassin de décantation est de 32 200 m<sup>3</sup> et sa surface étanche au sol de 11 302 m<sup>2</sup>. L'eau entre par deux collecteurs circulaires de 1,6 m de diamètre et la vidange du bassin de retenue se fait par une surverse et un régulateur de débit (Bardin & Barraud, 2004). Un muret a été construit dans le sous-bassin afin d'y favoriser la décantation (Figure 12). En effet, en 2004, après trois ans de fonctionnement, le compartiment d'infiltration s'est fortement colmaté contrairement à ce que l'on a pu observer sur des ouvrages plus âgés d'une configuration comparable situés dans le même secteur géographique (Bardin & Barraud, 2004). Une cunette dite « de temps sec » d'environ 2 m de large et 20 cm de profondeur a été creusée afin de guider le filet d'eau en période de faible débit. Un résumé des propriétés du bassin figure dans le Tableau 5.

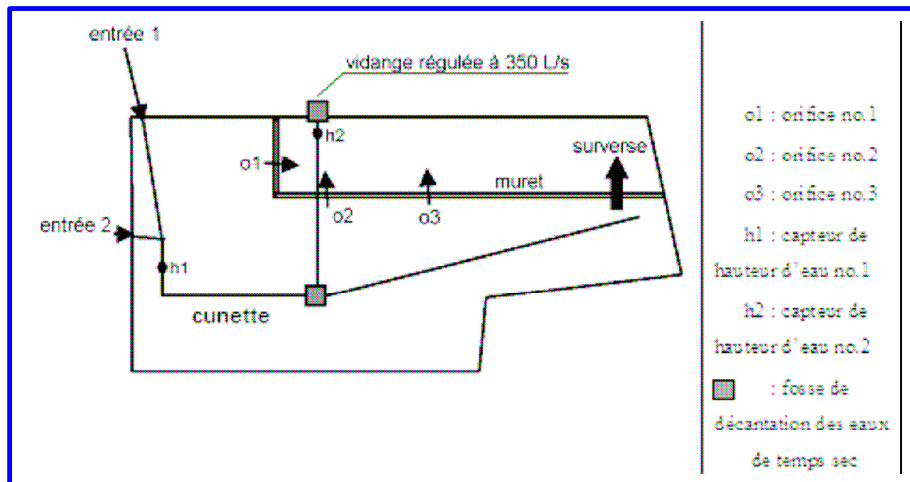


FIGURE 11 :

Schéma simplifié du bassin de décantation Django Reinhardt après réhabilitation de 2004. Source (Torres et al., 2007)

Propriété	ESTIMATION	LITTERATURE
DEBIT ENTRANT MAXIMAL	0.7 m <sup>3</sup> s <sup>-1</sup>	
SURFACE	11 302 m <sup>2</sup>	Bardin & Barraud, 2004
HAUTEUR MAXIMAL	2,83 m	
VOLUME DE STOCKAGE	32 200 m <sup>3</sup>	Bardin & Barraud, 2004

TABLEAU 5: Caractéristiques du bassin de décantation.

## RESULTATS DE LA MODELISATION AVEC RUBAR20

La comparaison entre les hauteurs (débits) calculées et mesurées (FIGURE 11) montrent la capacité du modèle RUBAR20 à reproduire le comportement hydrodynamique de l'ouvrage. La modélisation du champ de vitesse dans le bassin de décantation est décrite en FIGURE 12. La FIGURE 13 montre les premières simulations des MES. Les résultats sont encourageants. L'origine de l'incertitude entre le modèle et les mesures n'est pas encore claire, car la relation entre les MES et la masse de celles-ci n'est pas encore bien définie. Ceci fait l'objet d'une nouvelle thèse au sein de l'INSA. Par contre RUBAR20 (FIGURE 15) modélise correctement la distribution des sédiments dans le bassin de décantation permettant ainsi d'améliorer la géométrie du bassin afin qu'elle soit le plus efficace possible pour piéger les sédiments.

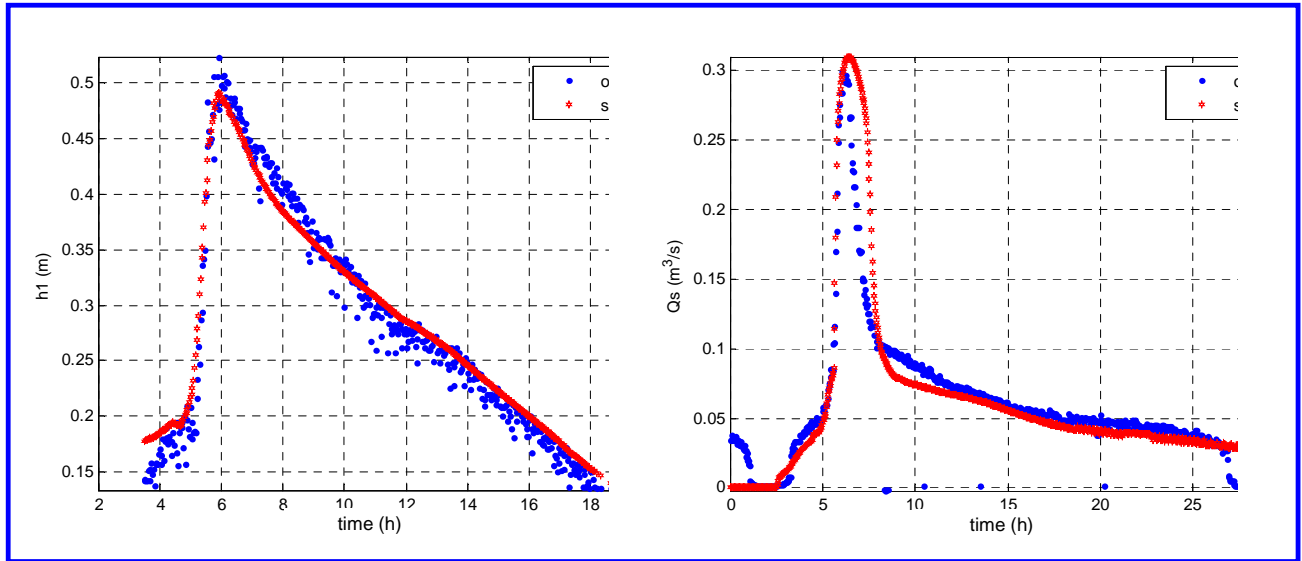


FIGURE 12 : Comparaison des valeurs observées et simulées des hauteurs d'eau  $h_1$  (FIGURE 18) et le débit du bassin de décantation pour un évènement de référence pluvieux 20060829 (Torres et al., 2008).

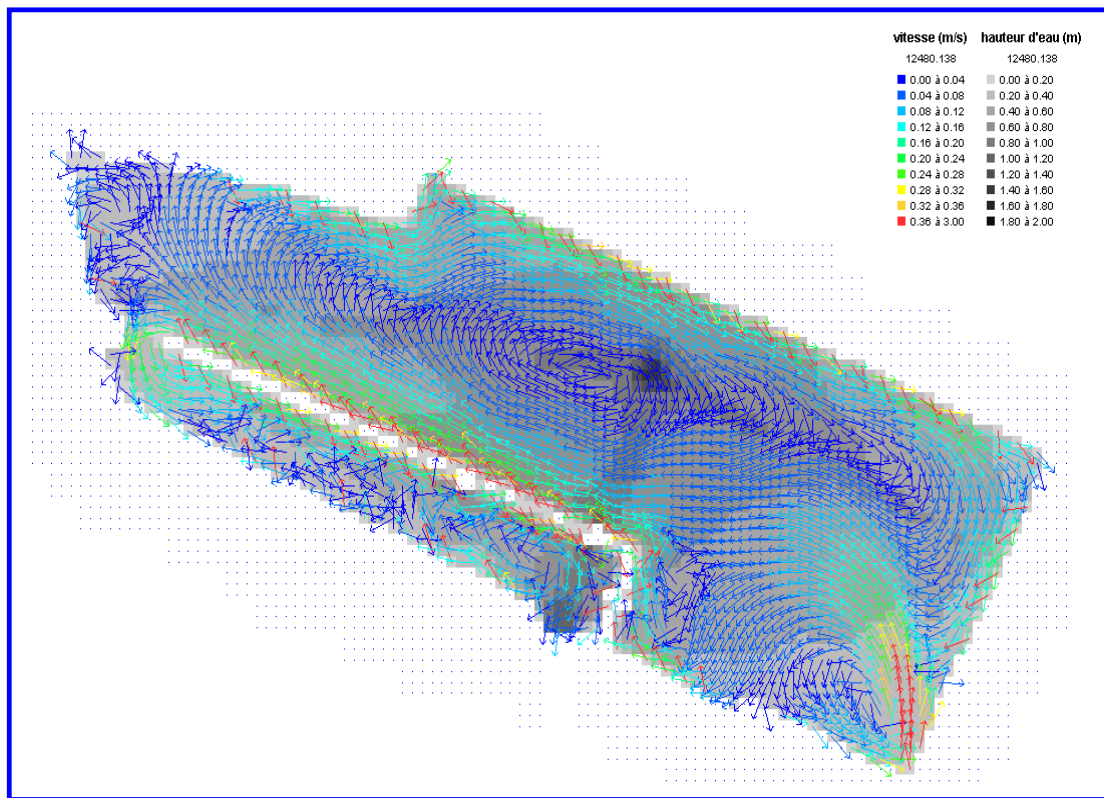


FIGURE 13 : Champ de vitesse et hauteur d'eau simulés 3 h 27 minutes après le début de l'évènement pluvieux de référence (20060817) (Torres et al., 2008).

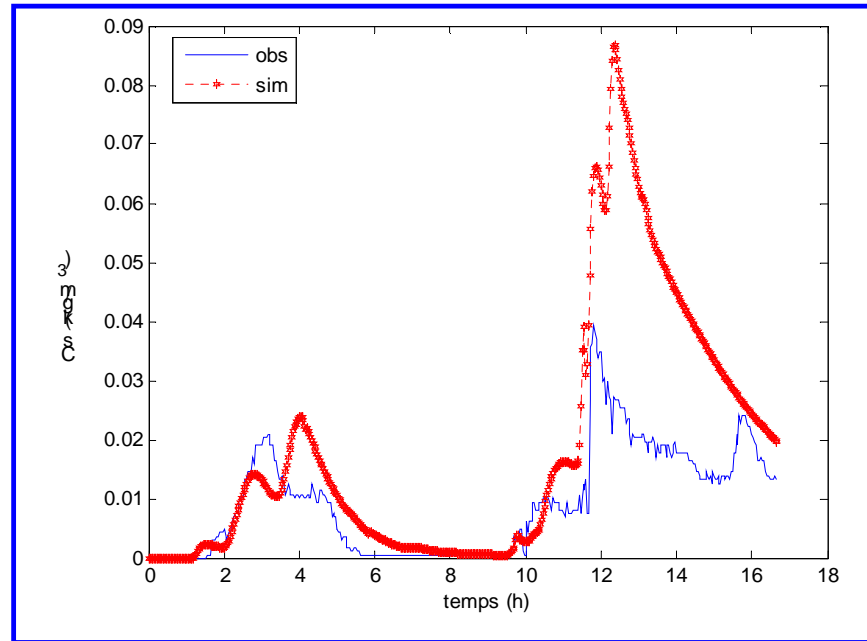


FIGURE 14 : Prédiction des MES dans le bassin de décantation ( $\text{kg}/\text{m}^3$ ) pour un événement 20060915 (Torres et al., 2008).

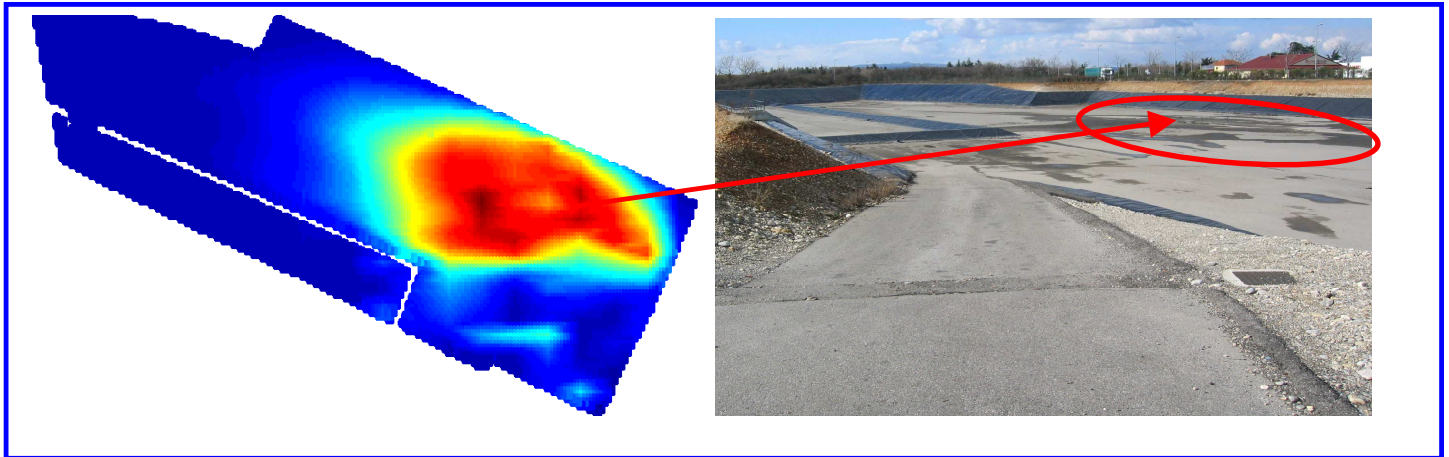


FIGURE 15 : a) Estimation de la distribution des sédiments sur le bassin de décantation b) observation réelle de la distribution des sédiments (Torres et al., 2008).



## 2.4 BASSIN D'INFILTRATION

### DESCRIPTION GENERALE

#### Particularité d'un bassin d'infiltration en milieu fluvio-glaciaire

En France, une part importante des aires urbaines est située sur des formations fluvio-glaciaires. Par exemple, 72% de la population du bassin versant du Rhône vit sur des dépôts alluvionnaires (fluvio-glaciaires ou fluviaux), alors que ceux-ci ne représentent que 25% de la surface totale. Goutaland et al., (2008). Les formations géologiques de surface telles que les formations alluvionnaires sont souvent générées par des processus d'érosion, de transport et de dépôt entraînant une **grande hétérogénéité** des écoulements et du transfert des polluants. Ces hétérogénéités peuvent engendrer des *chemins préférentiels*<sup>8</sup> d'écoulement et aussi induire des effets de *barrière capillaire*<sup>9</sup> conduisant à des flux latéraux. La connaissance détaillée de la distribution et de la variabilité des formations est indispensable pour bien estimer le champ d'écoulement et le transfert des polluants à une échelle locale [Goutaland et al. 2008 ; Winiarski et al. (2004 ; 2006)]. Goutaland et al., (2008) a illustré en

FIGURE 16 les hétérogénéités sédimentaires dans le bassin étudié engendrant des écoulements non homogènes.

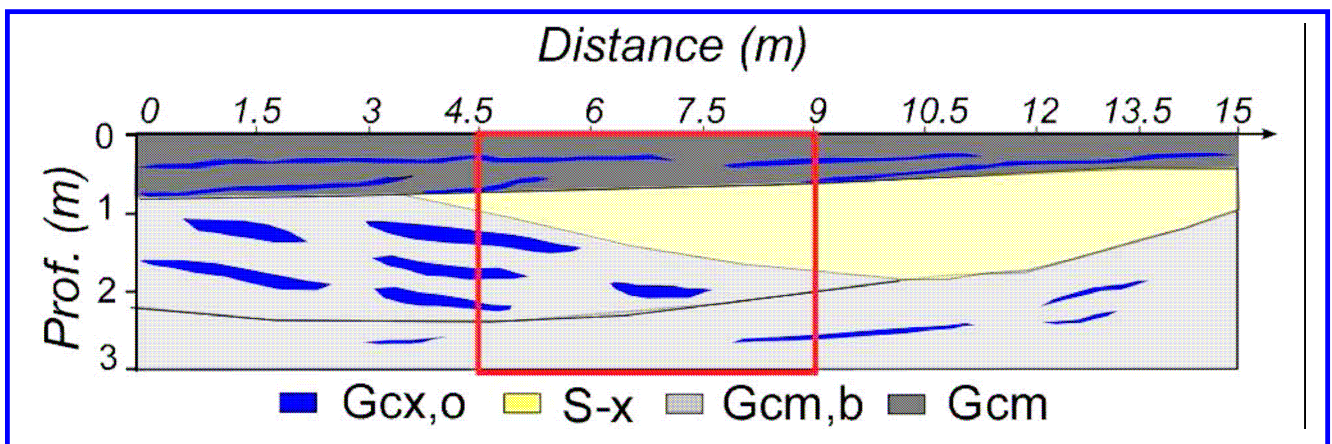


FIGURE 16 : Modèle hydrostratigraphique interprété grâce aux données acquises de la géophysique et de la résistivité. Ceci montre les différentes couches et la caractéristique hétérogène : modèle hydrostratigraphique interprétatif en deux dimensions associé (Goutaland et al. 2008).

<sup>8</sup> **CHEMINS PREFERENTIELS** : se définissent par les parties du volume poral concentrant la majorité de l'écoulement dans un milieu poreux.

<sup>9</sup> **BARRIÈRE CAPILLAIRE** : obstacle à l'écoulement engendré par effet capillaire entre deux couches de matériaux différents.

## Processus d'infiltration

Les différents processus identifiés du bassin d'infiltration sont présentés dans la FIGURE 16. Le travail de modélisation consiste alors à identifier les mécanismes prépondérants et à négliger ceux du second ordre, tout en s'appuyant sur des résultats expérimentaux et leur analyse objective.

### Écoulement d'eau

Il y a plusieurs types d'écoulement d'eau et de polluants dans la zone non saturée. Le plus commun est l'**écoulement matriciel (écoulements distribués)**, correspondant à un écoulement de l'eau via l'ensemble du volume poral d'un sol. Il est caractérisé par une vitesse d'écoulement homogène se déplaçant par différence de pression capillaire (Hillel, 1998).

L'autre type d'écoulement est l'**écoulement préférentiel**. Il correspond à un écoulement ayant lieu seulement à travers une partie du volume poral. Le volume d'espace poral correspondant aux chemins préférentiels est généralement faible par rapport au volume poral total (Walter et al., 2000). Les flux préférentiels sont impliqués dans le transfert rapide de contaminants en profondeur sans que ceux-ci aient le temps d'être adsorbés.

Il existe plusieurs types d'écoulements préférentiels :

- **CEUX PRODUITS PAR DES CONDUITES PHYSIQUES (SHORT-CIRCUIT FLOW) :** Hillel (1998) définit quatre types de macropores pouvant se produire dans les sols :

**BIOGENES :** pores d'origines biologiques, construits par des organismes fousseurs. Ce type de macropores a un impact sur la conductivité hydraulique des sédiments urbains présents à la surface de bassin d'infiltration (Nogaro et al., 2007). Ces structures biogènes sont généralement tubulaires et de diamètre variable ;

**RACINAIRES :** L'eau peut s'écouler le long des racines, ou dans les vides laissés celles-ci ;

**FISSURES (fentes de dessiccation) :** produites dans des dépôts sédimentaires argileux, par retrait au séchage. L'altération physique ou chimique peut également conduire à ce type de macropores ;

**CANALISATIONS NATURELLES D'UN SOL :** correspondant à des zones à forte porosité où l'écoulement de l'eau est rapide, et parfois turbulent (Hillel, 1998).

- **FUNNELED FLOW :** Le développement d'une **barrière capillaire** à l'interface entre une couche supérieure composée d'un sol relativement fin et une couche inférieure à granulométrie grossière engendre un écoulement non vertical le long de l'interface, connu sous le nom d'écoulement canalisé ou « funneled flow » (Miyasaki, 1988; Kung, 1990; Heilig et al., 2003).
- **DIGITATIONS :** L'instabilité du front d'infiltration à l'interface entre une couche supérieure à granulométrie fine et une couche inférieure à granulométrie plus grossière et sèche (Kung, 1990) peut engendrer des phénomènes de **digitations** dans la couche inférieure. Les digitations sont des filets d'écoulements en forme de doigts de gants dans une matrice environnante non saturée. Les digitations sont générées par l'instabilité associée à la compression de l'air dans le sol suite à une infiltration, ou à une interface horizontale. Ce type d'écoulement préférentiel peut donc se produire dans des dépôts aussi bien homogènes que stratifiés, et peut être associé à un effet de

barrière capillaire. Ce type d'écoulement préférentiel a notamment été étudié par Hill et Parlange (1972). Ces digitations peuvent avoir une influence dans le transport de contaminants en profondeur.

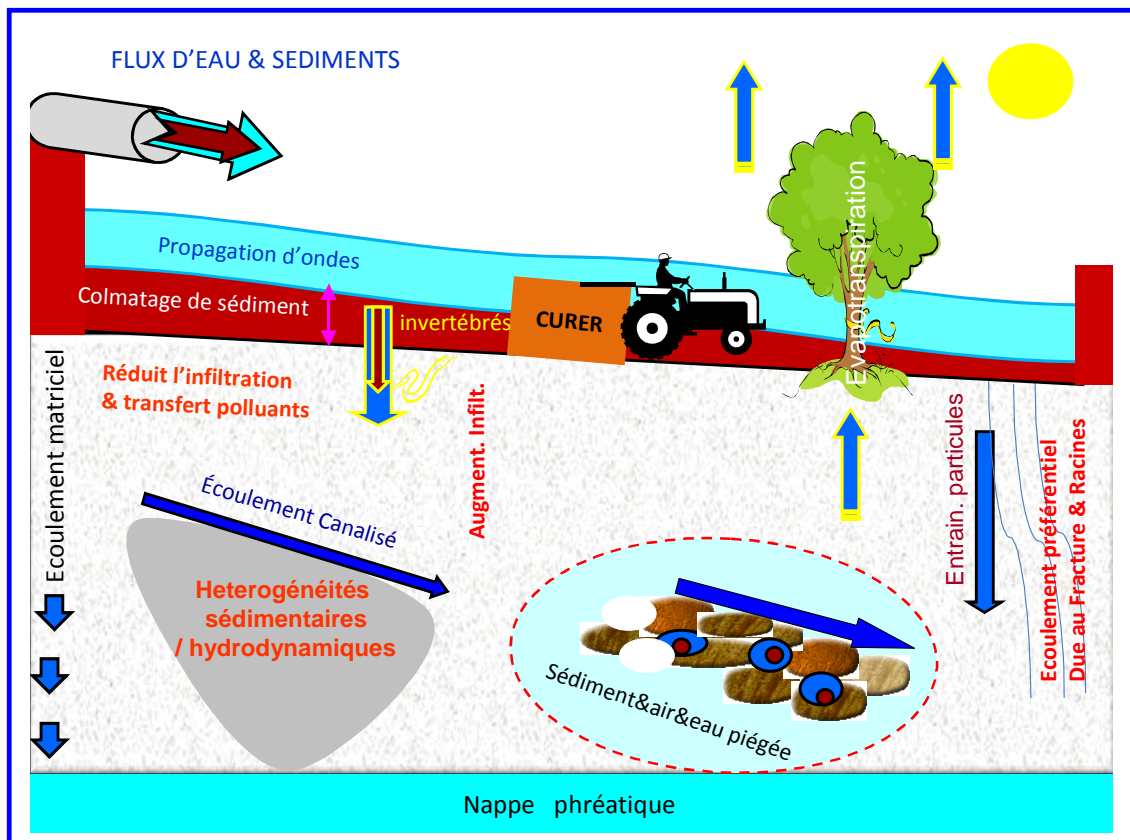


FIGURE 17 : les processus qui influencent l'écoulement dans le bassin d'infiltration.

### Transfert de solutés

Dans ce rapport le transport des polluants ne va pas être traité dans le détail. Toutefois, pour que ce rapport soit complet, il nous a semblé important de le décrire dans ses grandes lignes. Les polluants organiques ou inorganiques sont très fortement associés aux sédiments (matière organique, argiles, oxydes...) et sont de ce fait peu mobiles. Les polluants solubilisés lors des phases d'infiltration, sont souvent associés à la matière organique dissoute et aux *colloïdes*<sup>10</sup>. Les *colloïdes* circulent dans le milieu poreux par des chemins préférentiels et peuvent se déplacer, de ce fait, plus rapidement dans les milieux poreux que les traceurs de l'eau. Les polluants complexés à la matière organique dissoute (les métaux)

<sup>10</sup> COLLOIDES: (1 nm et 1 µm) sont des petites particules solides, très peu solubles qui ne sédimentent pas et restent en suspension dans un fluide (faiblement sensibles aux forces gravitationnelles).

vont être plus difficilement adsorbés sur les solides du sous-sol et de ce fait vont être très mobiles (Larmet, 2007).

La partie ci-dessous décrit plus précisément les interactions entre les métaux lourds et les phases solides. Dans le contexte particulier des eaux pluviales, le transfert des polluants organiques est moins étudié et les mécanismes liés à leur mobilité sont encore peu connus.

La partition des métaux (polluants majeurs dans les bassins d'infiltration) entre la phase liquide et la phase solide dépend des propriétés chimiques du polluant considéré, et des caractéristiques physico-chimiques de la phase solide. Les métaux ont tendance à se concentrer dans la fraction solide du sol. Les sols de surface des bassins d'infiltrations se sont ainsi progressivement enrichis en métaux. La *fixation* ou le *relargage* des métaux par la phase solide du sol dépend de leur *spéciation*<sup>11</sup>, de la nature des liaisons mises en jeu avec les surfaces, de la nature et de la réactivité de la phase solide auxquels ils sont associés. Mais les métaux retenus peuvent être libérés dans la solution de sol lorsque la qualité ou la composition de la solution de sol change. Les processus majeurs de *sorption*<sup>12</sup> - *désorption*<sup>13</sup> des polluants métalliques dans les sols sont les suivants :

- **PRECIPITATION – DISSOLUTION** : généralement, un précipité apparaît lorsque deux espèces dissoutes sont saturées dans la phase liquide. La précipitation dépend des conditions de *pH* et de *potentiel redox*<sup>14</sup>. Si des changements dans les conditions du milieu entraînent la dissolution de ces solides précipités *oxydes*<sup>15</sup>, il y aura alors relargage des métaux adsorbés (Sigg et al., 2000) .
- **ECHANGE D'IONS** : un métal présent en solution peut être échangé avec un cation présent sur un solide. On rencontre ce genre de phénomène dans le cas des argiles et de certains minéraux. Un paramètre, la CEC (capacité d'échange cationique) permet d'évaluer la quantité de cations que ces sites peuvent fixer ou relarguer. Cette capacité

---

<sup>11</sup> **SPECIATION**: différenciation des formes chimiques, physiques et même biologiques d'un même métal : par exemple  $\text{Fe}(\text{OH})_3$ ,  $\text{Fe}^{3+}$ ,  $\text{FeOH}^{2+}$ ,  $\text{Fe}(\text{OH})_2^+$ ,  $\text{Fe}(\text{OH})_4^-$  et  $\text{Fe}^{2+}$  pour le fer ou encore  $\text{Cu}^{2+}$ ,  $\text{CuOH}^+$ ,  $\text{Cu}(\text{OH})_2$  et  $\text{CuCO}_3$  pour le cuivre.

<sup>12</sup> **SORPTION**: capacité des métaux à être retenus à la surface d'un solide. La sorption est un procédé efficace de détoxification.

<sup>13</sup> **DESORPTION** : l'ensemble des phénomènes de relargage des métaux sorbés, que le mécanisme de sorption soit l'adsorption ou la précipitation.

<sup>14</sup> **POTENTIEL REDOX**: Les variations du potentiel redox affectent la spéciation des métaux ainsi que les liaisons qu'ils forment. La mobilité des métaux peut être accrue si le potentiel redox augmente, c'est-à-dire si les conditions deviennent plus oxydantes. L'oxydation induit tout d'abord une libération de protons, donc une diminution du pH, ce qui tend à augmenter la mobilité des métaux

<sup>15</sup> **OXYDATION** est la réaction chimique dans laquelle un composé se combine avec un ou plusieurs atomes d'oxygène. D'une façon plus générale, en chimie, l'oxydation est la réaction dans laquelle un corps ou une espèce chimique perd un ou plusieurs électrons.

d'échange va dépendre de l'état initial de la surface du solide et des cations qui recouvrent cette surface (Sigg et al., 2000).

- **COMPLEXATION DE SURFACE :** à la différence des phénomènes d'échange d'ions qui mettent en œuvre des liaisons dipôles – dipôles (liaison faible), les réactions de complexation de surface font intervenir des liaisons covalentes au même titre que la complexation simple. Les surfaces des phases solides que l'on trouve dans les sols contiennent des groupements fonctionnels ionisables (-OH, -COOH, NH<sub>2</sub> ou encore -SH) que l'on trouve sur les oxydes de fer et de manganèse ou sur la matière organique par exemple (Sigg et al., 2000).
- **PRECIPITATION DE SURFACE :** cette notion traduit le fait qu'à la surface de l'hydroxyde métallique se forme une nouvelle phase qui correspond à une solution solide composée de l'hydroxyde métallique et de l'hydroxyde du cation initialement en solution (Sigg et al., 2000).

Du fait de cette diversité de processus chimiques impliqués dans la mobilité des éléments métalliques, l'évaluation du transport des polluants dans un système aussi complexe et dynamique qu'un bassin d'infiltration nécessite des travaux multi-échelles (à l'échelle de l'ouvrage jusqu'à la molécule) permettant d'affiner les liens entre le fonctionnement hydrodynamique du bassin et le transfert de polluants.

## DONNEES MESUREES EN CONTINU DANS LE BASSIN D'INFILTRATION

### En surface

Mesure	Instrumentation	N	Pas de temps
Hauteur d'eau de Surface	Capteurs piézorésistifs	4	2 minutes

TABLEAU 6 : mesures de la hauteur d'eau en continu en surface du bassin d'infiltration.

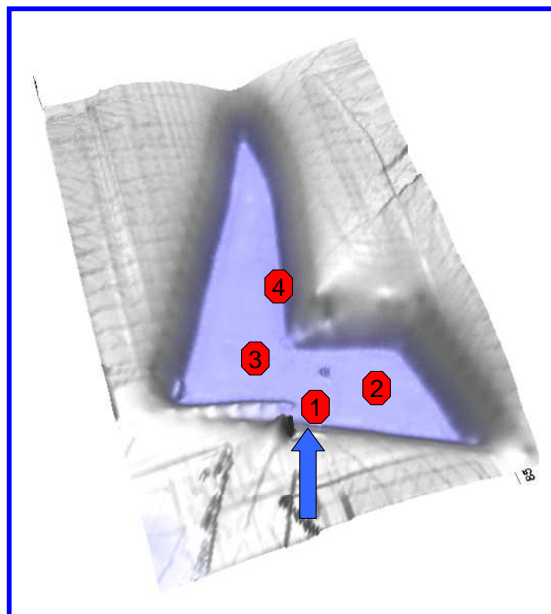


FIGURE 18 : MNT en 3 dimensions de l'ouvrage d'infiltration et emplacement des 4 capteurs de hauteur d'eau. Le capteur 1 (installé en avril 2005) se situe au niveau de l'entrée d'eau, le capteur 2 (installé en avril 2005) et le capteur 3 (installé en août 2005) se trouvent au milieu de l'ouvrage et le capteur 4 (installé en septembre 2005) est le plus éloigné de l'entrée et est localisé au point bas (Thèse Sébastien Le Coustumer, 2008).

Le TABLEAU 6 présente les données mesurées en continu en surface du bassin d'infiltration dans le cadre de l'OTHU. Il s'agit des hauteurs d'eau mesurées avec un pas temps de 2 minutes par quatre capteurs piézorésistifs localisés sur la FIGURE 18. Les données mesurées à l'entrée du bassin d'infiltration sont données au paragraphe 2.3.1.

### Dans la zone non saturée

MESURE	INSTRUMENTATION	N	PAS DE TEMPS
Teneur en eau	sondes TDR	6	1 minute

TABLEAU 7 : mesures de la teneur en eau de la zone non saturée du bassin d'infiltration.

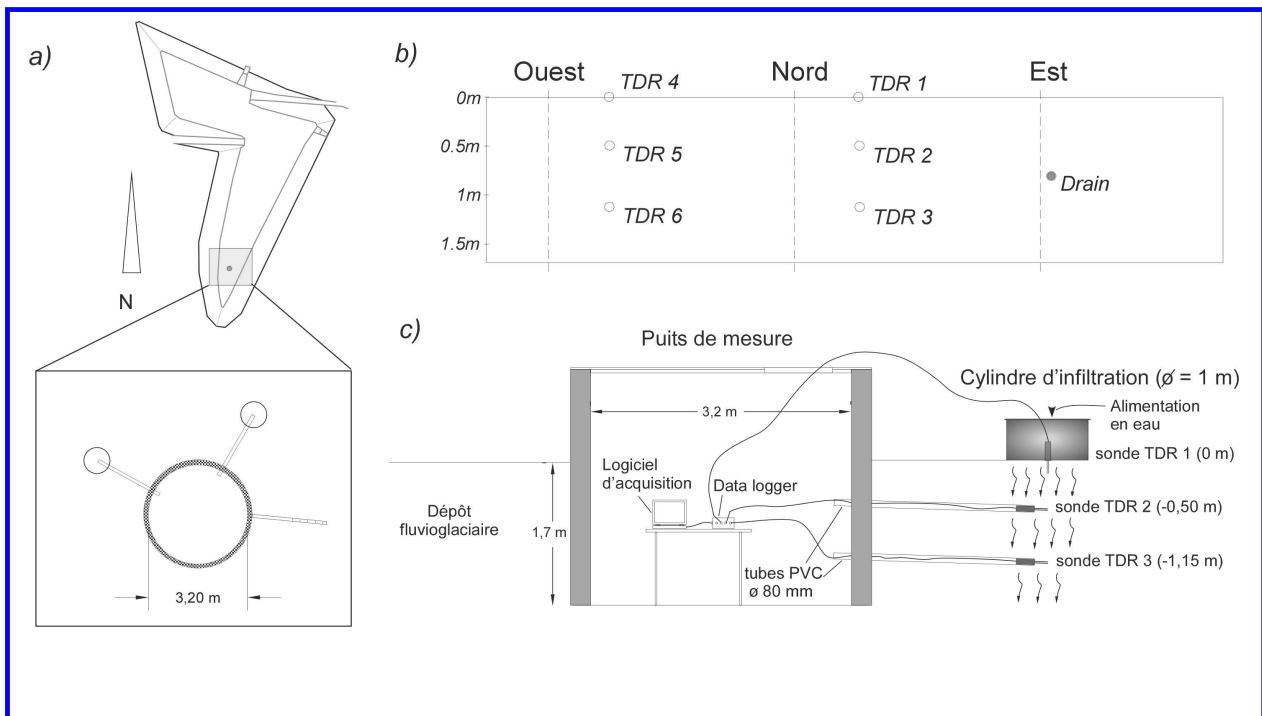


FIGURE 19 : a) localisation du puits expérimental au sud du bassin d'infiltration, b) positionnement des 6 sondes TDR mesurant les variations de la teneur volumique en eau dans la zone non-saturée, c) schéma du dispositif d'acquisition dans le cadre d'un essai d'infiltration réalisé en surface du bassin.

Le TABLEAU 7 présente les données mesurées en continu dans la zone non-saturée du bassin d'infiltration, à proximité du puits expérimental. Il s'agit de la *teneur volumique en eau*, mesurée par sondes

TDR<sup>16</sup> en surface et à 2 profondeurs (0.5 et 1.15 m) sous la surface du bassin d'infiltration (FIGURE 19). Les variations de la *teneur en eau* ont été mesurées en continu avec un pas de temps de 1 minute du 30 avril au 23 juillet 2007.

Le dispositif de mesure est présenté sur la FIGURE 19c. Les sondes placées à 0.5 et 1.15 m de profondeur sont insérées en bout des tubes PVC subhorizontaux foncés par méthode ODEX dans le dépôt fluvioglaaciaire (pas de déstructuration du dépôt) à une distance de 2 m du puits de mesure (Winiarski *et al.*, 2004). Le bout des tubes est constitué d'un manchon de sables graveleux, constitué à partir du tamisat à 5mm du dépôt fluvioglaaciaire prélevé lors de la mise en place des tubes PVC. L'utilisation d'un matériau tamisé permet d'assurer un meilleur contact entre les électrodes des sondes TDR et le dépôt fluvioglaaciaire. Les mesures de teneurs en eau sont effectuées simultanément par les six sondes.

### Dans la zone saturée

Le TABLEAU 8 présente les données mesurées par des sondes multi-paramètres dans le cadre de l'OTHU à 1, 2, 3, 4, 5 m de profondeur sous le toit de la nappe sous jacente au bassin d'infiltration. Le pas de temps de mesure est de 1 heure. Les données recueillies permettent d'identifier la dynamique spatiotemporelle de l'eau d'infiltration arrivant dans la nappe.

Mesure	Précision
Hauteur de la nappe	± 1 cm
O <sub>2</sub>	± 0.2 mg l <sup>-1</sup>
pH	± 0.2 unité par pH
Eh	Pas précis
T	± 0.2 °C
Conductivité électrique	±15 micro siemens

**TABLEAU 8** : mesures en continu pour chaque sonde des *hauteur de la nappe, oxygène dissous, pH, potentiel redox, température et conductivité électrique* de la zone saturée sous le bassin d'infiltration. Les données sont recueillies à 5 profondeurs dans la zone saturée par sondes multi-paramètres placées dans des piézomètres.

<sup>16</sup> **TIME DOMAIN REFLECTOMETRY** : Les sondes TDR utilisées sont des sondes TRIME EZ de la société IMKO GmbH (Ettlingen, Allemagne). Ces sondes ont préalablement été étalonnées par la société IMKO. L'acquisition est assurée par un data logger IMKO TRIME-Logger, piloté par le logiciel TrimeLog installé sur un ordinateur portable (paramétrage du data-logger, recueil des données enregistrées sur le logger). La capacité de stockage du data-logger permet de réaliser des mesures sur plusieurs semaines consécutives.

## DESCRIPTION DU BASSIN D'INFILTRATION ETUDIE

Le bassin d'infiltration étudié, à une surface d'infiltration d'environ 1 ha. Il a été creusé dans des alluvions dépôt fluvioglaciales (Goutaland et al., 2008). Ce sol est très peu organique et constitué en partie de carbonates de calcium (25 %), qui joue le rôle de tampon et rend le sol sous le bassin légèrement basique avec un effet fort sur le piégeage des métaux dissous. La pente moyenne du bassin est d'environ  $0.004 \text{ m m}^{-1}$ . La nappe phréatique alluviale se situe à une profondeur de 13 m sous la surface infiltrant du bassin. La *conductivité hydraulique saturée* moyenne varie entre 605 à 780  $\text{m jour}^{-1}$  (BURGEAP, 1995, 2001) qui est typique pour des sols graviers-sableux (Boeker et van Grondelle, 1995). Barraud et al., (2002) ont fait une analyse granulométrique à partir d'échantillons collectés tous les mètres. Ces auteurs ont montré que cette couche fluvio-glaciaire est composée majoritairement de matériaux grossiers qui, malgré leur hétérogénéité spatiale, à une bonne homogénéité des différentes fractions jusqu'à une profondeur de 26 m (TABLEAU 9). Les très faibles fractions sableuse et fine limitent le transport de l'eau par capillarité. L'écoulement est principalement gravitaire. La différence d'altitude entre le point haut de l'ouvrage situé au niveau de l'arrivée d'eau (point 1 sur la FIGURE 18) et le point bas de l'ouvrage est de 60 cm (point 4 de la FIGURE 18). Le rapport entre la taille de l'ouvrage d'infiltration et la surface imperméabilisée du bassin versant est d'environ 0.6 %. La récapitulation des propriétés du bassin est montrée en TABLEAU 10.

Propriété	Pourcentage	Diamètre
Graves	30%	>20 mm
Graviers	45%	20- 2 mm
Sable grossier	20%	2 - 0.2 mm
Sable fin	5%	0.2-0.08 mm

TABLEAU 9 : Analyse granulométrique du bassin d'infiltration (Barraud et al., 2002)

Propriété	Estimation	Littérature
Conductivité hydraulique saturée	605 à 780 $\text{m jour}^{-1}$	BURGEAP, 1995
	43 $\text{m jour}^{-1}$	Barraud et al., 2002
Profondeur à la nappe	13 m	
Pente moyenne	$0.004 \text{ m m}^{-1}$	
Débit entrant maximal	$\text{m}^3 \text{ s}^{-1}$	
Infiltration maximale	$\text{m}^3 \text{ m}^2 \text{ s}^{-1}$	
Surface maximale d'infiltration	12 200 $\text{m}^2$	Bardin & Barraud, 2004
Hauteur maximal	2.83 m	
Volume de stockage	68 000 $\text{m}^3$	Bardin & Barraud, 2004

TABLEAU 10: différentes caractéristiques du bassin d'infiltration. (Bardin & Barraud, 2004).



## ÉCHELLE DE L'OUVRAGE, UNE ETUDE GLOBALE

### Étude de l'évolution du colmatage en surface

Les recherches à l'échelle de l'ouvrage sont notamment effectuées par l'INSA de Lyon qui a comme mission de réaliser un suivi de l'évolution globale du bassin d'infiltration grâce aux mesures collectées en continu (TABLEAU 6). Un des problèmes importants étudié est le colmatage de la surface du bassin. En effet, comme nous l'avons présenté en introduction, le bassin peut se colmater régulièrement à cause des particules fines apportées par les eaux de ruissellement. Une couche de sédiments se forme alors à la surface et altère le bon fonctionnement hydrodynamique, influençant en même la migration de particules chargées en polluants vers la nappe. L'INSA de Lyon travaille notamment directement sur les questions des gestionnaires qui portent sur :

- l'évolution du colmatage en relation avec le dépôt de sédiments ;
- estimation de la rapidité avec laquelle le colmatage se produit afin de mieux gérer la stratégie et les coûts liés à la maintenance ;
- l'évaluation de l'efficacité d'un ouvrage d'infiltration pour piéger la pollution particulaire ;
- l'intervalle de temps de curage du bassin afin que le taux de pollution qui passe dans la nappe soit acceptable.

### Approche pour répondre aux questions des gestionnaires

Pour répondre aux questions des gestionnaires, INSA travaille sur la modélisation de l'impact sur l'infiltration de la couche de sédiment au fond du bassin d'infiltration (degré de colmatage) [MODELE C de la FIGURE 2]. Cette étude est fondée sur le modèle de Bouwer (2002). Les paramètres hydrodynamiques de surface évoluent dans le temps après chaque événement pluvieux. Chaque arrivée d'eau apporte une nouvelle couche de sédiments réduisant ainsi la *conductivité hydraulique de la surface du bassin* ( $K_s$ ). Prédire l'évolution de  $K_s$  dans le temps est un problème fort complexe dû à plusieurs facteurs également étudiés à l'ENTPE et à l'Université LYON 1 :

- les *sédiments organiques* peuvent induire une forte *hydrophobicité* (Lassabatère et al., 2007), en particulier ceux-ci sont préalablement secs, réduisant l'infiltrabilité de manière significative ;
- l'*hydrophobicité* dépend des propriétés physico-chimiques des sédiments (plantes, micro-organismes, bactéries) ;
- la bioturbation des invertébrés peut en certains cas augmenter l'infiltration (paragraphe 2.4.5.2);
- la grande variabilité de distributions des sédiments dans les bassins d'infiltration induit une variabilité importante de processus de surface dans le bassin.

L'INSA travaille pour mettre en relation  $K_s$  et les variables suivantes :

- le volume d'eau écoulé entre deux événements pluvieux et le volume d'eau cumulé ;

- la masse de MES apportée à l'ouvrage entre deux événements pluvieux et la masse cumulée après un décolmatage ;
- la masse de DCO apportée à l'ouvrage entre deux événements pluvieux et la masse cumulée après un décolmatage.

De mauvaises corrélations ont été trouvées entre  $K_f$  et les différents paramètres ci-dessus ; elles sont dues à la complexité des processus énoncés. Une thèse de doctorat à l'INSA a été initiée afin de répondre à cette problématique. Un autre problème est que le temps de collecte de données depuis la réhabilitation du bassin de décantation est trop court (3 ans) pour tirer des conclusions fiables. Dans ce chapitre l'évolution temporelle de  $K_f$  ne sera pas discutée.

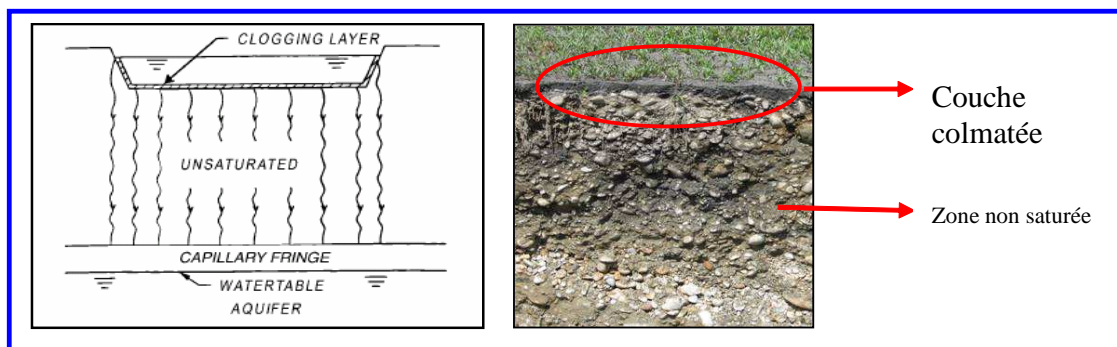
La méthode mise en œuvre par l'INSA pour suivre l'évolution de  $K_f$  après chaque événement pluvieux consiste à étudier chaque remplissage du bassin, puis à suivre dans le temps une variation globale de cette grandeur.

La résistance hydraulique est estimée à l'aide du modèle [Bouwer \(2002\)](#). La méthode de [Bouwer \(2002\)](#) a un avantage pour suivre l'évolution temporelle de l'infiltrabilité (la perméabilité) : elle donne une vision intégrée du comportement global du bassin.

### Modèle de BOUWER

Les hypothèses du modèle de [Bouwer \(1969\)](#) sont les suivantes :

- La couche colmatée doit avoir une *conductivité hydraulique* faible devant la conductivité hydraulique du sol sous-jacent (voir [FIGURE 20](#)).
- Le sol sous-jacent est non saturé. Dans ce cas, l'écoulement dans la couche non saturée du sol sera seulement dû à la gravité et au gradient hydraulique égal à 1. La charge de pression est supposée constante dans la zone non saturée.



**FIGURE 20** : Infiltration dans le cas d'un bassin colmaté ([Bouwer, 2002](#)).

Le modèle de [Bouwer \(1969\)](#) peut s'appliquer au cas des bassins d'infiltration. En effet, [Lassabatere et al. \(2007\)](#) ont montré que  $K_f$  de la couche de sédiments est 50 fois plus faible que la couche sous-jacente.

Le modèle de Bouwer donne une relation entre le débit d'infiltration et la hauteur d'eau dans le bassin. Ce modèle est fondé sur la loi de Darcy pour le système de la FIGURE 20 avec les hypothèses mentionnées. Cette relation est de la forme :

$$\text{Eq. 3} \quad Q_{\text{bouwer}} = K_c \frac{h_o + e - h_{cr}}{e} S(h_o)$$

Avec  $Q_{\text{bouwer}}$  ( $L^3 T^{-1}$ ) le débit d'infiltration modélisé,  $K_c$  ( $L T^{-1}$ ) la conductivité hydraulique de la couche colmatée,  $h_o$  (L) la hauteur d'eau dans le bassin,  $e$  (L) l'épaisseur de la couche colmatée et  $h_{cr}$  la charge de pression (L) dans la zone non saturée dont il existe des valeurs guides pour différents types de sol (Bouwer, 2002). Pour une grave sableuse  $h_{cr}$  peut être prise égale à -0.10 m (Perrodin et al., 2005).  $S(h_o)$  la surface d'infiltration ( $L^2$ ) dans le bassin.

$S(h_o)$  est calculé à partir des mesures d'hauteur d'eau. Ces mesures sont reportées sur un modèle numérique de terrain (MNT) obtenu à l'aide d'un GPS différentiel, référencé par rapport aux cotes exactes des sondes piézo-résistives. A partir des données topographiques, on peut calculer une équation de stockage entre la hauteur d'eau dans le bassin et le volume. La relation entre hauteur d'eau et la surface d'infiltration est donné en FIGURE 21.

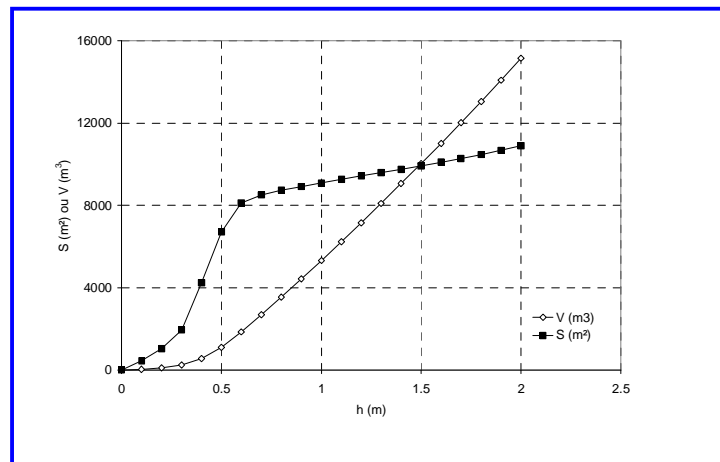


FIGURE 21 : Relation surface infiltrée et volume et fonction de la hauteur d'eau dans l'ouvrage (Thèse Sébastien Le Coustumer)

En supposant une couche colmatée de faible épaisseur, par exemple pas plus de 1cm, par rapport à la hauteur d'eau dans le bassin, l'Eq. 1 peut être simplifiée en :

$$\text{Eq. 4} \quad Q_{\text{bouwer}} = K_c \frac{h_o - h_{cr}}{e} S(h_o) = \frac{h_o - h_{cr}}{R} S(h_o)$$

Le paramètre  $R = e/K_c$  [T] représente la résistance hydraulique de la couche de surface du bassin d'infiltration.

Pour ajuster  $R$  pour chaque événement pluvieux, il est nécessaire de connaître le débit infiltré « mesuré »  $Q_{inf}(t)$ . Ce débit est déduit de l'équation de continuité :

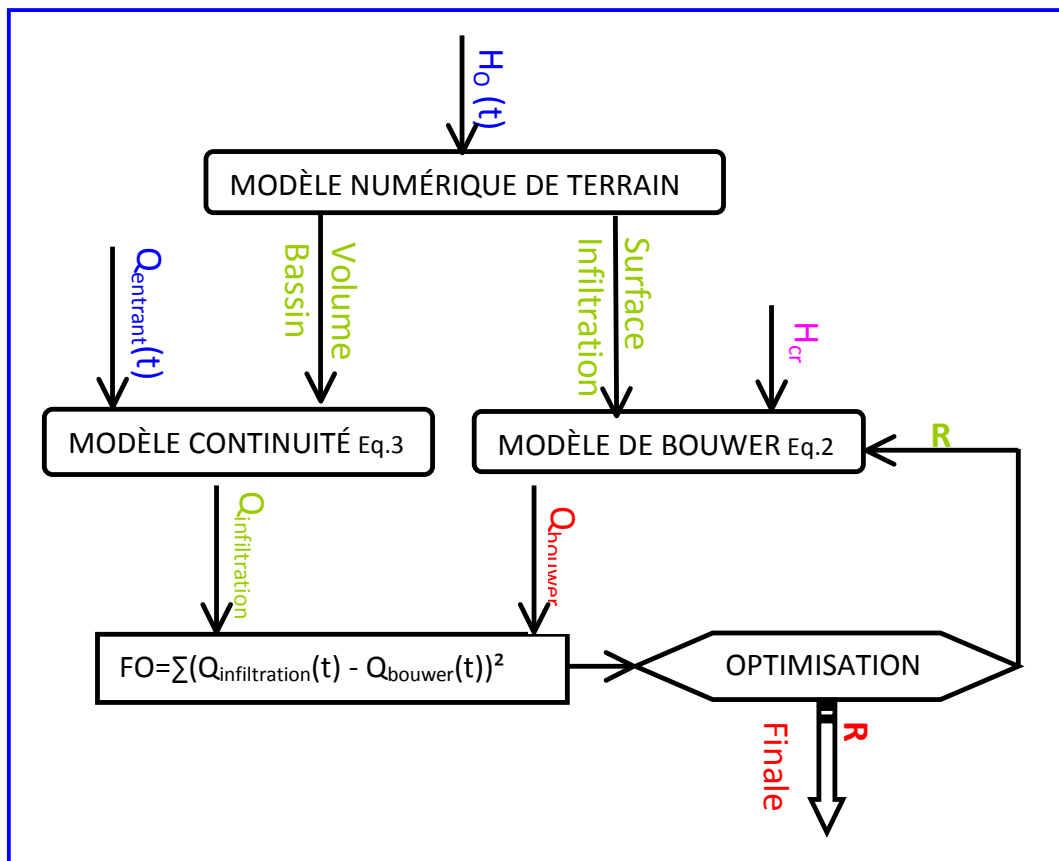
$$\text{Eq. 5} \quad Q_{inf}(t) = Q_e(t) - \frac{dV[h_o(t)]}{dt}$$

Où  $Q_e(t)$  ( $L^3 T^{-1}$ ) représente la mesure du débit entrant dans le bassin d'infiltration,  $V[h(t)]$  le volume stocké ( $L^3$ ) à l'instant  $t$  dépendant de la hauteur  $h_o$ . Le volume stocké est déduit du MNT et de  $S(h_o)$ . La relation entre hauteur d'eau et volume stocké est donné en FIGURE 21.

La résistance hydraulique est alors optimisée par la méthode des moindres carrés en minimisant la fonction objective (FO) suivante :

$$\text{Eq. 6} \quad FO = \sum_{i=1}^n (Q_{inf_i} - Q_{bouwer_i})^2 = \sum_{i=1}^n \left[ Q_{inf_i} - \frac{h_i - h_{cr}}{R} \cdot S(h_i) \right]^2$$

Avec  $n$  le nombre de points de mesure.



**FIGURE 22 :** Organigramme du modèle de Bouwer appliqué sur le bassin d'infiltration. En bleu sont indiquées les données d'entrée, en violet sont donnés les paramètres, et en vert les sorties intermédiaires du modèle. Le résultat final est indiqué en rouge.

La résistance  $R$  est ensuite corrigée en fonction de la température de l'eau. La méthode utilisée pour déduire  $R$  est résumé dans le schéma FIGURE 22.

## Résultat de la modélisation avec BOUWER

### Corrélation entre débit mesuré et simulé

On remarque généralement une bonne corrélation entre le débit mesuré et le débit simulé ( $r^2$  moyen = 0.92,  $\sigma = 0.08$  pour  $n=50$ ). Un exemple d'ajustement est présenté en FIGURE 23, avec à gauche le débit simulé en fonction du débit infiltré et à droite l'évolution de ces débits en fonction du temps. Le modèle de Bouwer semble être satisfaisant pour évaluer le comportement d'un ouvrage et représenter le débit d'infiltration dans la zone non saturée de celui-ci.

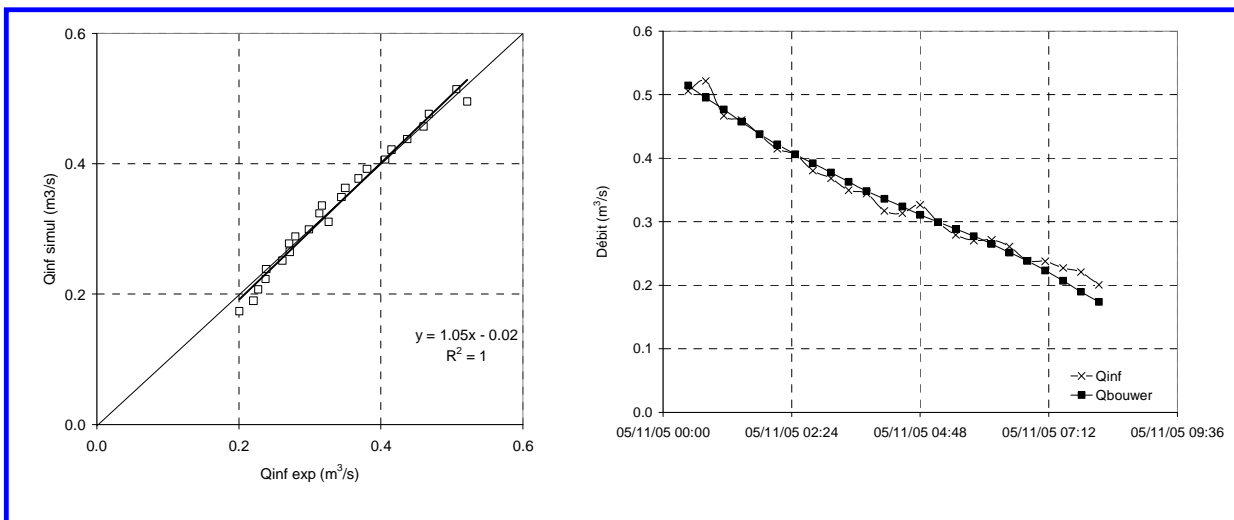
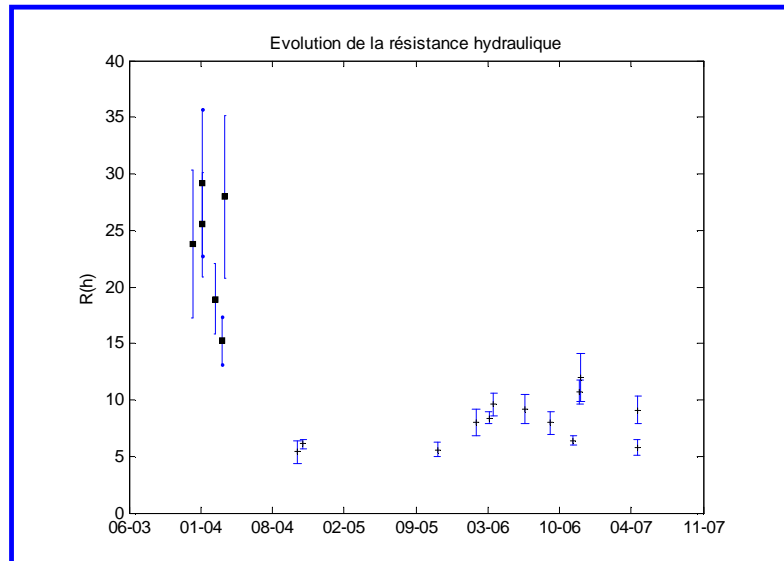


FIGURE 23 : Exemple de calage sur l'événement du 4 novembre 2005 (capteur 4) (Thèse Sébastien Le Coustumer).

### Evolution du paramètre de calage en fonction du temps

Entre décembre 2003 et jusqu'à fin mars 2004, l'ouvrage était colmaté. Les résultats d'optimisation sur cette période donnent des valeurs de  $R$  comprises entre 15.3 h à 29.2 h avec une valeur moyenne de 23.4 h et un coefficient de variation de 23% (pour  $n=6$ ). Ces valeurs élevées confirment que l'ouvrage présentait des signes importants de colmatage. Début avril 2004, l'ouvrage a été décolmaté, c'est-à-dire que les premiers centimètres de l'ouvrage ont été décapés. Ce décolmatage se traduit par une chute de la résistance hydraulique (respectivement une augmentation de la conductivité hydraulique) dans les mois suivant cette opération. Entre avril 2004 et novembre 2005, la résistance hydraulique moyenne est de 5.7 h avec un coefficient de variation de 7 % ( $n=3$ ).



**FIGURE 24 :** Évolution de la résistance hydraulique en fonction du temps (Thèse Sébastien Le Coustumer).

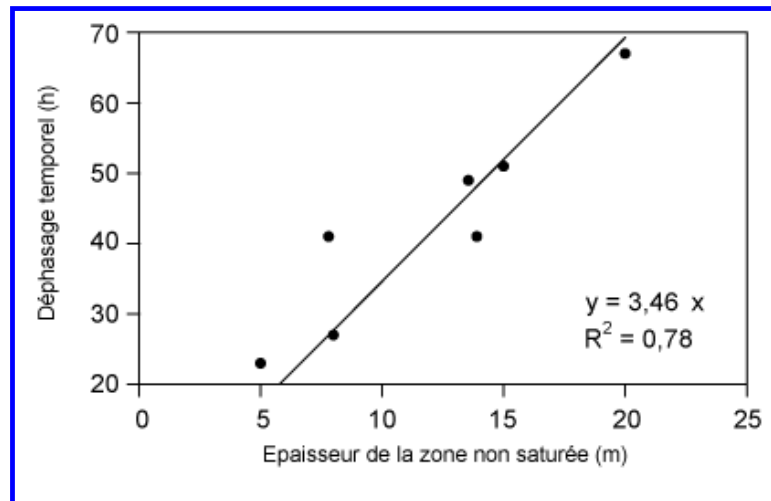
Après le décolmatage la résistance a donc globalement augmenté. Cependant il ne semble pas y avoir de tendance claire pour l'évolution de la résistance hydraulique avec le temps et les dernières valeurs sont encore très faibles par rapport aux valeurs avant décolmatage. Après trois ans et demi de fonctionnement de l'ouvrage on peut donc conclure qu'il semble encore fonctionner correctement.

En conclusion le modèle de Bouwer est un outil simple mais fiable pour quantifier la dégradation de l'infiltration. Cependant, l'ajustement du modèle (estimation de  $R$  à chaque épisode) ne permet pas de considérer les différences de conditions initiales. Il reste à résoudre le problème du paramètre  $h_{cr}$  qui varie également en fonction des mêmes conditions initiales.

### Estimation indirecte des temps de transfert vers la nappe

Actuellement, le **MODELE E** (FIGURE 2) permet d'évaluer le temps de transfert de l'eau depuis la surface du bassin d'infiltration jusqu'à la nappe. Cette détermination est réalisée par analyse corrélatrice croisée des chroniques de débit d'eau à l'entrée du bassin d'infiltration (ou les chroniques de pluie) et des chroniques de conductivité électrique des eaux de nappe. Le pas de temps retenu est d'une heure et les analyses ont été réalisées sur un total de 7 bassins d'infiltration pour lesquels nous disposons de chroniques de données suffisamment longues ( $> 6$  mois). Les 7 bassins d'infiltration sélectionnés sont situés dans des sites dont l'épaisseur de la zone non saturée (ZNS) varie de 5 à 20 m. La conductivité électrique des eaux de ruissellement pluvial étant généralement bien plus faible (i.e.  $150 \mu\text{S}/\text{cm}$ ) que celle des eaux souterraines ( $> 500 \mu\text{S}/\text{cm}$ ), la conductivité électrique est un excellent traceur qui permet de déceler toute intrusion d'eau de ruissellement pluvial dans la nappe à l'aplomb des bassins. Le décalage temporel observé entre le pic « haut » de pluie et le pic « bas » de conductivité électrique dans

la nappe à l'aplomb des bassins permet d'estimer le temps de transfert moyen de l'eau pluvial entre le bassin et la nappe. A perméabilité constante, ce temps de transfert devrait augmenter avec l'épaisseur de la ZNS. Les résultats montrent effectivement que le décalage temporel observé (en h) entre les pics de pluie et de conductivité augmente linéairement avec l'épaisseur de la ZNS (Figure 25). La relation obtenue indique que la vitesse verticale de pore pour l'eau dans la zone non saturée est de l'ordre de 0,3 m par heure.



**FIGURE 25 :** Relation entre le déphasage temporel (en heures) entre le pic de pluie et le pic de conductivité des eaux de nappe à l'aplomb des bassins et l'épaisseur de la zone non saturée. La relation est établie à partir de chroniques de données (> 6 mois) collectées sur 7 bassins d'infiltration de l'agglomération lyonnaise (Malard *et al.*, pas publié)

## ÉCHELLE MACROSCOPIQUE DES MECANISMES ELEMENTAIRES

Ce chapitre s'intéresse particulièrement aux travaux de modélisation des processus hydrodynamiques à l'échelle macroscopique de l'ouvrage d'infiltration. Le but est de présenter l'avancement à ce jour des connaissances sur les processus hydrodynamiques en milieu hétérogène. La connaissance de processus d'écoulement dans un tel milieu, et à cette échelle, permettra de mieux comprendre et de modéliser les flux de polluants (paragraphe 2.2.1.1) jusqu'à la nappe. Les différentes études présentées sont :

- L'impact de l'hétérogénéité hydrodynamique sur les flux d'écoulement non-saturés ; étude menée par l'ENTPE (paragraphe 2.4.5.1);
- L'impact des organismes vivants sur les propriétés hydrodynamiques avec des essais en colonne ; étude menée par l'Université LYON 1 (paragraphe 2.4.5.2).

### Impact de l'hétérogénéité hydrodynamique sur les flux d'écoulement non-saturés au niveau d'une parcelle du bassin d'infiltration

Dans des bassins d'infiltration ayant un sous-sol *hétérogène* (paragraphe 2.4.1), l'impact des eaux pluviales chargées en contaminants (paragraphe 2.2.1) sur la nappe phréatique est encore mal connu (Winiarski et al., 2006). L'évaluation de cet impact passe par une meilleure connaissance de l'organisation structurale de la zone non-saturée sous-jacente aux bassins d'infiltration. L'hétérogénéité associée à cette organisation structurale peut causer un transfert hétérogène (à des vitesses différentes) des polluants en profondeur (paragraphe 2.4.1.2.1) (Anderson, 1989). Par exemple, Winiarski et al. (2006) ont caractérisé une distribution hétérogène à l'échelle métrique des concentrations en métaux lourds (Pb, Cd, Cu) en profondeur sous le bassin d'infiltration étudié.

La modélisation des mécanismes de transfert de contaminants requiert au préalable une compréhension des champs d'écoulement tridimensionnels estimés à une échelle locale. Pour cela une connaissance de la répartition spatiale des propriétés *hydrodynamiques* en 3D doit être connue (modèle *hydrostratigraphique*). La caractérisation des propriétés *hydrodynamiques* en 3D du bassin d'infiltration requiert une approche multidisciplinaire, couplant la *sédimentologie*, la *géophysique* et la physique des sols non saturés. Cette approche est couramment appelée *hydrogéophysique en zone non-saturée* (Huggenberger et al., 1994). Les différentes étapes de cette approche sont présentées dans le paragraphe suivant.

### Les différentes étapes de l'approche hydrogéophysique en zone non-saturée

La connaissance des mécanismes d'écoulement est un préalable à la compréhension des mécanismes de transfert de polluants à une échelle fine (Winiarski et al., 2006). Or, les méthodes *géophysiques* (e.g. le radar géologique et la résistivité électrique) permettent de reconnaître les principales structures sédimentaires, mais ne permettent pas de connaître directement les unités texturales,



auxquelles sont associées des propriétés hydrodynamiques homogènes. Afin d'atteindre cette résolution, les profils *géophysiques* mesurés doivent être d'abord confrontés à une description *sédimentologique* visuelle. Une étude détaillée a été conduite à l'ENTPE, avec la confrontation des profils géophysiques et l'observation de parois de tranchées réalisées dans le bassin d'infiltration. Ceci conduit à une relation entre les signaux géophysiques et les structures sédimentaires. La typologie de signaux géophysiques établie permet d'interpréter l'architecture hétérogène dans des zones du bassin dont la structure sédimentaire n'est pas encore connue. Cette approche mixte est détaillée ci-dessous.

#### ETAPE 1 : détermination des éléments architecturaux et des lithofaciès des tranchées

L'étude *sédimentologique* des parois des tranchées permet de caractériser les grandes *unités structurales* du dépôt fluvioglacière, appelées *éléments architecturaux* (FIGURE 26a). Ces unités se décomposent en sous-unités lithologiques, correspondant chacune à une phase homogène de transport et de dépôt, qui explique une homogénéité de la distribution granulométrique. Ces sous-unités lithologiques sont appelées *lithofaciès*. Les *éléments architecturaux* correspondent donc à des assemblages de *lithofaciès*.

L'étude *géophysique* permet de reconnaître les principaux éléments architecturaux. Chaque élément architectural est notamment associé à une configuration particulière des « réflecteurs radar » (FIGURE 26b). Les *lithofaciès* ne sont pas directement caractérisés sur les profils géophysiques. L'étude sédimentologique préliminaire permet cependant de donner une interprétation de la répartition interne des lithofaciès au sein des éléments architecturaux (comparer FIGURE 26 a et b).

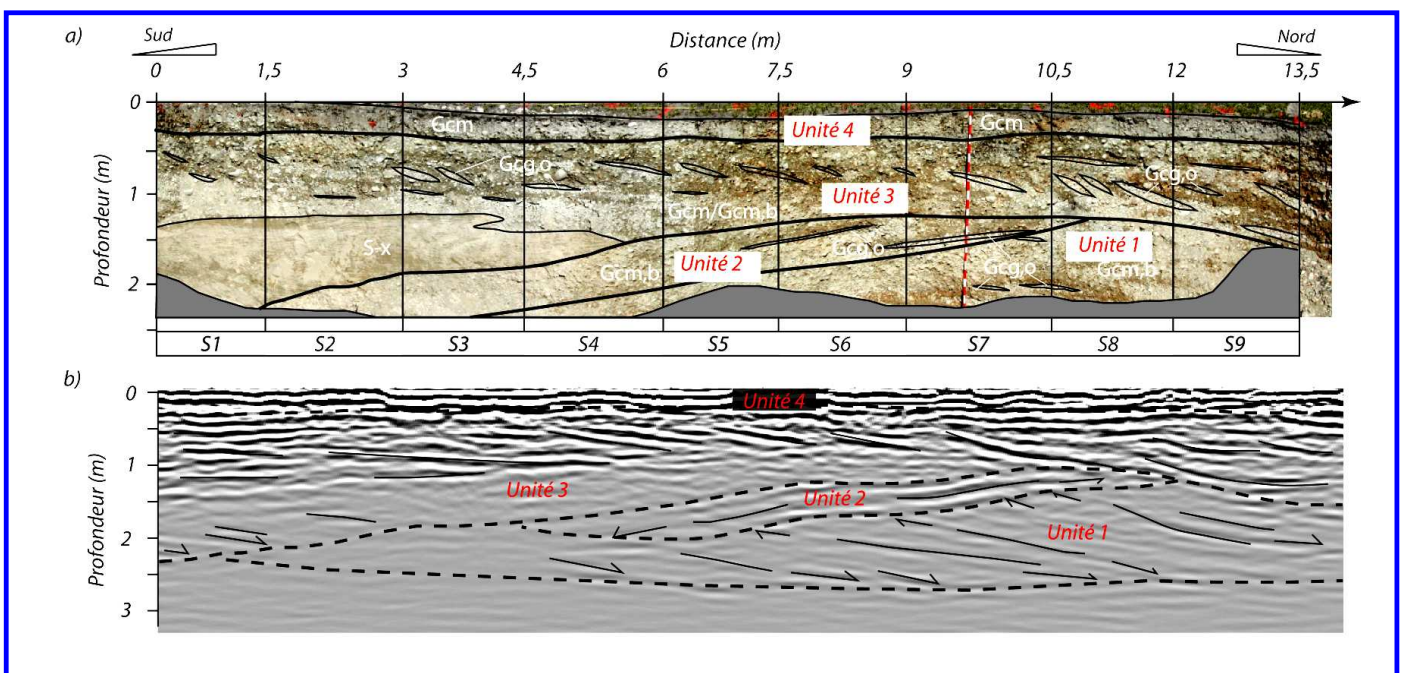


FIGURE 26 : a) description des éléments architecturaux et des lithofaciès sur une paroi d'excavation; b) caractérisation géophysique par radar géologique (Thèse David Goutaland, 2008).

## ETAPE 2 : détermination des hydrofaciès

Pour modéliser les écoulements en zone non saturée, la connaissance de la répartition des propriétés hydrodynamiques est nécessaire. Les unités sédimentaires ayant des propriétés hydrodynamiques homogènes sont appelées *hydrofaciès*. Dans l'étude présentée, les *hydrofaciès* correspondent au *lithofaciès*, qui d'un point de vue de l'écoulement de l'eau ont un comportement similaire. Quatre *hydrofaciès* ont été distingués (TABLEAU 11). Les propriétés hydrodynamiques de ces 4 *hydrofaciès* ont été déterminées *in situ* par des essais d'infiltration, brièvement décrits ci-dessous.

Les données d'entrée des modèles d'écoulement non-saturé correspondent pour chaque *hydrofaciès* aux courbes de rétention capillaire  $h(\theta)$  et de conductivité hydraulique  $K(\theta)$  déterminées par méthode BEST (**B**eerkan **E**stimation of **S**oil **T**ransfer parameters), utilisant les résultats d'essai d'infiltration Beerkan ([Lassabatère et al. 2006](#)). Les caractéristiques hydrodynamiques  $h(\theta)$  et  $K(\theta)$  sont modélisés respectivement par les relations de van Genuchten avec la condition de Burdine (Eq. 7) et de Brooks et Corey (Eq. 8) :

$$\text{Eq. 7} \quad \frac{\theta - \theta_r}{\theta_s - \theta_r} = \left[ 1 + \left( \frac{h}{h_g} \right)^n \right]^{-m} \quad m = 1 - \frac{2}{n}$$

$$\text{Eq. 8} \quad \frac{K(\theta)}{K_s} = \left( \frac{\theta - \theta_r}{\theta_s - \theta_r} \right)^\eta$$

où  $\theta$  est la teneur volumique en eau,  $h$  la pression capillaire,  $\theta_s$  et  $\theta_r$  sont respectivement les teneurs volumiques en eau à saturation et résiduelle,  $K_s$  la conductivité hydraulique saturée,  $h_g$  le paramètre d'échelle de la courbe de rétention d'eau,  $m$ ,  $n$  et  $\eta$  des paramètres de forme de ces relations analytiques. La teneur volumique en eau résiduelle  $\theta_r$  est considérée nulle. Les paramètres  $m$  et  $n$  sont reliés par la condition de Burdine. Les deux courbes caractéristiques sont donc entièrement décrites par 2 paramètres de forme ( $m$  ou  $n$ , et  $\eta$ ) et 3 paramètres d'échelle ( $h_g$ ,  $K_s$ ,  $\theta_s$ ).

Les paramètres de forme, dépendant principalement de la texture du dépôt, sont estimés à partir de la courbe de *distribution granulométrique* et de la *porosité*. Les paramètres d'échelle dépendent de la structure du dépôt et sont déterminés à partir de la courbe expérimentale d'infiltration mesurée par essai Beerkan. Les courbes  $h(\theta)$  et  $K(\theta)$  des 4 *hydrofaciès* considérés sont décrites dans la FIGURE 26.

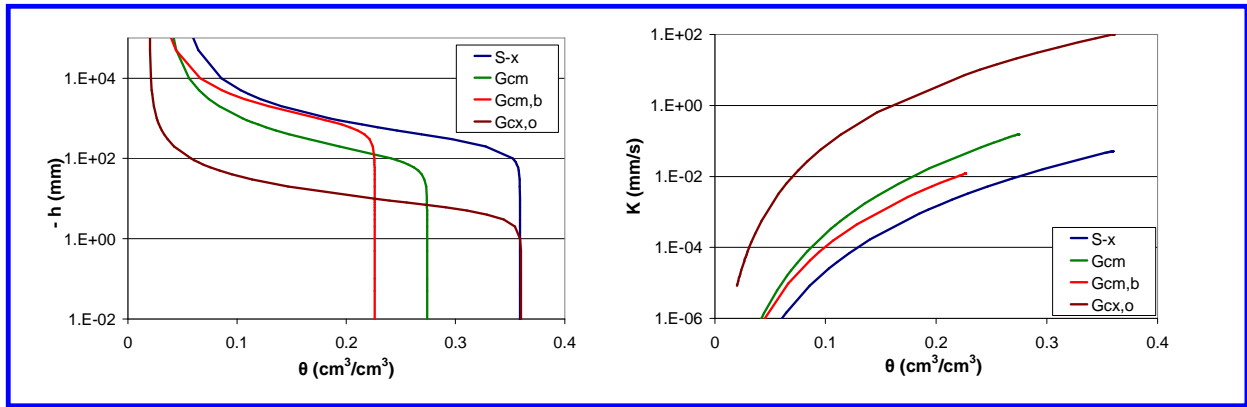


FIGURE 27 : a) courbes de rétention capillaire  $h(\theta)$  et b) courbes de conductivité hydraulique  $K(\theta)$  pour les quatre hydrofaciès présents sous le bassin d'infiltration (TABLEAU 11) (Thèse David Goutaland, 2008).

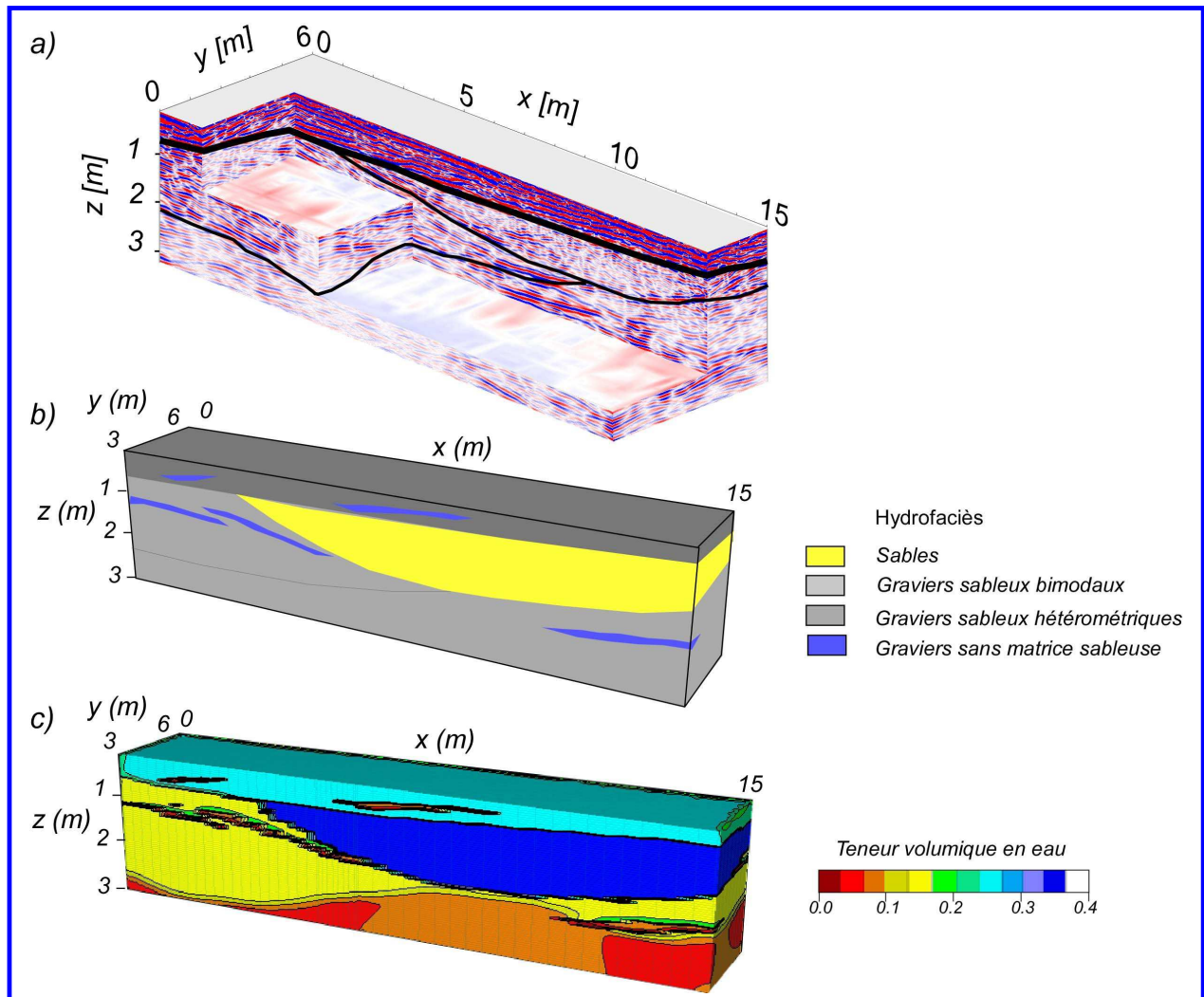


FIGURE 28 : (a) bloc pseudo-3D des profils radar et profil de résistivité électrique ; (b) modèle hydrostratigraphique interprétatif en deux dimensions associé. Les différents symboles des faciès sont décrits dans le TABLEAU 11. (c) modélisation de la teneur en eau avec HYDRUS.

FACIÈS	GRANULOMÉTRIE	GENESEE	PHOTO	LITHOLOGIE
<b>SABLES</b> <i>S-x</i>	<ul style="list-style-type: none"> <li>◆ sables moyens</li> <li>◆ sans matrice silteuse ou argileuse</li> <li>◆ pauvrement à bien classés</li> </ul>	faible régime d'écoulement		
<b>GRAVIERS SABLEUX HETEROMETRIQUES</b> <i>Gcm</i>	<ul style="list-style-type: none"> <li>◆ fraction de graviers prépondérante (85%)</li> <li>◆ granulométrie étalée (sables fins à graviers grossiers)</li> </ul>	fort régime d'écoulement.		
<b>GRAVIERS SABLEUX BIMODAUX</b> <i>Gcm,b</i>	<ul style="list-style-type: none"> <li>◆ fraction de graviers prépondérante (70 à 85 %)</li> <li>◆ distribution granulométrique bimodale : un mode grossier (graviers moyens à grossiers) &amp; un mode sableux (matrice de sables moyens)</li> </ul>	migration de dunes de graviers		
<b>GRAVIERS SANS MATRICE SABLEUSE</b> <i>Gcx,0/Gcg,0</i>	<ul style="list-style-type: none"> <li>◆ fraction de graviers prépondérante (plus de 90 %)</li> <li>◆ taille centimétrique pour les éléments les plus grossiers</li> <li>◆ assez bien à bien classés</li> </ul>	migration de bancs et dunes de graviers		

**TABLEAU 11** : Typologie de lithofaciès du dépôt fluvioglaciaire sous-jacent au bassin d'infiltration. Le dépôt fluvioglaciaire est majoritairement constitué par les lithofaciès Gcm et Gcm,

### ETAPE 3, construction d'un modèle hydrostratigraphique

La modélisation des flux d'eau est réalisée à partir d'un modèle *hydrostratigraphique*, traduisant la répartition spatiale des 4 *hydrofaciès* décrits dans le TABLEAU 11. Chaque *hydrofaciès* est associé à des relations  $h(\theta)$  et  $k(\theta)$  décrites sur la FIGURE 26. La répartition spatiale des 4 *hydrofaciès* dans des zones du bassin dont la structure sédimentaire n'est pas encore connue a été déterminée en trois étapes.

La première étape consiste à déterminer les principaux éléments *architecturaux* à partir de mesures géophysiques réalisées dans la zone du bassin non encore explorée (FIGURE 28a). La deuxième étape consiste à utiliser la relation entre signaux géophysiques et structures sédimentaires définie à l'étape 1, afin de fournir une interprétation de la répartition des *lithofaciès*. Les *lithofaciès* sont ensuite reliés aux *hydrofaciès* de la (FIGURE 28b). La troisième étape c'est la construction du modèle *hydrostratigraphique*.

### ETAPE 4, modélisation des flux d'eau

L'évaluation de l'impact de la distribution hétérogène des *hydrofaciès* sur les flux requière une modélisation numérique 3D des écoulements en conditions non saturées. Pour cela le modèle *hydrostratigraphique* a été intégré dans le logiciel HYDRUS 3D (Simunek and al., 1999). HYDRUS est un modèle distribué à base physique, permettant la modélisation numérique d'écoulements tridimensionnels en milieu non saturé. La résolution numérique est faite par la méthode des éléments finis de l'équation de Richards. Il faut souligner que les modèles d'écoulement en milieu poreux non saturé sont difficiles à paramétrer, et par conséquent à résoudre numériquement, à cause, d'une part, de la forte non linéarité des caractéristiques hydrodynamiques (i. e. courbes de pression capillaire,  $h(\theta)$ , et de conductivité hydraulique,  $K(\theta)$ ), et, d'autre part, de la forme de type parabolique de l'équation d'écoulement.

Les différentes entrées et sorties du logiciel HYDRUS sont décrites ci-dessous :

#### CONDITION LIMITE EN SURFACE

**FLUX 1** : flux d'infiltration calculé à partir des hauteurs d'eau mesurées

**FLUX 2** : flux d'évaporation constant (mm jour<sup>-1</sup>)

#### CONDITION LIMITE SUR LES COTES

*Surfaces de suintement (écoulements latéraux en cas de saturation)*

#### CONDITION LIMITE EN PROFONDEUR

*Condition de drainage libre*

#### MAILLAGE

*18000 mailles triangulaires (meilleur compromis entre temps de calcul et précision des résultats)*

#### PARAMETRES POUR CHAQUE HYDROFACIES

$\theta_s$  : teneur volumique en eau à saturation (m<sup>3</sup> m<sup>-3</sup>) ;

$\theta_r$  : teneur volumique en eau résiduelle ( $\text{m}^3 \text{m}^{-3}$ ) ;  
 $h_g$  : paramètre d'échelle ( $\text{m}^{-1}$ ) ;  
 $K_s$  : conductivité hydraulique saturée ( $\text{m s}^{-1}$ ) ;  
 $n$  et  $\eta$  : paramètres de forme (-) ;

#### **SORTIE POUR CHAQUE NOEUD DU MAILLAGE, EN FONCTION DE L'ESPACE ET DU TEMPS**

$\theta$  : teneur volumique en eau en  $x, y, z, t$  ( $\text{m}^3 \text{m}^{-3}$ ) ;  
 $h$  : pression capillaire en  $x, y, z, t$  (m) ;  
 $q$  : flux d'eau en  $x, y, z, t$  ( $\text{m}^3 \text{h}^{-1}$ ).

#### ***Exemple d'application et résultat du modèle numérique***

Une étude de l'écoulement dans la zone non saturée a été conduite à l'aide d'HYDRUS pour le scénario suivant : le bassin est rempli initialement, et la condition initiale du sol est une valeur d'humidité élevée. Ce scénario correspond à la situation qui résulterait après un événement pluvieux précédé par une période courte de drainage entre l'événement en question et le précédent. La phase d'infiltration du volume d'eau apporté par l'événement pluvieux (i.e. de vidange du bassin) et la phase de drainage consécutive à cette infiltration ont été modélisées.

Cette étude a permis d'évaluer des types d'écoulement préférentiels générés par la répartition hétérogène des *hydrofaciès* du dépôt fluvioglacière. Les principaux résultats sont illustrés dans le TABLEAU 12. Les *hydrofaciès* de graviers sans matrice peuvent agir comme des chemins préférentiels pour l'écoulement, ou induire des effets de barrière capillaire conduisant à des flux latéraux. Cette hétérogénéité de l'écoulement est générée par l'hétérogénéité structurale du sol. Elle peut avoir un impact non négligeable sur les transports de polluants. Donc, toute modélisation de l'écoulement dans la zone non saturée d'un bassin d'infiltration (ayant une charge hydraulique importante) présentant une hétérogénéité sédimentaire doit pouvoir prendre en compte ces différents types d'écoulement préférentiel.

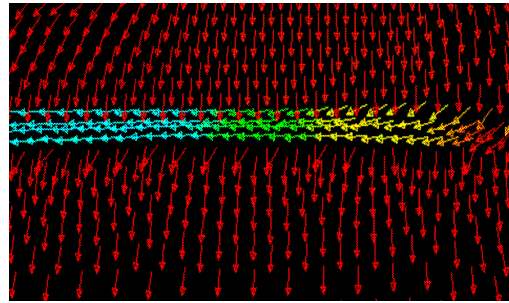
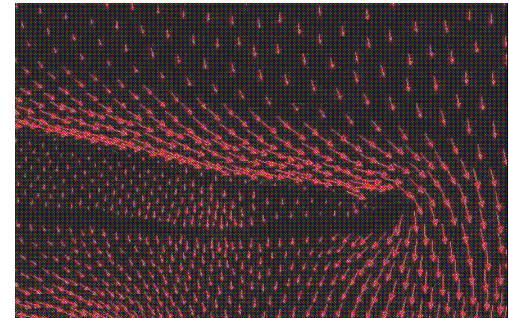
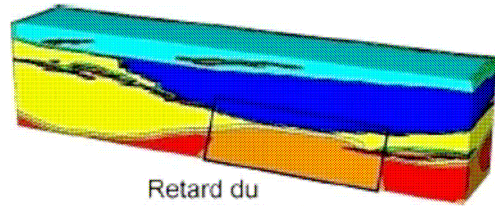
Échelle	Flux	Existence	Faciès	Explication	Illustration
ÉCHELLE HYDROFACIÈS	Drain	Etat hydrique proche de la saturation	Graviers sans matrice sableuse	Écoulement rapide et gravitaire, dû à la forte conductivité hydraulique saturée	
	Entonnoir	Différences de teneurs en eau entre deux lithofaciès	Interface entre une couche de granulométrie fine surmontant une couche de granulométrie grossière	En drainage la conductivité des graviers diminue plus vite que la conductivité des couches ayant une granulométrie plus fine engendrant une barrière capillaire (écoulement latéral)	
ÉCHELLE ARCHITECTURAUX	Matriciel	Tout	Sables moyens bien classés	La conductivité hydraulique à saturation est plus faible que celle des autres lithofaciès, ce qui engendre un retard de propagation du front d'infiltration.	

TABLEAU 12 : typologie non exhaustive d'écoulements préférentiels induits par l'hétérogénéité sédimentaire du dépôt fluvioglacière du bassin d'infiltration définie à partir de l'étude d'une parcelle élémentaire du bassin

## Essais en colonnes pour déterminer l'influence de la bioturbation par les invertébrés

Les sédiments fins transportés par le ruissellement et déposés dans les bassins d'infiltration (sédiments urbains), conduisent à un colmatage systématique des systèmes d'infiltration (Datry et al. 2003a). Datry et al. (2003a) ont montré que ces sédiments organiques fortement pollués (paragraphe 2.2.1) peuvent être colonisés par des invertébrés tels que des *oligochètes* ou des *larves de chironomes* (diptères). Par exemple, les populations en vers tubificidés retrouvés dans les sédiments « urbains » du bassin de Django Rheinhardt peuvent atteindre 20 000 individus au m<sup>2</sup> (Mermillod-Blondin et al., 2007). Ces organismes peuvent créer des *structures biogènes*<sup>17</sup> dans la couche sédimentaire (paragraphe 2.4.1.2.1), modifiant potentiellement ses caractéristiques physiques (perméabilité, porosité). Datry et al. (2003b) ont montré que les structures biogènes pouvaient occuper jusqu'à 16% du volume total d'une zone d'accumulation de sédiments urbains et, par conséquent, ils ont émis l'hypothèse que la *bioturbation*<sup>18</sup> pouvait dans certains cas augmenter l'infiltration (Mc Coy et al., 1994). En milieu aquatique, il a été montré par des travaux expérimentaux (ex : Nogaro et al., 2006, 2007) que la bioturbation pouvait stimuler :

- Les processus biogéochimique et la minéralisation de la matière organique;
- Les capacités d'infiltration de l'eau dans les sédiments urbains :
- Le transport de sédiments (remaniement sédimentaire) ;
- Les processus microbiens.

L'objectif de cette section est de résumer la modélisation utilisée par l'équipe de LYON 1 (*Écologie des hydrosystèmes fluviaux*) qui contribue au MODELE DB de la FIGURE 2 de ce rapport, en ayant pour buts de :

- Quantifier l'influence de la bioturbation par les invertébrés sur la conductivité hydraulique ;  
Déterminer si l'impact de la bioturbation dépend des taxons étudiés (type fonctionnel) et de leurs interactions (mélange d'espèces) ;  
Déterminer si l'effet de la bioturbation dépend de la granulométrie des sédiments urbains;
- Quantifier l'influence de la bioturbation sur la mobilité de l'eau, qui est un paramètre essentiel sur les processus physico-chimiques ;
- Quantifier l'influence de bioturbation sur les flux sédimentaires ;

---

<sup>17</sup> **STRUCTURE BIOGENE:** qualifie une structure produite par les organismes vivants.

<sup>18</sup> **BIOTURBATION:** La notion de bioturbation désigne le phénomène de mélange actif des couches de sol ou de sédiments par les espèces vivantes, animales principalement. Cette définition est élargie aux échanges d'eau et de solutés induits par les organismes dans les écosystèmes.



La modélisation a été effectuée à partir de données collectées lors d'expériences en *colonne à écoulement lent*<sup>19</sup> (Danielopol et Niederreiter, 1990).

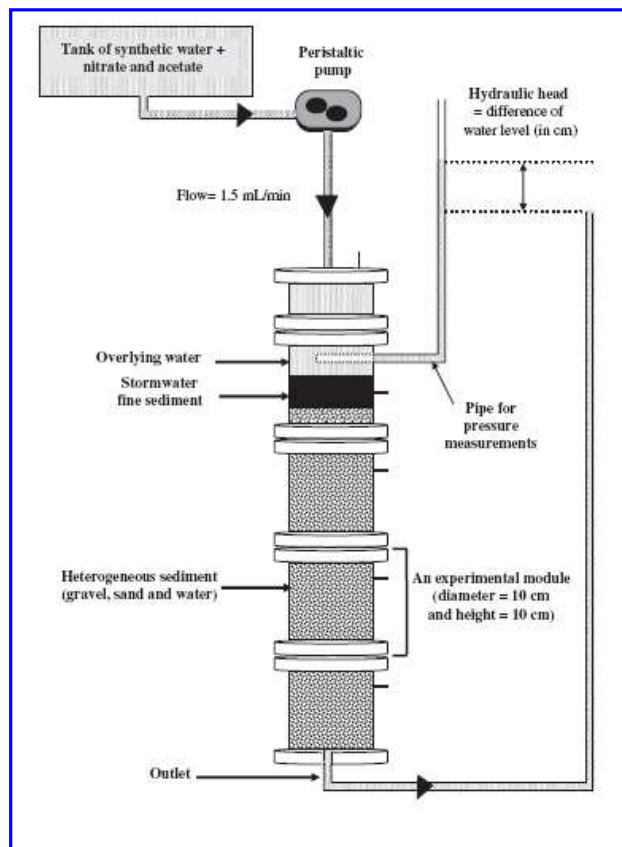


FIGURE 29 : Schéma d'une colonne de sédiment utilisée pour les expérimentations (Nogaro et al., 2006).

### Quantification de l'effet de la bioturbation sur la conductivité hydraulique

Pour déterminer si la bioturbation des sédiments dépend des espèces d'invertébrés (espèces retrouvées dans les bassins d'infiltration), plusieurs expériences ce sont déroulées avec deux taxons testés séparément et en mélange : *larve de chironomes* et *vers tubificidés*. Pour évaluer l'importance de la texture des sédiments sur le processus de bioturbation, 2 différents types de sédiments ont été utilisées : des *sédiments très fins* issus du bassin de Django avec une proportion supérieure à 50% de particules < 10  $\mu\text{m}$ , et des *sédiments plus grossiers* issus du bassin de l'IUT avec une proportion inférieure à 15% de particules < 10  $\mu\text{m}$ .

<sup>19</sup> COLONNE A ECOULEMENT LENT: La colonne est remplie avec un matériau hétérogène (simulant un dépôt fluvio-glaciaire) sur lequel est déposé le sédiment urbain afin de simuler une zone de dépôt en bassin d'infiltration (FIGURE 29). Chaque colonne a une hauteur de 45 cm et un diamètre de 10 cm.

L'influence de la bioturbation sur les transferts hydriques (avec les expériences décrites) peut être quantifiée par l'estimation de la vitesse de l'écoulement de l'eau dans des colonnes, calculée par la mesure de la *conductivité hydraulique à saturation*  $K_s$  ( $\text{cm h}^{-1}$ ). Pour déterminer la valeur de  $K_s$  ( $\text{cm h}^{-1}$ ) dans des sédiments avec et sans invertébrés, un flux hydrique constant avec une vitesse de Darcy de  $1.15 \text{ cm h}^{-1}$  est appliqué du haut vers le bas de la colonne. La *charge hydraulique* (« *hydraulic head* » sur la FIGURE 29) est mesurée pour différentes expériences afin de déterminer  $K$  par la loi de Darcy.

Les résultats compilés en TABLEAU 13 montrent que l'influence de vers tubificidés sur  $K_s$  dépend en grande partie de la texture du dépôt (Mermillod-Blondin et al., 2007). Il a été montré pour les sédiments très fins de Django Reinhart que  $K_s$  reste inchangée car les vers n'ont pas la capacité de traverser la couche de sédiment (celle-ci étant trop dure pour être pénétrée par les vers).

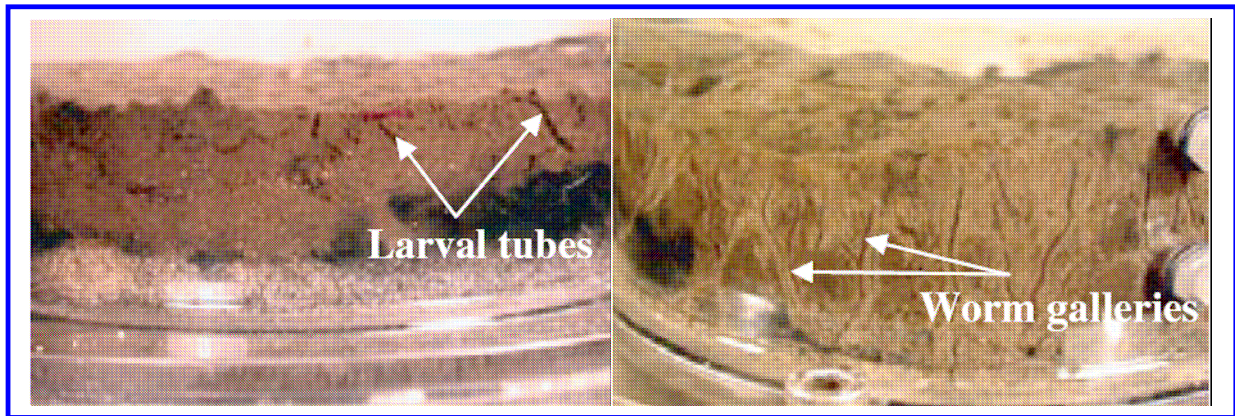
A titre de comparaison sur un autre bassin d'infiltration, celui de l'IUT, les vers tubificidés peuvent produire des galeries en profondeur et augmenter la perméabilité de la couche de sédiments urbains. Les galeries produites par les vers tubificiés couvrent en moyenne des réseaux de 18% du volume total. Ces résultats sont tout à fait réalistes car ils sont comparables aux résultats de terrain obtenus par vidéo-prospection sur le bassin de l'IUT (Darty et al., 2003b).

	Sédiments urbains de Django		Sédiments urbains de l'IUT			
	Control	Tubificids	Control	Tubificids	Chironomids	Tubificids + Chironomids
Population [ <i>Individus</i> $\text{m}^{-2}$ ]	-	20 000	-	20 400	10 200	T: 10 200 + C: 5 100
$K_s$ [ $\text{Cm h}^{-1}$ ]	0.4	0.4	0.33	<b>17.69</b>	0.22	<b>10.00</b>

**TABLEAU 13 :** Résultats indiquant l'effet de la bioturbation par les vers tubificidés, les chironomes et la combinaisons des deux taxons sur la conductivité hydraulique dans les sédiments de Django (texture très fine) et de l'IUT (texture fine). Ces résultats montrent que l'effet de la bioturbation est le plus significatif pour les sédiments de l'IUT peuplés avec des vers tubificiés. Le mélange des 2 espèces n'a pas d'effet majeurs sur les résultats, l'effet du mélange étant lié essentiellement à la présence de vers tubificiés (Nogaro et al., 2006)

Un autre résultat important indique que la bioturbation ne dépend pas seulement du type de sédiment urbain mais aussi du taxon étudié (TABLEAU 13). Les vers tubificidés creusent des galeries verticales qui traversent la couche de sédiment urbain, créant ainsi des chemins préférentiels dans la couche colmatée, ce qui augmentent la perméabilité du milieu ( $K_s$  est augmenté d'un facteur 10). Au contraire, les chironomes créent des galeries en forme de U qui ne traversent pas la couche de sédiment colmaté, n'influençant pas les propriétés de  $K_s$ . Afin d'illustrer ces effets des organismes, des photos montrant la bioturbation par les deux espèces dans les sédiments de l'IUT sont présentées en FIGURE 30. La combinaison de ces deux taxons n'a pas causé d'effet sensible sur la *conductivité hydraulique* ; l'effet

de bioturbation sur  $K_d$  est alors largement dû à la présence des vers tubificidés dans le mélange. Il est aussi intéressant de noter que l'effet de la bioturbation des vers tubificidés sur  $K_d$  dépend du nombre d'individus.



**FIGURE 30 :** L'impact des chironomes (gauche), des vers tubificidés (droite) dans les sédiments urbains de l'IUT. Les chironomes produisent des tubes en forme de U proche de la surface alors que les vers tubificidés creusent des galeries verticales profondes (Nogaro et al., 2006).

### *Modélisation de la partition eau mobile-eau immobile (MIM)*

Cette section s'intéresse à la modélisation de la bioturbation des invertébrés et les conséquences sur la mobilité de l'eau et des polluants en phase dissoute dans la matrice sédimentaire (Mermillod-Blondin et al., 2004). L'étude du fonctionnement hydrique du sol-sédiment étudié est un pré requis pour toute analyse physicochimique. Pour cela on étudie les courbes de percée de traceurs<sup>20</sup> de l'écoulement de l'eau. Le traceur permet de :

- Quantifier l'eau participant à l'écoulement ;
- Estimer la fraction immobile éventuelle (temps de séjour moyen des solutés dans la matrice) ;
- Déterminer la dispersion ;
- Évaluer le *temps de séjour moyen* des solutés dans chaque colonne (Jury et Roth, 1990).

La conservation de la masse de traceur dans un volume représentatif de milieu poreux soumis à un écoulement d'eau constant et uniforme peut être modélisée par l'équation d'*advection-dispersion*. Mais souvent les prédictions ne sont pas satisfaisantes car l'équation d'*advection-dispersion* ne tient pas compte que l'eau peut être partitionnée en deux phases : *mobile et immobile*, où la somme de la *teneur volumique en*

<sup>20</sup> Traceur : Le traceur utilisé doit être un soluté non soumis à des réactions chimiques et qui n'a pas de fixation sur la phase solide du sol. Le traceur bon marché couramment utilisé est le Bromure (Br-).

eau immobile  $\theta_m$  ( $\text{cm}^3 \text{cm}^{-3}$ ) et la teneur volumique en eau mobile  $\theta_m$  ( $\text{cm}^3 \text{cm}^{-3}$ ) est égale à 1. C'est pour cette raison que l'équation de convection-dispersion à deux régions a été utilisée (modèle connu sous le nom de **MIM**) (Gaudet et al., 1977, Schoen, R., Gaudet et al., 1998). Dans la région mobile, le transport de solutés se produit par convection-dispersion. L'échange entre les deux régions est fait par un coefficient d'échange en suivant une cinétique de premier ordre. **MIM** néglige la dispersion et la diffusion de l'eau immobile. Pour déterminer le temps de séjour moyen, les paramètres sont estimés en ajustant la concentration en  $\text{Br}^-$  avec les prédictions du modèle **MIM**. Les 3 paramètres de **MIM** sont :

- LE COEFFICIENT DE DISPERSION dans l'eau mobile,  $D$  ( $\text{cm}^2 \text{h}^{-1}$ ),
- LA FRACTION  $\theta_m / \theta$  d'eau mobile (-), l'un des paramètres le plus important pour prédire les réactions physicochimiques ;
- LE COEFFICIENT D'ÉCHANGE entre la région mobile est immobile,  $\alpha$  ( $\text{h}^{-1}$ ).

	Control	Tubificids	Chironomids	Tubificids + Chironomids
Balance	1.0	1.06	1.1	1.05
Factor de retard	1.06	1.04	1.04	0.99
$\langle \theta_m / \theta \rangle (-)$	0.42	<b>0.54</b>	0.45	<b>0.51</b>
$\langle \alpha \rangle (\text{h}^{-1})$	0.18	0.15	0.14	0.10
$\langle D \rangle (\text{cm}^2 \text{h}^{-1})$	17	10	15	12

TABLEAU 14 : Valeurs moyennes des paramètres optimisés avec le modèle MIM et résultats du bilan de masse et du facteur de retard. Seule la fraction  $\theta_m / \theta$  d'eau mobile est influencée par la bioturbation (Nogaro et al., 2006).

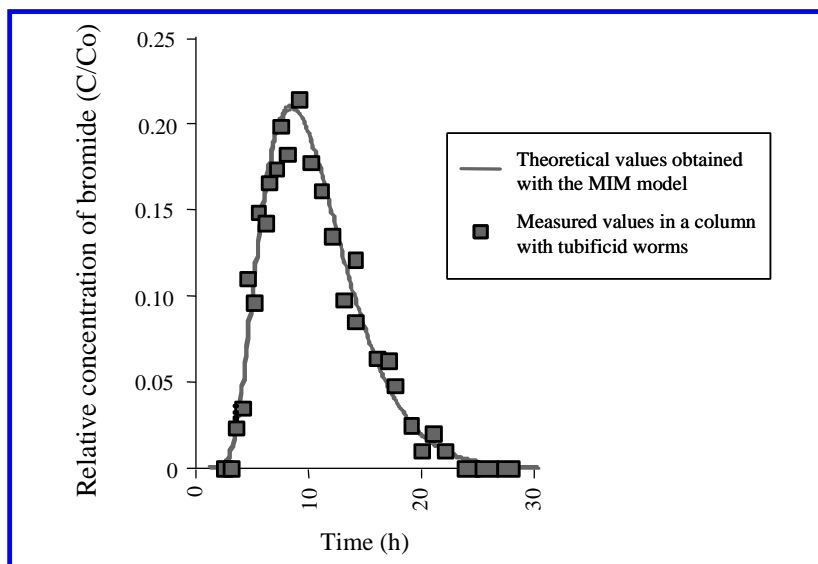


FIGURE 31 : Exemple d'une courbe de restitution du  $\text{Br}^-$  en sortie de colonne avec les valeurs mesurées et simulées (d'après les données de G. Nogaro).

Concernant les expérimentations en colonne, les résultats ont permis d'estimer les 3 paramètres optimaux (TABLEAU 14). Un exemple de courbe de restitution du traceur ( $\text{Br}^-$ ) avec les valeurs mesurées et les valeurs simulées est donné en FIGURE 31. La modélisation a permis de montrer que les vers tubificidés induisaient une proportion d'eau mobile nettement supérieure à celle mesurée en absence

d'organismes, facilitant ainsi le transfert de l'eau (TABLEAU 14). L'échange d'eau entre les phases mobile et immobile ( $\alpha$ ) et les valeurs de la diffusivité ( $D$ ) étaient stables pour les quatre expériences, montrant que  $D$  et  $\alpha$  dépendaient très peu de la bioturbation. De même, il est à noter que, les expériences étant menées à débit constant (FIGURE 21), le facteur de retard n'est pas influencé par la bioturbation.

### **Le transport des sédiments par bioturbation**

En plus du transport de composés dissous, il est important de quantifier le transport des sédiments contaminés en profondeur par la bioturbation. Ceci peut se faire en utilisant la technique des *luminophores*<sup>21</sup> (Gerino, 1990). Les luminophores sont déposés à la surface des sédiments, puis à la fin de l'expérience, l'eau est drainée de la colonne, et les sédiments sont collectés par couches. Chaque couche est déshydratée et un sous-échantillon est prélevé pour le comptage des luminophores. Les comptages sont effectués à l'aide d'une loupe sous lumière UV et le nombre de luminophores retrouvés est converti en grammes de luminophore par gramme de sédiment sec. La distribution verticale des luminophores permet d'évaluer l'influence de la faune sur le transfert vertical des sédiments.

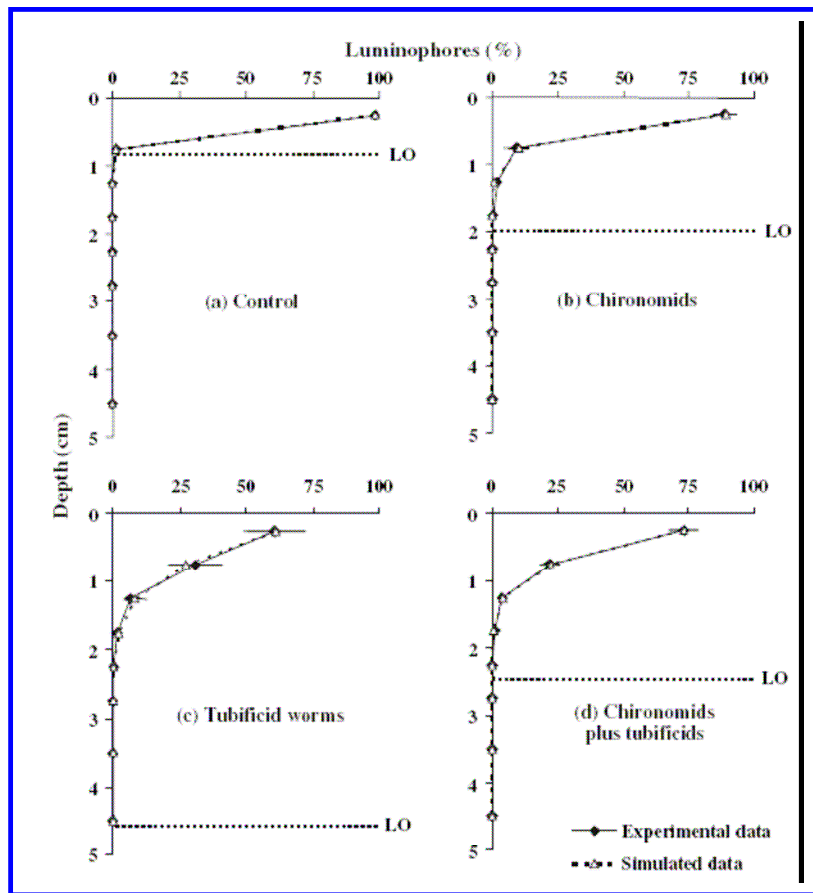
Dans les expériences, étant donné que la quantité de luminophores diminuait exponentiellement avec la profondeur, la simulation des flux particuliers entre les différentes couches de sédiments a été modélisée en utilisant une **équation différentielle ordinaire simple de diffusion** via le modèle 1D de biodiffusion développé par François et al. (1997) et modifié par Mermillod-Blondin et al. (2004c). Le modèle est ajusté en minimisant la somme des carrés des écarts entre les concentrations mesurées et les concentrations modélisées en luminophores à chaque couche. Le modèle utilise 1 seul paramètre le *coefficient de biodiffusion*,  $D_b$  ( $\text{cm}^2 \text{ jour}^{-1}$ ).

Les résultats montrent un très bon ajustement entre les valeurs mesurées et les valeurs théoriques obtenues par le modèle (FIGURE 32). Le paramètre  $D_b$  augmente quand l'effet de la bioturbation permet aux luminophores de s'infiltrer en profondeur. Cette relation peut s'observer en comparant les valeurs optimisées de  $D_b$  (TABLEAU 15) avec les profils de luminophore en FIGURE 32 (après 22 jours d'expérience).

	Controls	Tubificids	Chironomids	Tubificids + Chironomids
$D_b$ ( $10^{-3} \text{ cm}^2 \text{ jour}^{-1}$ )	0.18	7.73	1.38	4.08

TABLEAU 15 : Coefficient de biodiffusion pour chaque traitement (Nogaro et al., 2006).

<sup>21</sup> **LUMINOPHORES**: Les luminophores sont des sédiments naturels recouverts de peinture luminescente sous lumière UV et qui sont neutres par rapport aux organismes.



**FIGURE 32 :** Simulation et résultats expérimentaux des distributions verticales de luminophores après 22 jours d'expérience. La couche de sédiment est de 2 *cm*. LO est la profondeur maximale à laquelle des luminophores ont été retrouvés (Nogaro et al., 2006).

### *Flux d'éléments chimiques*

Les vers tubificidés dans les sédiments urbains de l'IUT créent des conditions aérobies dans les sédiments qui stimulent les processus microbiens et la dégradation organique (Mermillod-Blondin et al., 2005b). Seulement, l'effet négatif d'une création des flux préférentiels par les vers tubificidés peut être une augmentation des flux de polluants (métaux lourds, HAPs) dans la matrice. Il est intéressant de noter que les activités des vers tubificidés n'ont pas induit une augmentation du relargage d'hydrocarbures ou de métaux lourds, ceux-ci étant fortement fixés aux sédiments (Datry et al. 2003, Nogaro et al. 2007). Mermillod-Blondin (2005b) a aussi montré que, si les flux de polluants ne sont pas affectés par les vers tubificidés, l'augmentation de la minéralisation de la matière organique liée à la présence de vers augmente le relargage d'autres solutés tels que des nutriments (ammonium, orthophosphate ou carbone organique dissous). Si ces solutés ne sont pas considérés comme des polluants, ils peuvent toutefois créer une eutrophisation du milieu par enrichissement de l'eau en azote, carbone et phosphore. Il est toutefois important de noter que les résultats obtenus sont site-spécifiques et que des expériences sur un plus grand nombre de sites sont nécessaires pour généraliser ces résultats.

### **3. ELABORATION D'UN PREMIER MODELE INTEGRE POUR L'EVALUATION DES FLUX HYDRIQUES DANS L'ENSEMBLE DU BASSIN**

Dans les chapitres précédents les différents modèles ont été traités séparément. Ce chapitre a pour objectif d'étudier la faisabilité du fonctionnement des différents modèles en cascade (l'un après l'autre) comme il est indiqué en FIGURE 2. Le but poursuivi est la quantification des flux d'eau transitant dans les différents bassins jusqu'à la nappe phréatique pour un événement pluvieux.

Les flux de polluants et de sédiments ne sont pas pris en compte dans cette première tentative de modélisation en cascade. En effet, comme il a été précisé précédemment, le flux de sédiments issu du bassin versant n'est pas encore bien caractérisé. De même, le flux de sédiments entre les bassins de décantation et d'infiltration est indéterminé. Aussi notre choix c'est porté essentiellement sur la modélisation des flux d'eau.

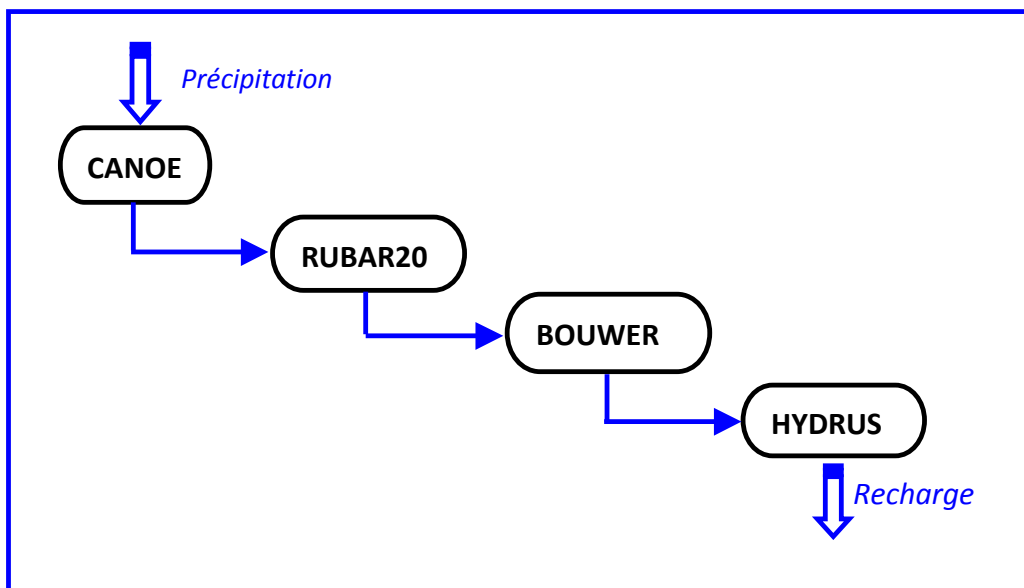


FIGURE 33 : Différents modèles en cascade, liés par les flux d'eau passant d'un modèle à l'autre.

### 3.1 CHOIX DES DONNEES

Le résultat attendu du calcul de la recharge de la nappe par une modélisation en cascade (FIGURE 2) doit pouvoir être confronté à des mesures afin de valider notre approche. Au niveau de l'entrée de la chaîne de modélisation, les données correspondent à des événements pluvieux. Ces mesures doivent répondre à certains critères :

- Pendant la période de l'événement pluvieux choisi, tous les instruments de mesure en continue devraient être opérants,
- Le bilan hydrique pour chaque événement pluvieux devrait assurer une différence entre les volumes cumulés en entrée et en sortie du bassin de décantation compatible avec l'incertitude des mesures,
- L'événement pluvieux doit être suffisamment pour que les bassins de décantation et d'infiltration soient remplis rapidement,
- L'événement pluvieux doit précéder un période sans pluie de plusieurs jours afin d'enlever l'ambiguïté d'interprétation sur quel événement pluvieux produit quelle quantité de recharge de la nappe,
- L'événement pluvieux doit être décrit avec 120 points qui est la limite des données d'entrées avec RUBAR20.

### 3.2 CANOE ET RUBAR20 EN CASCADE

Les sorties de débit de sortie en fonction du temps de CANOE (FIGURE 7) sont compatibles avec les débits d'entrée de RUBAR20. Il n'y a donc pas de problème de pas de temps à ce niveau.

### 3.3 RUBAR20 ET BOUWER EN CASCADE

#### ADAPTATION DU MODELE BOUWER

Le modèle de Bouwer doit être modifié et adapté pour satisfaire au fonctionnement des différents modèles en cascade. En effet, cette problématique est différente de celle énoncée précédemment car il doit ici assurer la continuité des flux d'un modèle à l'autre.

Supposons connus le débit d'entrée,  $Q_e$  et la résistance hydrodynamique,  $R$ . Le débit d'infiltration de Bouwer  $Q_{bouwer}(t)$  dépend de la hauteur d'eau  $h_o$  dans le bassin ; cette hauteur varie temporellement. L'équation de continuité s'écrit alors :

$$\text{Eq. 9} \quad 0 = Q_e(t) - \frac{dV[h_o(t)]}{dt} - \frac{h_o(t) - h_{cr}}{R} S[h_o(t)]$$

La résolution de l'équation différentielle, Eq. 5, permet d'obtenir le flux d'infiltration en utilisant l'équation de Bouwer suivante :



Eq. 10 
$$Q_{bouwer}(t) = \frac{h_o(t) - h_{cr}}{R} S[h_o(t)]$$

La condition initiale  $h_o(t=0)$  peut être facilement estimée avec la relation entre  $V$  et  $h_o$  montrée en FIGURE 21, en posant  $Q_e(t=0) = V [h_o(t=0)]$ .

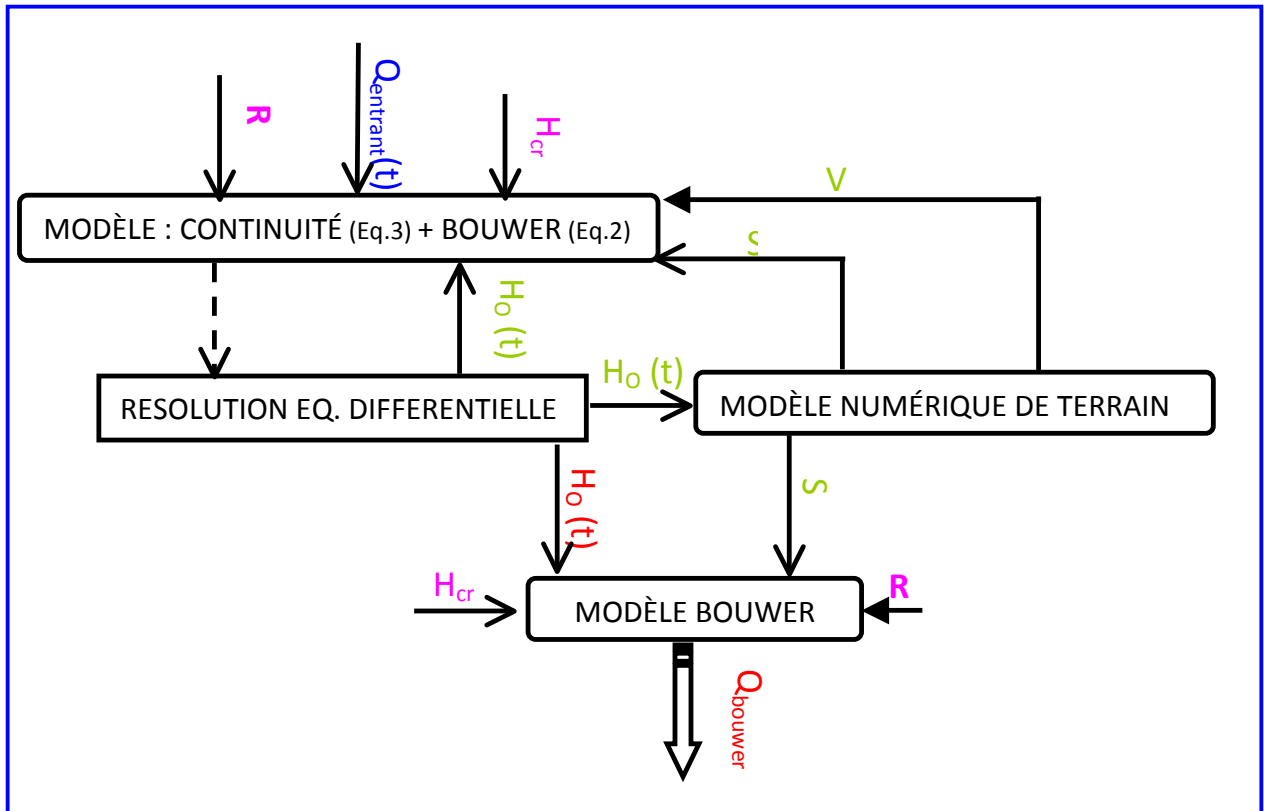


FIGURE 34 : organigramme du modèle de Bouwer modifié appliqué au calcul du flux d'infiltration. En bleu sont présentées les données d'entrée du modèle ; en violet les paramètres ; en vert les sorties intermédiaires ; en rouge le résultat du modèle.

### 3.4 BOUWER ET HYDRUS EN CASCADE

La modélisation des flux d'eau avec HYDRUS 3D a été conduite sur une parcelle élémentaire du bassin. Le but de ce chapitre est de montrer comment HYDRUS peut être utilisé pour modéliser les flux d'eau dans le bassin d'infiltration à échelle de l'ouvrage. A cette fin, le modèle HYDRUS simplifié à une seule dimension, HYDRUS-1D, a été utilisé en supposant un milieu homogène. La couche colmatée par les sédiments est prise en compte par la méthode de BOUWER qui modélise le débit d'infiltration  $Q_{bouwer}(t)$  (FIGURE 34) pris comme condition limite dans HYDRUS-1D. Le schéma de principe du modèle est donnée en FIGURE 35. Les résultats préliminaires sont ensuite discutés et confrontés avec le temps moyen de transfert de l'eau de la surface jusqu'à la nappe, déterminé avec le **MODELE E** (FIGURE 2).

Il est important de souligner que l'extrapolation à l'échelle de l'ouvrage des résultats obtenus avec HYDRUS-3D pourrait faire l'objet d'une thèse à l'ENTPE. L'exercice discuté ici avec HYDRUS-1D vise à démontrer que les deux modèles, HYDRUS-1D et BOUWER, peuvent fonctionner en cascade. Aussi, seul le temps de transfert global de l'eau est recherché.

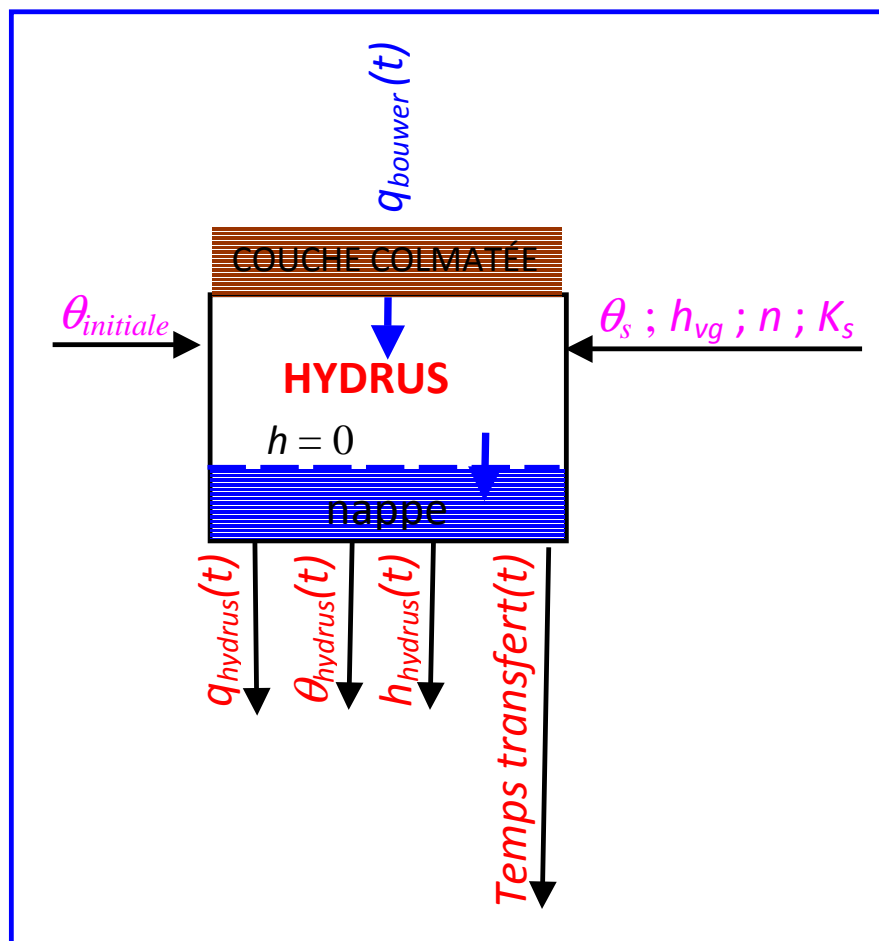


FIGURE 35 : organigramme du modèle HYDRUS 1D avec en entrée le flux de BOUWER,  $q_{bouwer}$ .

## MODELE HYDRUS 1D A L'ECHELLE DE L'OUVRAGE

Les différentes conditions de modélisation, entrées et sorties d'HYDRUS-1D, sont décrites ci-dessous.

### Condition limite en surface et en profondeur

HYDRUS 1D utilise dans ce travail des débits comme condition limite en surface. Ils sont donnés par la méthode de BOUWER, Eq. 10. Le flux d'eau dans HYDRUS 1D est défini par unité de surface. Le débit d'infiltration est alors transformé en flux d'infiltration,  $q_{bouwer}$  ( $L^3 T^{-1} L^{-2}$ ) par :

$$\text{Eq. 11} \quad q_{bouwer} = \frac{Q_{bouwer}}{S(h_0)}$$

$Q_{bouwer}$  étant le débit d'infiltration ( $L^3 T^{-1}$ ),  $S(h_0)$  est la surface d'infiltration ( $L^2$ ) (surface réelle d'infiltration variable en fonction de la hauteur d'eau dans le bassin). La relation entre hauteur d'eau et surface d'infiltration est donnée en FIGURE 21.

Les conditions limites moyennes en surface sont données dans le TABLEAU 16. Trois différents scénarios ont été adoptés afin d'illustrer des conditions de gestion réalistes du bassin d'infiltration. Ils correspondent à trois événements pluvieux comparables, respectivement appelés Simulations A, B et C. Ces scénarios ont été choisis car le volume total apporté est sensiblement le même pour les trois cas, de l'ordre de  $18900 \text{ m}^3$  (thèse non encore publiée de [Le Costumer](#)), et surtout parce qu'ils correspondent à trois périodes critiques de la vie de l'ouvrage :

- Simulation A : (le 23/02/2004 à 21:02) événement avant le décolmatage du bassin d'avril 2004,
- Simulation B : (le 20/10/2005 à 7:16) événement après le décolmatage de 2004, et,
- Simulation C : (le 18/05/2007 16:30) événement deux ans après le décolmatage où un colmatage partiel est à nouveau apparent.

Événement	Volume ( $M^3$ )	Surf. Max ( $M^2$ )	Vol. Max ( $M^3$ )	t.inf (H)	qBouwer = Q/S ( $M H^{-1}$ )	Scenario
23/02/2004 21:02	18854	8824	3600	30.1	0.0710	Simulation A
20/10/2005 07:16	18934	822	200	35.1	0.6556	Simulation B
18/05/2007 16:30	18879	5584	5100	41.3	0.0819	Simulation C

**TABLEAU 16** : Scenario de simulation et estimation des flux moyens,  $q_{bouwer}$  pour trois scénarios. Surf.Max et Vol.Max sont respectivement la surface d'infiltration et le volume maximum d'eau stocké dans le bassin au cours de l'événement. T.inf correspond au temps depuis le début de l'événement, de disparition de l'eau à la surface du bassin.

La condition limite en profondeur est  $b = 0$  car il y'a une nappe phréatique à 13 m de profondeur, supposée constante.

### Paramètres hydrodynamiques pour la zone non saturée homogène

Les données caractéristiques du sol dans le modèle d'écoulement non-saturé correspondent aux courbes de rétention capillaire  $b(\theta)$  et de conductivité hydraulique  $K(\theta)$ . Les caractéristiques hydrodynamiques  $b(\theta)$  et  $K(\theta)$  sont modélisés par les relations de van Genuchten avec la condition de Mualem. Les paramètres hydrodynamiques utilisés pour la modélisation sont décrits dans le TABLEAU 17.

$\theta_s$ ( $M^3 M^{-3}$ )	$\theta_r$ ( $M^3 M^{-3}$ )	$H_G$ ( $M^{-1}$ )	N (-)	$K_s$ ( $M H^{-1}$ )
teneur volumique en eau à saturation <b>0.271</b>	teneur volumique en eau résiduelle 0	paramètre d'échelle des pressions <b>0.00153</b>	paramètres de forme 1.3087	conductivité hydraulique saturée 11.41

TABLEAU 17 : paramètres hydrodynamiques de van Genuchten avec la condition de Mualem estimée pour la zone non saturée (thèse David Goutaland, 2008).

Le modèle physico-empirique d'Arya et Paris (1981) a été utilisé pour déterminer la courbe  $b(\theta)$ , puis les paramètres effectifs  $b_g$ ,  $\theta_s$  et  $n$  ont été ajustés, et sont donnés dans le TABLEAU 17. Ce modèle relie linéairement la distribution granulométrique d'un échantillon à sa distribution de taille de pores. La granulométrie a été estimée à partir d'une courbe moyenne pour le bassin d'infiltration (FIGURE 36). L'estimation de  $K_s$  a été effectuée à partir de l'équation générale de Kozeny-Carman (Kozeny, 1927; Carman, 1937) en utilisant l'information de la distribution granulométrique moyenne du sous-sol du bassin d'infiltration (FIGURE 36) et de la valeur estimée  $\theta_s$  moyenne donnée en TABLEAU 17. Les courbes de rétention capillaire et de conductivité hydraulique sont représentées sur la FIGURE 36. Il est à noter la très forte non linéarité des deux courbes obtenues qui témoigne des écoulements très rapides dans ce type de milieu.

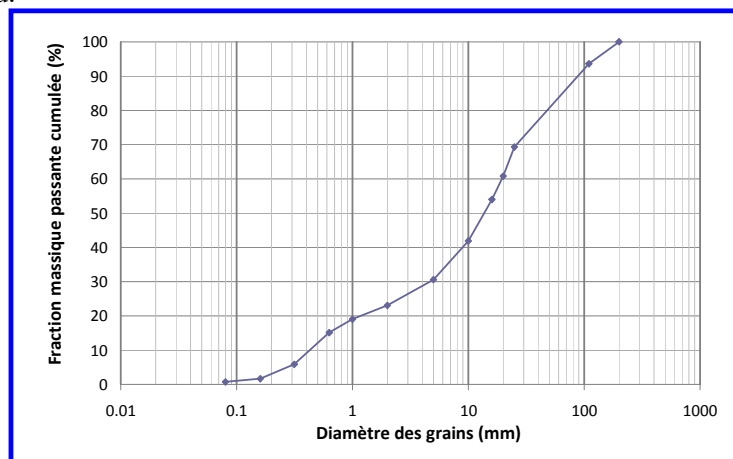


FIGURE 36 : distribution granulométrique moyenne du bassin d'infiltration (Thèse de David Goutaland, 2008).

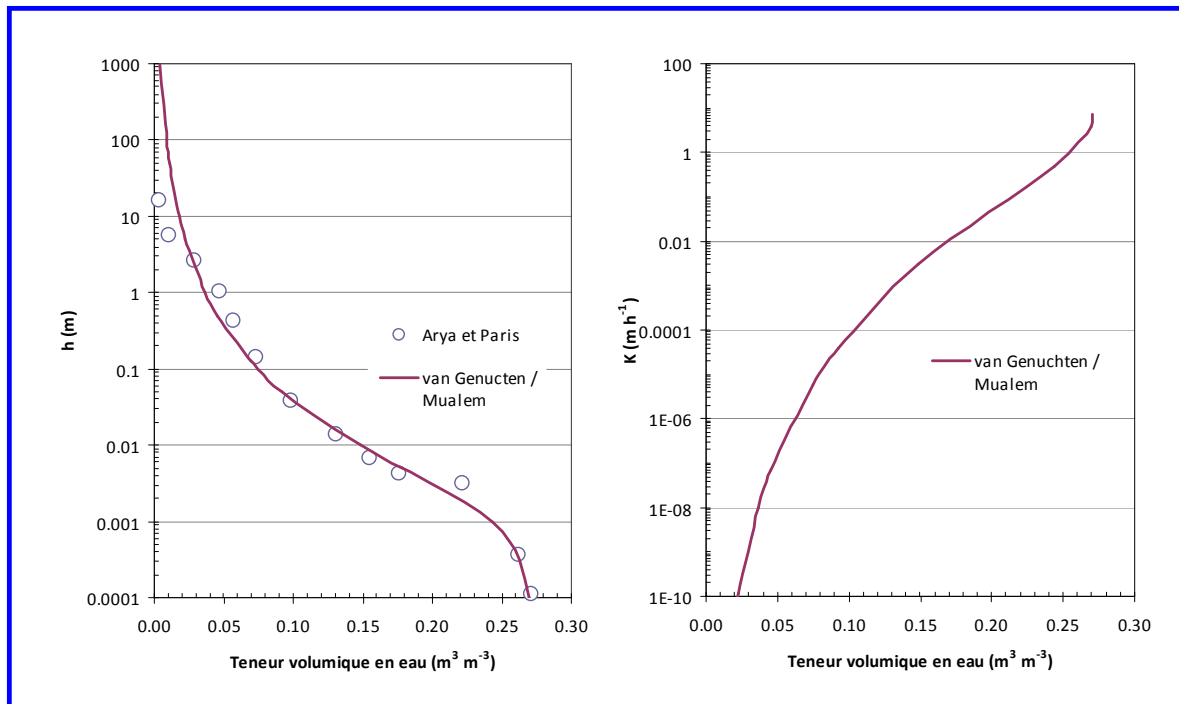


FIGURE 37 : courbe de rétention capillaire, estimée à partir du modèle d'Arya et Paris (1981), et modélisée avec le modèle de van Genuchten avec condition de Burdine .

### Condition initiale

La condition initiale est commune aux trois simulations : teneur volumique en eau homogène  $\langle \theta \rangle = 0.12 \text{ m}^3 \text{ m}^{-3}$ . Elle correspond à une situation relativement humide du profil de sol, situation qui peut être supposée comme génératrice d'écoulements rapides.

### SORTIE DU MODELE HYDRUS

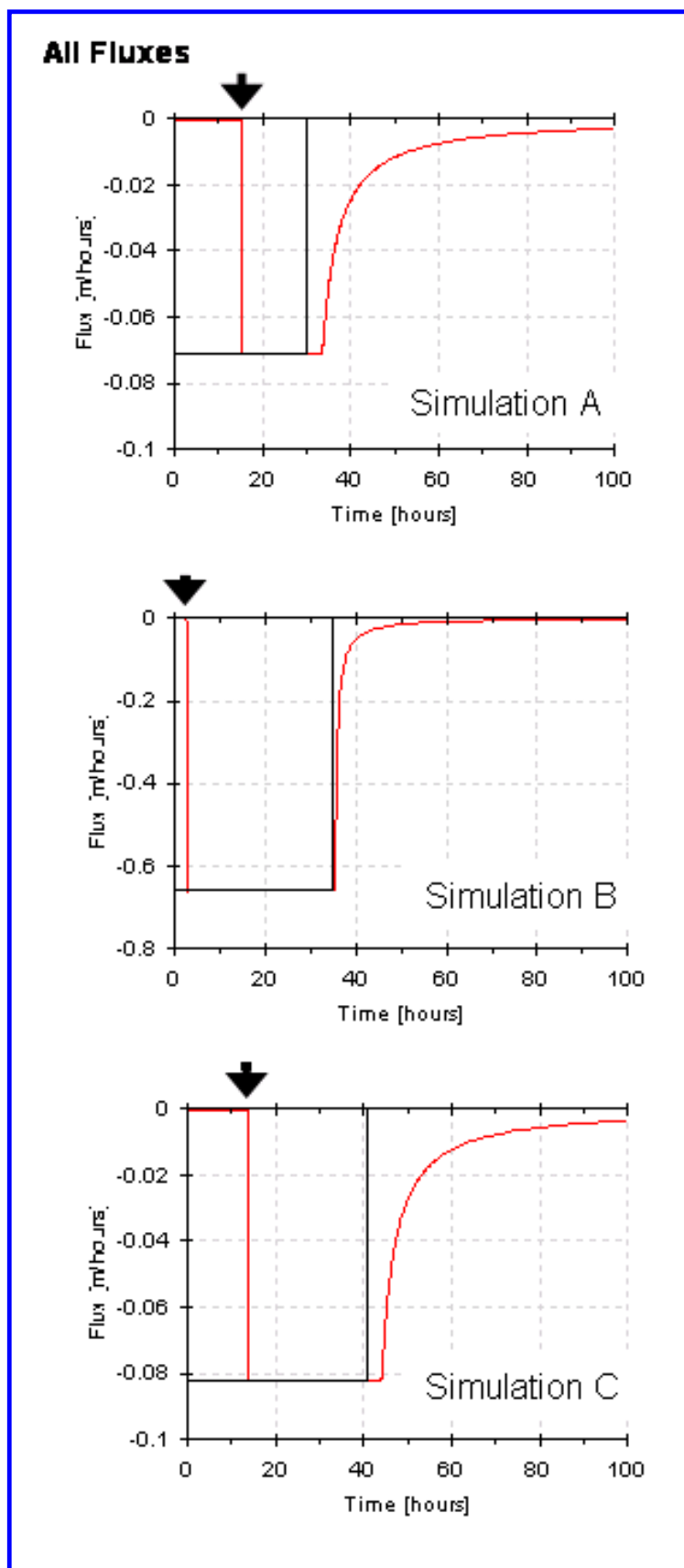
Chaque infiltration consiste en l'application d'un flux d'eau d'intensité constante et de durée connue à la surface du sol (signal en forme de créneau). Le drainage à la base du profil de la zone non saturée est le flux de recharge de la nappe. Les hydrogrammes d'entrée et sortie sont donnés dans la FIGURE 37. Trois phases peuvent être identifiées sur les hydrogrammes de drainage : une croissance rapide du flux de drainage (en valeur absolue) qui démarre lors de l'arrivée du front d'infiltration à la côte 13 m de profondeur (temps indiqué par une flèche sur la FIGURE 37), suivie d'une phase plus ou moins longue de régime permanent (les flux d'apport et de sortie sont identiques), puis d'une phase longue de diminution (en valeur absolue) du flux de drainage, aussitôt, ou peu de temps après l'arrêt de l'événement. La raideur de l'hydrogramme de drainage lors de l'arrivée du front résulte de l'hypothèse sur les caractéristiques hydrodynamiques, en particulier leur très forte non linéarité et leur conductivité hydraulique élevée. Une interprétation possible de ces conséquences, dans le type de milieu

fluvioglaciaire traversé par l'écoulement, est la présence d'écoulements préférentiels par des chemins très peu dispersés accentués par une teneur volumique initiale élevée sur tout le profil de la zone non saturée.

Les temps d'arrivée du front d'infiltration jusqu'à la nappe sont donnés dans le TABLEAU 18. Ils représentent les temps caractéristiques de transport obtenus avec HYDRUS-1D et les conditions supposées initiales et aux limites de chaque scénario. L'effet du décolmatage est clairement mis en évidence : le temps de transfert moyen a été augmenté par un facteur 6 entre deux événements comparables ! Ce temps diminue ensuite avec le recolmatage de la surface du bassin. Les résultats obtenus avec HYDRUS-1D correspondent aux calculs de résistance hydrodynamique de la couche colmatée (FIGURE 23).

Événement	Temps de percée (h)	Vitesse moy. d'arrivée du front (m/h)
23/02/2004 21:02, Simulation A	15.5	0.84
20/10/2005 07:16, Simulation B	2.5	5.2
18/05/2007 16:30, Simulation C	13.9	0.94

**TABLEAU 18 :** Calcul du temps d'arrivée du front d'infiltration jusqu'à la nappe obtenu avec HYDRUS-1D.



**FIGURE 38:** hydrogrammes de drainage (courbes en rouge) de la zone non saturée pour le créneau d'entrée et les trois événements pluvieux donnés dans le TABLEAU 18. Les flèches indiquent les temps d'arrivée du front d'infiltration au niveau de la nappe.

## **4. PERSPECTIVES : PISTES POUR L'AMÉLIORATION DU MODÈLE INTÉGRÉ**

### **4.1 AMÉLIORATION DES MESURES DE DONNÉES**

L'incertitude sur la modélisation des flux d'eau et de sédiments dans les bassins (urbain, de décantation et d'infiltration) dépend en grande partie de la qualité des mesures. Les incertitudes données aux prédictions des modèles ne peuvent pas être inférieures aux incertitudes des mesures utilisées pour leur vérification et leur validation (paragraphe 2.4.2).

L'un des problèmes majeurs concernant la modélisation des flux d'eau et des Matières En Suspension (MES) dans les différents bassins est l'incertitude sur la mesure du débit et des relations entre turbidité et MES. La différence entre les flux entrant et sortant du bassin de décantation peut aller jusqu'à 35%. La méconnaissance ou la valeur élevée des incertitudes sont un handicap majeur pour améliorer et valider les différents modèles (CANOE, RUBAR20, BOUWER ou HYDRUS). Par conséquent, en parallèle à toute modélisation, l'effort d'acquisition de données et de compréhension de leurs incertitudes est une priorité afin d'améliorer la prédictibilité des modèles.

### **4.2 AMÉLIORATION DE LA MODÉLISATION DU BASSIN URBAIN**

La modélisation du flux de MES dans CANOE, à l'exutoire du bassin urbain, en utilisant des modèles stochastiques [Servat 1984 et Driver et Troutman (1989)] donnent des résultats qui sont loin d'être satisfaisants (paragraphe 2.2.4.2). Il est à noter que 80% des polluants se fixent sur les MES (Chebbo 1992, Chocat et al. 2007). De nombreux modèles visant à décrire la production et le transport de polluants dans les hydrosystèmes urbains par temps de pluie ont été proposés depuis les années 1970 mais une recherche bibliographique montre qu'aucun modèle déterministe, requérant un grand nombre de paramètres (Willems and Berlamont, 1999), ou stochastique (Mourad, 2005) n'est entièrement satisfaisant pour la prédiction des flux de MES à l'exutoire du bassin. Ceci s'explique par le fait que les pollutions en provenance des bassins urbains ont des origines diverses et subissent des processus complexes comme le montre le paragraphe 2.2.1. Des méthodes prédictives alternatives doivent donc être recherchées.

Une méthode alternative pour la prédiction des pollutogrammes est la modélisation par des *réseaux de neurones*. Les *réseaux de neurones artificiels* sont couramment utilisés pour modéliser des phénomènes complexes, là où des modèles déterministes ou stochastiques n'arrivent pas à donner des résultats satisfaisants. Par exemple, la prédiction des retombées d'une pollution atmosphérique a souvent été modélisée par la méthode des *réseaux neuronaux* (e.g. Viotti et al., 2002; Nagendra et Khare, 2005). Cette méthode a déjà été utilisée avec succès pour la modélisation de la concentration en plomb dans un



milieu urbain et a permis de déterminer les paramètres les plus significatifs (Dimopoulos et al., 1999). Mais les *réseaux neuronaux* sont encore très peu utilisés pour la détermination des flux de MES en milieu urbain (e.g. Gong et al., 1996). Cette méthode permettrait de modéliser les flux de MES, et de déterminer les variables les plus pertinentes pour ensuite développer des modèles à base « plus physique ».

La méthode des *réseaux neuronaux* est une approche ne dépendant que des données mesurées pour formuler une relation cause à effet. Les réseaux de neurones sont des « boîtes noires », capables d'apprendre et de mémoriser des relations non-linéaires entre les variables utilisées, et de reconnaître les « motifs » et les tendances dans les données. Un *réseau neuronal* est supposé simuler « l'apprentissage propre au cerveau humain ».

Afin de modéliser les MES, les *réseaux de neurones artificiels* ont besoin d'être « appris ». Pour cela, des événements pluvieux historiques doivent être entrées pour la phase dite « d'apprentissage ». Ces différentes données historiques dans notre étude peuvent être :

- le volume ruisselé ;
- la durée de pluie ;
- la durée de temps sec ;
- la hauteur totale de pluie ;
- l'intensité maximale de la pluie ;
- et les mesures de MES (donnée de sortie).

Le nombre de données historiques doit être d'autant plus important que le problème est complexe (phase d'apprentissage). Suite à cette phase d'apprentissage, la phase de prédiction permet d'évaluer les teneurs en MES à partir des données d'entrée, et d'effectuer une analyse de sensibilité de ces variables, afin de déterminer les paramètres les plus influents.

### 4.3 AMÉLIORATION DE LA MODÉLISATION DU FLUX D'EAU DANS LA ZONE NON-SATURÉE

Le but de ce chapitre est de proposer des pistes de recherche afin de mieux intégrer les différents modèles décrits dans la FIGURE 2. Il a été montré dans le CHAPITRE 3 qu'il était possible de quantifier des flux d'eau transitant par les différents bassins jusqu'à la nappe phréatique en utilisant en cascade les modèles CANOE, RUBAR20, BOUWER et HYDRUS (FIGURE 33). Actuellement, au sein des différentes équipes, il n'existe pas de modèle à l'échelle de l'ouvrage qui prédise les flux d'eau dans le bassin d'infiltration par l'utilisation de l'ensemble des mesures collectées sur le bassin d'infiltration :

- *Débit entrant dans le bassin d'infiltration ;*
- *Hauteur d'eau ;*

- Temps de transfert de la surface vers la nappe ;
- Flux d'eau entrant dans la nappe ;
- Humidité du sol ;
- Caractérisation hydrogéophysique ;

Il a été argumenté que la modélisation précise des transferts de polluants passe, dans un premier temps, par une bonne maîtrise de la modélisation des flux d'eau vecteur de la pollution.

## LES FONCTIONS OBJECTIVES

Tout modèle, aussi complexe et performant soit-il, s'il n'est pas confronté avec des données fiables restera un « jouet ». Aussi, avec les données actuellement disponibles, un effort doit être porté en premier lieu à l'étude des paramètres effectifs qui caractérisent le système. Une méthode est donc proposée pour déterminer les paramètres effectifs des différents modèles de la zone non saturée. Elle est fondée sur l'utilisation de plusieurs « Fonctions Objectives » pour l'optimisation de modèles dans une méthode inverse d'estimation de paramètres.

Les différentes fonctions objectives qui peuvent être utilisées dans le cadre de cette étude sont utilisées soit pour **(1)** valider le modèle, soit pour **(2)** calibrer le modèle. Elles sont présentées ci-dessous.

### FONCTION OBJECTIVE 1 COMPARANT LES HAUTEURS D'EAU DANS LE BASSIN

Cette fonction objective qui compare la hauteur de la lame d'eau mesurée et calculée à la surface du bassin d'infiltration  $h_o$  (L) (TABLEAU 6), est donné par :

$$\text{Eq. 12} \quad OF_1 = \sqrt{\frac{\sum_{i=1}^n [h_o(t) - h_{s_o}(t)]^2}{n}}$$

$n$  est le nombre de points mesurés. L'indice « s » signifie « simulé ».

### FONCTION OBJECTIVE 2 DES DEBITS INFILTRES

Le débit infiltré  $Q_{inf}(t)$  ( $L^3 T^{-1}$ ) est déduit par l'équation de continuité dans le bassin d'infiltration.  $Q_{inf}(t)$  est calculé par l'Eq. 5. En exprimant les débits par unité de surface, le flux d'infiltration  $q_{inf}(t)$  ( $L T^{-1}$ ) est calculé par :

$$\text{Eq. 13} \quad q_{inf}(t) = \frac{Q_e(t) - \frac{dV[h_o(t)]}{dt}}{S[h_o(t)]}$$

Où  $Q_e(t)$  ( $L^3 T^{-1}$ ) représente la mesure du débit entrant dans le bassin d'infiltration,  $V[b_0(t)]$  le volume stocké ( $L^3$ ) à l'instant  $t$  dépendant de la hauteur  $b_0$ . Le volume stocké  $V$  et la surface d'infiltration  $S(b_0)$  ( $L^2$ ) sont déduits à partir du MNT. Les relations entre  $b_0$ ,  $V$  et  $S$  sont données par la FIGURE 21.

La fonction objective qui compare le débit mesuré et simulé est :

$$\text{Eq. 14} \quad FO_2 = \sqrt{\frac{\sum_{i=1}^n [q_{inf}(t) - qs_{inf}(t)]^2}{n}}$$

### FONCTION OBJECTIVE 3 DE L'HUMIDITE DU SOL

La fonction objective qui compare la teneur volumique en eau mesurée avec des sondes TDR (TABLEAU 7) et la valeur simulée est calculé par :

$$\text{Eq. 15} \quad FO_3 = \sqrt{\frac{\sum_{i=1}^n [\theta(t) - \theta_{sim}(t)]^2}{n}}$$

### FONCTION OBJECTIVE 4 DU TEMPS DE TRANSFERT

Le temps de transfert d'eau depuis la surface du bassin d'infiltration jusqu'à la nappe est un paramètre important car il permet de prendre en compte les flux préférentiels (paragraphe 2.4.1.2.1). Le temps de transfert peut être estimé grâce aux variations de la conductivité (paragraphe 2.4.4.2). Un modèle permettant d'estimer le temps de transfert pour chaque événement pluvieux doit encore être développé et testé. La fonction objective qui compare le temps de transfert mesuré  $T_{transfert}$  (T) et celui simulé  $T_{s\_transfert}$  est donnée par :

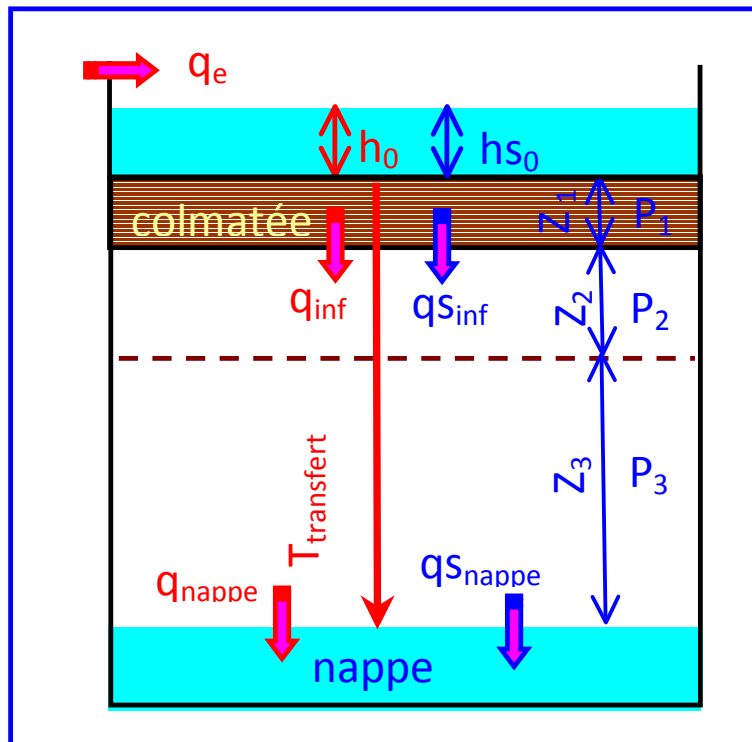
$$\text{Eq. 16} \quad FO_4 = \sqrt{\frac{\sum_{i=1}^{i=n} [T_{transfert}(t) - T_{s\_transfert}(t)]^2}{n}}$$

### FONCTION OBJECTIVE 5 DU DEBIT DE RECHARGE DE LA NAPPE

Le débit entrant dans la nappe (ou recharge) pourra être estimé par un modèle de mélange qui compare la variation de conductivité électrique avec une équation de continuité. La conductivité électrique de la nappe est moins élevée que celle de l'eau infiltrée. Ce modèle calculant le débit arrivant à la nappe doit encore être développé et testé. La fonction objective proposée est :

$$\text{Eq. 17} \quad FO_5 = \sqrt{\frac{\sum_{i=1}^{i=n} [q_{nappe}(t) - qs_{nappe}(t)]^2}{n}}$$

## UN MODELE 1D PREDICTIF



**FIGURE 39** : modèle prédictif 1D avec  $Z_1$  l'épaisseur de la couche colmatée, et  $Z_2$  la zone racinaire.  $P_1$ ,  $P_2$ ,  $P_3$  sont les jeux de paramètres hydrodynamiques effectifs pour chaque couche. L'indice « s » signifie simulé.  $q_e$  la mesure du débit entrant dans le bassin d'infiltration ;  $q_{inf}$  la mesure du débit entrant en dessous de la zone colmatée,  $q_{nappe}$  le débit entrant dans la nappe,  $T_{transfert}$  le temps de transfert de l'eau depuis la surface du bassin d'infiltration jusqu'à la nappe,  $h_0$  hauteur d'eau à la surface du bassin.

Les nouveautés de l'approche proposée sont résumées par : *une approche globale prédictive (1)* les paramètres hydrodynamiques sont estimés à l'aide des différentes FO décrites dans le paragraphe 4.3.1 et donc en première approche ce modèle n'intégrera pas les connaissances sur l'hétérogénéité du sol acquises par la méthode géophysique (paragraphe 2.4.5.1) ; *une approche physique (2)* où les paramètres de surface (couche colmatée en FIGURE 39) sont intégrés dans le modèle de type HYDRUS (paragraphe 2.4.5.1.5) et par conséquent l'approche simplifiée de BOUWER ne sera pas utilisée ; *une approche multicritères (3)* par l'utilisation des plusieurs fonctions objectives ( $FO_1$ ,  $FO_2$ ,  $FO_3$ ,  $FO_4$ ) permettant d'estimer un plus grand nombre de paramètres (Gupta et al. 1998, Mroczkowski 1997).

Le modèle imaginé a trois compartiments,  $Z_1$ ,  $Z_2$ ,  $Z_3$  ( $Z_1+Z_2+Z_3=13\text{ m}$ ) avec  $Z_1$ , l'épaisseur de la couche colmatée, et  $Z_2$  l'épaisseur de la zone racinaire comme le montre la FIGURE 39. Chaque compartiment est défini par des jeux de paramètres hydrodynamiques ( $P_1$ ,  $P_2$ ,  $P_3$ ) (FIGURE 39) qui seront des paramètres effectifs déterminés par modélisation inverse. Pollacco et al., (2008) ont montré en utilisant un modèle physique similaire à HYDRUS que les flux de la zone non saturée peuvent être modélisés en utilisant seulement 2 paramètres effectifs pour chaque compartiment. Ce modèle proposé

n'aurait besoin que de 8 paramètres (6 paramètres *hydrodynamiques* pour les 3 compartiments, et 2 paramètres pour l'épaisseur des couches).

### Modélisation des variations hydrodynamiques de la couche colmatée

Pour prédire les périodes où le bassin doit être décolmaté, il est nécessaire de connaître l'historique des paramètres hydrodynamiques de la couche colmatée comme cela a été modélisé par le modèle de BOUWER en FIGURE 23 et vérifié par le modèle HYDRUS-1D. Cependant, la modélisation avec BOUWER reste imparfaite car elle ne permet pas de prendre en compte l'état initial du sol, en particulier vis-à-vis de l'estimation du temps caractéristique de transfert jusqu'à la nappe (conditions initiales sèches ou humides) (paragraphe 2.4.4.1.2). L'utilisation de la méthode prédictive décrite ci-dessus devrait permettre d'améliorer significativement l'évolution temporelle des paramètres hydrodynamiques.

La relation entre le dépôt de sédiments et les propriétés hydrodynamiques de surface n'est pas encore clairement établie. Il est donc impératif qu'une meilleure estimation des MES cumulées entrant dans le bassin d'infiltration soit réalisée comme cela a été souligné dans le paragraphe 4.1.

Dans le paragraphe 2.4.5.2.1, nous avons aussi répertorié l'influence des organismes animaux fouisseurs sur la structure et les propriétés hydrodynamiques des sédiments. Ces modifications physiques du milieu par les invertébrés sont donc susceptibles de modifier les écoulements dans la zone colmatée. La modélisation des flux dans le bassin d'infiltration devrait donc intégrer ce rôle de la bioturbation. Toutefois, comme nous l'avons indiqué plus haut dans le rapport, l'intégration du rôle des organismes dans un modèle n'est pas simple pour deux raisons : **(1)** tous les organismes n'ont pas les mêmes actions dans le milieu et **(2)** l'action d'un type d'organisme dépend des caractéristiques physico-chimiques (granulométrie, teneurs en matière organique, ...) des sédiments. L'intégration de l'action des organismes dans la couche de sédiments colmatés nécessite donc une compréhension globale des relations invertébrés-milieu sédimentaire sur une large gamme de systèmes d'infiltration et d'organismes.

### Module d'absorption racinaire de la plante

Les bassins d'infiltration peuvent être végétalisés. Or, l'effet de la plante sur le bilan hydrique n'a pas été pris en compte. Afin de bien modéliser les flux d'eau, il est alors important de connaître les conditions initiales de l'humidité du sol avant l'arrivée d'une pluie. Aussi, l'introduction d'un module plante est proposé pour représenter l'absorption racinaire. Cette composante du bilan hydrique est importante et relativement facile à coupler avec le modèle prédictif. Pour tenir compte de la physiologie de la plante et de la réduction de la transpiration par la limitation en eau, le modèle de Feddes et al. (1988) peut être utilisé. Il introduit dans l'équation d'écoulement un terme « puits » donné par :

$$\text{Eq. 18} \quad S(h_i) = \beta E_p g(h_i) \Delta Rdf_i$$

ou  $\beta$  est la fraction de la transpiration tenant compte des différentes propriétés biophysiques de la végétation (-);  $E_p$  est l'évaporation potentielle de Penman (mm jour<sup>-1</sup>) (FAO, 1991);  $\Delta Rdf_i$  est la fraction verticale de la densité des racines pour chaque couche  $i$  (%);  $g(h)$  est la réduction de l'absorption racinaire en fonction de  $h$  pour chaque couche  $i$  (-).

La fonction  $g(h)$  (Prasad, 1986), représenté en FIGURE 40, et  $\Delta Rdf$  (Gale and Grigal, 1987) illustrée en FIGURE 41, sont des fonctions statistiques simples et robustes qui peuvent être couplées dans le modèle principal d'écoulement. Les valeurs des paramètres  $\Delta Rdf_i$  sont documentées par Jackson et al. (1996).

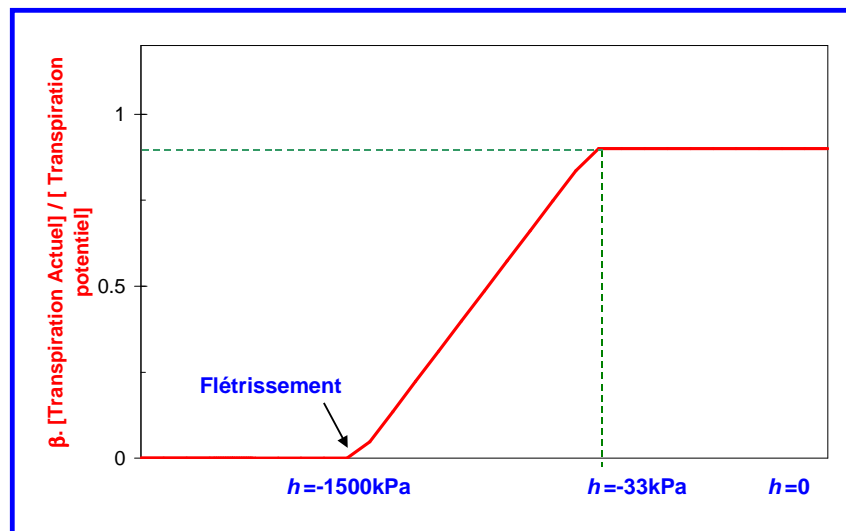


FIGURE 40 : modèle de réduction de l'absorption racinaire en fonction de  $h$  (Prasad, 1986).

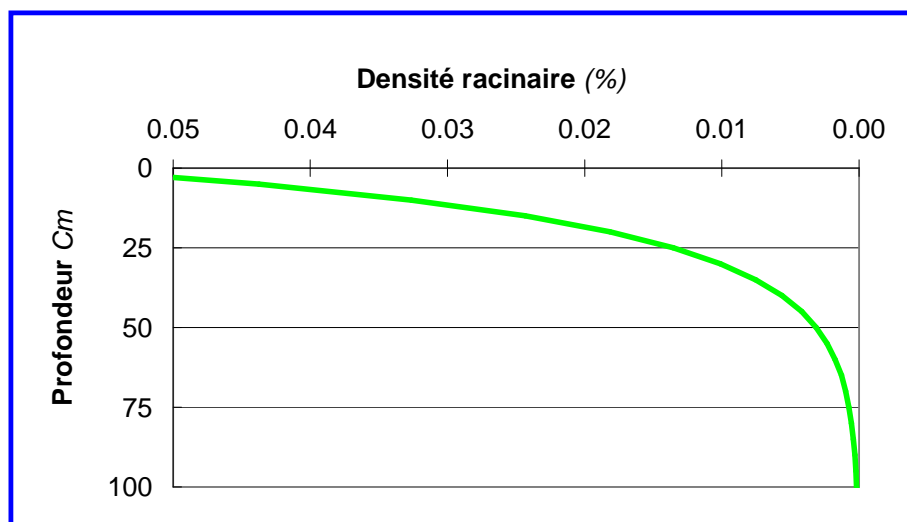


FIGURE 41 : modèle de la fraction verticale de la densité racinaire pour chaque couche (Gale and Grigal, 1987).

## NECESSITE DE MODELES DE CONNAISSANCE HYDROLOGIQUE POUR PASSER DE LA PARCELLE ELEMENTAIRE A L'ECHELLE DU BASSIN

Pour choisir les sites appropriés pour construire des bassins d'infiltration/rétention avec une évaluation du risque minimum de contamination de la nappe, il est nécessaire d'utiliser des modèles hydrologiques « à base physique ». L'un des défis posés actuellement dans l'étude des flux à échelle de l'ouvrage est l'extrapolation des connaissances acquises par la caractérisation hydrologique au niveau de la parcelle élémentaire par méthode hydrogéophysique (paragraphe 2.4.5.1) à une échelle plus large, celle du bassin d'infiltration. Une première approche de l'échelle du bassin et de l'extrapolation des connaissances locales pourrait venir de l'utilisation d'outils stochastiques de simulation (Scheibe et Murray, 1998).

Les fonctions objectives décrites dans le paragraphe 4.3.1 seraient alors utilisées pour confronter les méthodes d'interpolations, et non pas pour optimiser les paramètres comme dans les modèles prédictifs décrits auparavant. Ces différentes méthodes d'interpolation pourront être testées sur d'autres types de sous-sols de bassin d'infiltration instrumentés (par exemple, des bassins construits sur des dépôts fluviatiles), afin d'évaluer la transposabilité de ces méthodes à d'autres contextes géologiques.

### Module écoulement préférentiel

Les écoulements modélisés avec HYDRUS (1D ou 3D) sont basés sur l'équation de Richards qui représente principalement un écoulement matriciel. Or l'équation de Richards ne traduit pas de façon réaliste les écoulements rapides, dits préférentiels, à travers des macropores, fissures ou chenaux des dépôts fluvioglaciers (voir paragraphe 2.4.1.2.1 pour plus d'informations). Aussi, pour simuler le flux préférentiels il serait intéressant par exemple l'utilisation d'une autre approche fondée sur la résolution du modèle d'ondes cinématiques dispersives (Di Pietro et al., 2003; Rousseau et al., 2004). Ce modèle a donné des bons résultats pour la modélisation en colonne lysimétrique de grande taille (Majdalani, 2007). Les modèles d'ondes cinématiques dispersives assument que les pores capillaires sont initialement saturés, l'infiltration de l'eau prenant place rapidement et un drainage rapide via la macroporosité. De plus ce modèle a été couplé à un modèle de transport de particules colloïdales, ce qui le rend intéressant pour l'étude du transfert rapide 1D de polluants par la fraction colloïdale.

Le modèle d'ondes cinématiques dispersives pourrait être couplé également avec l'équation de Richards. Ce modèle permettrait notamment le couplage en 3D de l'approche hydrodynamique avec le transfert de polluants et montrer ainsi que la répartition des concentrations en éléments traces métalliques est dépendante de celle des hydrofaciès (premiers résultats de Ganaye, 2006; Arambourou, 2007).

## 5. CONCLUSIONS

Ce dernier chapitre porte sur (1) les conclusions relatives aux approches de modélisation développées avec les modèles existants au sein de l'OTHU en vue de l'élaboration d'un modèle global de fonctionnement du système allant du bassin versant jusqu'à la nappe, en passant par l'ouvrage de décantation et d'infiltration (organigramme représenté dans la FIGURE 2); (2) les difficultés rencontrées lors de ce travail; (3) les perspectives de ce travail.

### 5.1 APPROCHES DE MODÉLISATION DEVELOPPEES

Les outils et modèles permettant la modélisation des différents bassins urbain/ décantation/ d'infiltration ont été présentés (**CANOE**, **RUBAR20**, **BOUWER**, **HYDRUS**). Pour la modélisation des flux hydriques, il a été montré que ces modèles peuvent fonctionner en cascade. En revanche, des difficultés sont rencontrées pour la modélisation des flux des sédiments véhiculés dans les réseaux d'assainissement et dans les différents bassins. Ces difficultés sont dues, entre autres, à une non prise en compte complète de la variabilité et de l'hétérogénéité des solides transportés.

Par ailleurs, les débits à l'exutoire du bassin versant urbain sont fidèlement modélisés après étalonnage avec le logiciel commercial **CANOE** pour des événements météorologiques contrastés. Un outil fondé sur un couplage statique **CANOE** - **RUBAR 20** peut permettre aux gestionnaires de mieux suivre et dimensionner les ouvrages de décantation. **CANOE** peut permettre également de prédire l'impact des changements éventuels d'urbanisation sur les débits. En revanche, des pistes d'améliorations de la modélisation des flux de sédiments entrants dans le bassin de décantation avec **CANOE** doivent être recherchées. Il est proposé d'utiliser des *modèles couplant une équation de convection-diffusion au système de Barré de saint Venant*.

Les débits fournis par le logiciel **CANOE** peuvent être ensuite injectés dans **RUBAR 20** sous forme de conditions à la limite amont du bassin de décantation. Pour optimiser la géométrie du bassin de décantation afin de piéger la plus grande quantité de sédiments pollués, **RUBAR20** modélise d'une manière satisfaisante la distribution spatiale des sédiments au fond du bassin. Les modélisations des quantités de sédiments sortant du bassin de décantation sont en cours d'amélioration, de calage et de validation.

Les sédiments non piégés par le bassin de décantation arrivent dans le bassin d'infiltration et le colmate à moyen terme. Si le colmatage est trop important, la capacité d'infiltration diminue et par conséquent le risque d'inondation est accentué. Le modèle de **BOUWER** est un modèle simple permettant de déterminer l'impact des couches de sédiments accumulées sur les propriétés d'infiltration de la zone colmatée. Le modèle de **BOUWER** permet de déterminer s'il existe un risque accru d'inondation et de



déterminer s'il faut curer le bassin. A ce jour, il n'y a pas assez de données historiques pour estimer les fréquences de curage. Ceci est un problème complexe dû au changement des propriétés hydrodynamiques liées aux processus physico-chimiques complexes et de bioturbation qui sont encours d'étude notamment par des **ESSAIS EN COLONNES**.

Les flux d'eaux arrivant de la zone colmatée jusqu'à la nappe sont modélisés avec le modèle **HYDRUS**. Le bassin d'infiltration est construit sur des alluvions fluvio-glaciaires ayant des propriétés hydrodynamiques hétérogènes. Des recherches sont en cours afin de déterminer les types d'écoulements préférentiels générés dans ce type de bassin. A l'aide du modèle hydrogéophysique élaboré, il sera bientôt possible d'étudier des sites potentiels de construction d'ouvrages d'infiltration ayant une géologie moins vulnérable au transfert des sédiments. Les investigations géophysiques menées jusqu'à ce jour restent sur une seule parcelle et un travail d'interpolation doit maintenant être réalisé. Les résultats seront confrontés aux volumes d'eau entrant dans la nappe au cours du temps. Ces volumes seront modélisés avec un **MODÈLE DE MÉLANGE** utilisant des mesures en continu obtenues dans la nappe.

## 5.2 DIFFICULTES RENCONTREES

Le défi qu'il y avait à surmonter pour ce travail régnait dans, **(1)** la question présentée qui est vaste « *élaboration d'un système d'évaluation intégré des transferts de polluants au sein des ouvrages d'infiltration d'eau pluviale dans la zone non saturée fluvio-glaciaire en milieu urbain* » ; **(2)** le temps limité pour répondre ; **(3)** les difficultés liées à la pluridisciplinarité.

En conséquence, il fallait faire des choix sur les thématiques abordées. Il a été choisit de concentrer les efforts sur les flux d'eau. Ce choix nous paraît judicieux car l'amélioration des flux des sédiments et de polluants nécessite au préalable de maîtriser les flux hydriques.

## 5.3 PERSPECTIVES

L'incertitude de la modélisation des flux d'eau et de sédiments dans les bassins (urbain, de décantation et d'infiltration) dépend pour une grande partie de la qualité des mesures. Les incertitudes des prédictions ne peuvent pas être inférieures aux incertitudes des mesures utilisées comme entrées des modèles, d'autant plus que les modèles sont développés et calés à partir de ces mesures. Il est donc nécessaire de poursuivre les efforts de collecte des données en continu.

Les recherches prioritaires portent notamment sur la compréhension des flux hydriques dans la zone non saturée du bassin d'infiltration, car sans une connaissance approfondie de ces derniers, les flux de polluants ne pourront jamais être bien compris et modélisés.

## 6. RÉFÉRENCES BIBLIOGRAPHIQUES

- Al Bitar A. (2002) Validation de données et modélisation en Hydrologie Urbaine. Projet de Fin d'Etudes, URGC - Hydrologie Urbaine, Institut National des Sciences Appliquées de Lyon, 131 pages.
- Anderson M. P. (1989) Hydrogeologic facies models to delineate large-scale spatial trends in glacial and glaciofluvial sediments, *Geological Society of America Bulletin*, vol. 101, pp. 501-511.
- Arambourou H. (2007) Hydrogéo-chimie des métaux lourds en milieu hétérogène non saturé. Transferts des métaux lourds dans les ouvrages d'infiltrations d'eaux pluviales. Master en Sciences de l'Environnement Industriel et Urbain: Laboratoire des Sciences de l'Environnement de l'Ecole Nationale des Travaux Publics de l'Etat, INSA de Lyon, 71p.
- Arya L.M., Paris J.F. (1981) A physicoempirical model to predict the Soil Moisture Characteristic from particle-size distribution and bulk-density data. *Soil Science Society of America Journal*, Vol. 45, pp.1023-1030.
- Bardin J.P., Barraud S. (2004) Aide au diagnostic et à la restructuration du bassin de rétention de Chassieu. Rapport pour la Direction de l'Eau du Grand Lyon. INSA de Lyon, 62 pages.
- Barraud S., Gibert J., Winiarski T., Bertrand-Krajewski J.-L. (2002) Implementation of a monitoring system to measure impact of stormwater runoff infiltration. *Water Science and Technology*, 45(3), 203-210. ISSN 0273-1223.
- 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, pp. 26-31.
- Bertrand-Krajewski J.-L., Laplace D., Joannis C., Chebbo G. (2000) Mesures en hydrologie urbaine et assainissement. Paris (France): Technique et Documentation, 794 p. ISBN 2-7430-0380-4.
- Boeker E., van Grandelle R. (1995) *Environmental Physics*. John Wiley & Sons, Chichester, England.
- Bouwer H. (2002) Artificial recharge of groundwater: hydrogeology and engineering, *Hydrogeology Journal*, 10, pp. 121-142.
- Bouwer H. (1969) Theory of seepage from open channels, *Advances in hydrosciences*, 5, pp. 121-172.
- Burgéap (1995) Etude de la nappe de l'Est lyonnais, Lyon, 45 pages + 11 cartes
- Burgéap (2001) Etude hydrogéologique du secteur du bassin d'infiltration Django Reinhardt à Chassieu. Rapport Ly.765/A.7302. BURGÉAP, Lyon, France. ([www.burgeap.fr](http://www.burgeap.fr)).
- Carman P.C. (1937) Fluid flow through granular beds. *Trans. Inst. Chem. Eng*, Vol. 15, pp.150-166.
- Carre M., Rouhet G. (2002) Construction et calage de modèles hydrologiques sur les sites OTHU, Projet d'Initiation à la recherche & développement (URGC).
- Cemagref (2008) Logiciel RUBAR20. Notice d'emploi. 62 pages.
- Chebbo G. (1992) Solides de rejets urbains par temps de pluie: caractérisation et traitabilité. Thèse de Doctorat, Ecole Nationale des Ponts et Chaussées, Paris, 413 pages.
- Chebbo G., Gromaire M.C., Ahyerre M., Garnaud S. (2001) Production and transport of urban wet weather pollution in combined sewer systems: "Marais" experimental urban catchment in Paris. *Urban Water*, pp. 3-15.
- Chocat B. (1997) *Encyclopédie de l'hydrologie urbaine et de l'assainissement*. Ed. Tec et Doc Lavoisier, Paris, 1136p.
- Chocat B., Bertrand-Krajewski J.L., Barraud S. (2007) Les eaux pluviales urbaines et les rejets urbains de temps de pluie. *Technique de l'Ingénieur*, Article W6 800, à paraître, 32p.
- Colin F. (2006) Synthèse des données sur le fonctionnement d'un bassin d'infiltration de l'Est Lyonnais. Propositions d'optimisation du suivi des bassins Travail de fin d'études
- Danielopol D.L., Niederreiter R. (1990) The measurement of dissolved oxygen in lacustrine sediments. Laboratory set-up and techniques. *Bulletin – Institut de Geologie du Bassin d'Aquitaine*, pp 47–48, pp 287–296.
- Datry T., Hervant F., Malard F., Vitry L., Gibert J. (2003a) Dynamics and adaptive responses of invertebrates to suboxia in contaminated sediments of a stormwater infiltration basin. *Arch. Hydrobiol.*, 156, pp. 339-359.
- Datry T., Malard F., Gibert J. (2005) Response of invertebrate assemblages to increased groundwater recharge rates in a phreatic aquifer. *Journal of The North Benthological Society* 24(3), pp.461-477.

- Datry T., Malard F., Niederreiter R., Gibert J. (2003b) Video-logging for examining biogenic structures in deep heterogeneous subsurface sediments. *C. R. Biol.*, 273, pp. 217-233.
- Datry T., Malard F., Vitry L., Hervant F., Gibert J. (2003) Solutes dynamics in the bed sediments of a stormwater infiltration basin. *Journal of Hydrology*, 273, pp. 217-233.
- Dechesne M. (2002) Connaissance et modélisation du fonctionnement des bassins d'infiltration d'eaux de ruissellement urbain pour l'évaluation des performances techniques et environnementales sur le long terme. Thèse sci. : Institut national des Sciences Appliquées de Lyon 275 p.
- Dimopoulos I., Chronopoulos J., Chronopoulos-Sereli A., Lek S. (1999) Neural network models to study relationships between lead concentration in grasses and permanent urban descriptors in Athens city (Greece). *Ecol. Model.* 120, pp. 157-165.
- di-Pietro L., Ruy S., Capowicz Y. (2003) Predicting preferential water flow by travelling diffusive waves. *J. Hydrol.*, 278, pp.64-75.
- Driver N.E., Troutman B.M. (1989) Regression Models for Estimating Urban Storm-Runoff Quality and Quantity in the United States. *Journal of Hydrology* 109, No. 3/4: 221-236.
- FAO (1991) Report on the Expert Consultation for the Revision of FAO methodologies for crop water requirements. M. Smith, R. Allen, J.L. Monteith, L.A. Pereira, A. Perrier and A. Segeren FAO/AGL, Rome.
- Feddes R.A., Kabat P., van Bakel P.J.T., Bronswijk J.J.B., Halbertsma J. (1988) Modelling soil water dynamics in the unsaturated zone – state of the art. *J. Hydrol.*, 100, 69-111.
- François F., Poggiale J.-C., Durbec J.-P., Stora G. (1997) A new approach for the modelling of sediment reworking induced by a macrobenthic community. *Acta Biotheoretica*, 45, pp. 295-319.
- Gale M.R., Grigal D.F. (1987) Ertical root distributions of northern tree species in relation to successional status. *Canadian J. Forest Res.* 17, 829-834.
- Ganaye A., Winiarski T., Goutaland D. (2007) Impact d'un bassin d'infiltration d'eaux pluviales sur sa zone non saturée: relation entre la rétention des métaux et l'hétérogénéité de la formation fluvio-glaciaire.
- Gerino M. (1990) The effects of bioturbation on particle redistribution in Mediterranean coastal sediment preliminary results. *Hydrobiologia*, 207, pp. 251-258.
- Gong N., Denoëux T., Bertrand-Krajewski J.-L. (1996) Neural networks for solid transport modelling in sewer systems during storm events. *Water Science and Technology*, vol. 33, No 9, pp. 85-92.
- Goutaland D. (2008) Caractérisation hydrogéophysique d'un dépôt fluvio-glaciaire. Evaluation de l'effet de l'hétérogénéité hydrodynamique sur les écoulements en zone non-saturée Thèse à L'Institut National des Sciences Appliquées de Lyon
- Goutaland D., Winiarski T., Angulo-Jaramillo R., Lassabatere L., Bievre G., Buoncristiani J.-F., Dube J.-S., Mesbah A., Cazalets H. (2008) Étude hydrogéophysique de la zone non-saturée hétérogène d'un bassin d'infiltration d'eaux pluviales. Domaine : Géotechnique - Risques naturels.
- Gupta H.V., Sorooshian S., Yapo P.O. (1998) Toward improved calibration of hydrologic models: Multiple and non-commensurable measures of in-formation. *Water Resour. Res.* 34, 751-763.
- Heilig A., Steenhuis T.S., Walter M.T., Herbert S.J. (2003) Funneled flow mechanisms in layered soil : field investigations. *Journal of Hydrology*, Vol. 279, pp.210-223.
- Hillel D. (1998) Environmental soil physics. San Diego, Californie, USA: Academic Press. 771p.
- Huggenberger P., Meier E., Pugin A. (1994) Ground-probing radar as a tool for heterogeneity estimation in gravel deposits : advances in data-processing and facies analysis, *Journal of Applied Geophysics*, vol. 31, pp. 171-184.
- Gaudet J.P., Jegat H., Vachaud G., Wierenga P.J. (1977) Solute transfer, with exchange between mobile and stagnant water, through unsaturated sand. *Soil Sci. Soc. Am. J.* 41, pp. 665-670
- Jackson R.B., Canadell J., Ehleringer J.R., Mooney H.A., Sala O.E., Schulze E.D. (1996) A global analysis of root distributions for terrestrial biomes. *Oecologia* 108, 398-411.
- Jury W.A., Roth K. (1990) Transfer Functions and Solute Movement Through Soils. Theory and Applications. Birkhäuser Verlag, Basel.
- Kozeny J. (1927) Über die kapillare Leitung des Wassers im Boden. Wien: Akademie der Wissenschaften.
- Kung K.-J.S. (1990) Preferential flow in a sandy vadose zone, 2, mechanisms and implications. *Geoderma*, Vol.46, pp.59-71.

- Larmet H. (2006) Mobilisation et transfert de Zn, Cd, Cu et des colloïdes bactériens dans les bassins d'infiltration d'eaux pluviales : Influence des conditions hydrodynamiques Laboratoire des Sciences de l'Environnement, France.
- Lassabatere L., Angulo-Jaramillo R. (2007) Caractérisation hydraulique d'une couche sédimentaire et du sol sous-jacent en fond de bassin d'infiltration urbain Novatech, Lyon, France.
- Le-Coustumer, S (2008) Chapitre 2 de la thèse, Etude de l'évolution du comportement hydraulique d'un ouvrage en service : suivi en continu.
- Majdalani S. (2007) Modélisation numérique et expérimentale du transport préférentiel de particules dans les sols non saturés Thèse au LTHE
- Mc-Coy E.L., Boast C.V., Stehouver R.C., Kladvik E.J. (1994) Macropore hydraulics: taking a sledgehammer to classical theory. In: Lal R., Stewart A. (Eds) Soil processes and water quality. Lewis, Boca Raton, Fla., pp.303-348.
- Mac Carthy G.T. (1940) Engineering construction : flood routing. Fort Belvoir, Virginia (USA): The Engineering School.
- Mermillod-Blondin F., Nogaro G., Gibert J. (2007) Clogging of infiltration basins by stormwater sediments: influence of invertebrate bioturbation. 6ème conférence internationale Novatech 2007, Sustainable techniques and strategies in urban water management, 24 Juin 2007, Lyon, France.
- Mermillod-Blondin F., Rosenberg R., François-Carcaillet F., Norling K., Mauclair L. (2004c) Influence of bioturbation by three benthic infaunal species on microbial community and biogeochemical processes in marine sediment. *Aquatic Microbial Ecology*, 36, pp271–284.
- Mermillod-Blondin, F., Nogaro, G., Detry T., Malard F., Gibert J. (2005) Do tubificid worms influence the fate of organic matter and pollutants in stormwater sediments? *Environmental Pollution*, 134(1), pp. 57-69.
- Miyasaki T. (1988) Water flow in unsaturated soil layered slopes. *Journal of Hydrology*, Vol. 102, pp.201-214.
- Models of Sedimentary Aquifers. Tulsa, OK, USA: SEPM. pp.107-118.
- Mourad, M. (2005) Modélisation de la qualité des rejets urbains de temps de pluie : sensibilité aux données expérimentales et adéquation aux besoins opérationnels [En ligne]. Thèse : Institut National des Sciences Appliquées de Lyon, 2005 [20/07/2006], 315 p. Disponible sur <http://docinsa.insa-lyon.fr/these/pont.php?id=mourad>
- Mroczkowski M., Raper G. P., Kuczera G. (1997) The quest for more powerful validation of conceptual catchment models. *Water Resour.Res.* 33 (10), 2325–2336.
- Nagendra S.M.S., Khare M. (2005) Artificial neural network approach for modelling nitrogen dioxide dispersion from vehicular exhaust emissions. *Ecological Modelling*, in press, Corrected Proof, Available online 11 July 2005.
- Nimmo J.R. (2007) Simple predictions of maximum transport rate in unsaturated soil and rock, *Water Resour. Res.*, 43, W05426 .
- Nogaro G., Mermillod-Blondin F., Montuelle B., Boisson J.-C., Bedell J.-P., Ohannessian A., Volat B., Gibert J. (2007) Influence of a stormwater sediment deposit on microbial and biogeochemical processes in infiltration porous media. *Science of the Total Environment* 377: 334-348.
- Nogaro, G., Mermillod-Blondin, F., François-Carcaillet, F., Gaudet, J.P., Lafont, M., Gibert, J. (2006) Invertebrate bioturbation can reduce the clogging of sediment: an experimental study using infiltration sediment columns. *Freshwat. Biol.*, 51, 1458-1473.
- Perrodin Y., Delolme C., Winiarski T., Bedell J.-P., Barraud S., Bardin J.-P., Le Coustumer S., Gibert J., Malard F., Mermillod-Blondin F., Gourdon R., Desjardin V., Brelot E., Bacot L. (2005). Rapport final du Programme "MGD Infiltration" (maîtrise et gestion durable des ouvrages d'infiltration des eaux pluviales en milieu urbain), Programme RGCU financé par le Ministère de la Recherche, novembre 2005, 250 p.
- Pollacco J.A.P., Ugdale J.M., Saugier B., Angulo-Jaramillo R., Braud I. (2008) A Linking Test to reduce the number of hydraulic parameters necessary to simulate groundwater recharge in unsaturated soils, *Advances in Water Resources* Volume 31, Issue 2, Pages 355-369
- Prasad R. (1986) A linear root water uptake model. *J. Hydrol.* 99, 297-306.
- Scheibe T.D., Murray C.J. (1998) Simulation of geologic patterns : a comparison of stochastic simulation techniques for groundwater transport modeling. In: G.S. Fraser and J. Matthew Davis (Eds.) *Hydrogeologic* .
- Schoen, R., Gaudet, J.P., Bariac, T., 1998 Preferential flow and solute transport in a large lysimeter, under controlled boundary conditions. *J. Hydrol.* 215, 70–81.
- Servat E. (1984) Contribution à l'étude des matières en suspension du ruissellement pluvial à l'échelle d'un petit bassin versant. Thèse de doctorat. Montpellier, France. Université des sciences et techniques du languedoc, 182 pp + Annexes.

- Sigg L., Behra P., Stumm W. (2000) Chimie des milieux aquatiques – Chimie des eaux naturelles et des interfaces dans l'environnement. Dunod, 3<sup>ème</sup> édition, 567 p.
- Simunek J. M., Sejna M. T., van Genuchten R. The HYDRUS-3D software package for simulating two-dimensional movement of water, heat, and multiple solutes in variably saturated media, Version 2.0, IGWMC-TPS-53, International Groundwater Modeling.
- Smullen, J. T., Shallcross A. L., Cave K. A. (1999) Updating the U.S. nationwide urban runoff quality data base. *Water Science and Technology* 39(12): 9-16.
- Torres A., Lipeme Kouyi G., Bertrand-Krajewski J.-L., Guilloux J., Barraud S., Paquier A. (2008) Modelling of hydrodynamics and solid transport in a large stormwater detention and settling basin 11th International Conference on Urban Drainage, Edinburgh, Scotland, UK.
- Torres A., Lipeme Kouyi G., Bertrand-Krajewski J.-L., Paquier A. (2007) Modélisation 2D de l'hydrodynamique dans un bassin de retenue-décantation d'eau pluviale. 25<sup>èmes</sup> rencontres, 8 pages.
- Viotti P., Liuti G., Di Genova P. (2002) Atmospheric urban pollution: applications of an artificial neural network (ANN) to the city of Perugia. *Ecological Modelling* 148 (1), 27–46
- Walter M. T., Kim J.-S., Steenhuis T. S., Parlange J.-Y., Heilig A., Braddock R. D., Selker J. S., Boll J. (2000) Funneled flow mechanisms in a sloping layered soil : laboratory investigation, *Water Resources Research*, vol. 36, n°4, pp. 841-849.
- Willems P., Berlamont J. (1999) Probabilistic modelling of sewer system overflow emissions. *Wat. Sci. Technol.* 39 (9), 47–54.
- Winiarski T., Bedell J.-P., Delolme C., Perrodin Y. (2006) The impact of stormwater on a soil profile in an infiltration basin, *Hydrogeology Journal*, vol. 14, pp. 1244-1251.
- Winiarski T., Crosnier J., Vacherie S., Métal B. (2004) Evaluation de la teneur en eau de la zone non-saturée d'un bassin d'infiltration de l'Est de Lyon (France), *Novatech'2004*, Lyon, France, vol. 2, pp. 1541-1548.

## **7. PARTICIPANTS AU PROJET**

NOM	PRENOM	LABO	MAIL	TEL	SPECIALITE
ANGULO-JARAMILLO	Rafael	ENTPE	<a href="mailto:angulo@entpe.fr">angulo@entpe.fr</a>	04-72-04-7726	Hydrologue de la zone non saturée, physique des sols
BARRAUD	Sylvie	INSA	<a href="mailto:sylvie.barraud@insa-lyon.fr">sylvie.barraud@insa-lyon.fr</a>	04-72-43-8388	Hydrologie urbaine
DELOLME	Cécile	ENTPE	<a href="mailto:cecile.delolme@entpe.fr">cecile.delolme@entpe.fr</a>	04-72-04-7042	Biogéochimie et transfert des métaux dans la zone non saturée
GOUTALAND	David	ENTPE	<a href="mailto:David.goutaland@entpe.fr">David.goutaland@entpe.fr</a>		Hydrogéophysique
LIPEME KOUYI	Gislain	INSA	<a href="mailto:gislain.lipeme-kouyi@insa-lyon.fr">gislain.lipeme-kouyi@insa-lyon.fr</a>	04-72-43-8277	Hydrologie urbaine
MALARD	Florian	LYON1	<a href="mailto:malard@univ-lyon1.fr">malard@univ-lyon1.fr</a>	04-72-43-1561	Ecologie des Hydrosystèmes Fluviaux
MERMILLOD-BLONDIN	Florian	LYON1	<a href="mailto:mermillod@univ-lyon1.fr">mermillod@univ-lyon1.fr</a>	04-72-43-1364	Ecologie des Hydrosystèmes Fluviaux
PERRODIN	Yves	ENTPE	<a href="mailto:perrodin@entpe.fr">perrodin@entpe.fr</a>	04-72-04-7058	Évaluation des risques environnementaux.
POLLACCO	Joseph	ENTPE	<a href="mailto:joseph.pollacco@entpe.fr">joseph.pollacco@entpe.fr</a>	04-72-04-7139	Hydrologue de la zone non saturée, hydro-informatique
WINIARSKI	Thierry	ENTPE	<a href="mailto:thierry.winiarski@entpe.fr">thierry.winiarski@entpe.fr</a>	04-72-04-7089	Géologie et hydrogéologie de l'environnement