



HAL
open science

Modélisation simplifiée des processus de dégradation des pollutions majeurs des surverses de déversoirs d'orage par les filtres plantés de macrophytes à écoulement vertical

Marie Chelin

► To cite this version:

Marie Chelin. Modélisation simplifiée des processus de dégradation des pollutions majeurs des surverses de déversoirs d'orage par les filtres plantés de macrophytes à écoulement vertical. Sciences agricoles. 2012. dumas-00778815

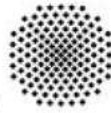
HAL Id: dumas-00778815

<https://dumas.ccsd.cnrs.fr/dumas-00778815v1>

Submitted on 21 Jan 2013

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

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



Universität Stuttgart **iswa**

AGROCAMPUS OUEST
CFR Rennes
65, rue de Saint Briec
CS 84215 35042 Rennes Cedex

ISWA
Bandtäle 2
D-70569 Stuttgart (Büsnau)
Allemagne

Mémoire de Fin d'Études*

**Diplôme d'Ingénieur de l'Institut Supérieur des Sciences
Agronomiques, Agroalimentaires, Horticoles et du Paysage**

Année universitaire* : 2011-2012

Spécialisation ou option* : Génie de l'Environnement -Sols, Eau, Hydrosystèmes

**Modélisation simplifiée des processus de dégradation
des pollutions majeures des surverses de déversoirs d'orage
par les filtres plantés de macrophytes à écoulement vertical.**

Par : Marie Chélin

Volet à renseigner par l'enseignant responsable de l'option/spécialisation* Bon pour dépôt (version définitive)
Date : Signature : Autorisation de diffusion : Oui Non

Devant le jury : Dr. Zahra THOMAS, Dr. Jacques HAURY, Dr. Catherine GRIMALDI, Dr.-
Ing. Ulrich DITTMER
Soutenu à Rennes le 13/09/2012
Sous la présidence de : Dr. Zahra THOMAS*
Maître de stage* : Dr.-Ing. Ulrich DITTMER
Enseignant référent : Dr. Zahra THOMAS

*"Les analyses et les conclusions de ce travail d'étudiant n'engagent
que la responsabilité de son auteur et non celle d'AGROCAMPUS OUEST".*

Danksagung

Mein Dank gilt:

- Dr.-Ing. Ulrich Dittmer für meine Aufnahme im Institut und dafür, dass er einen Teil seiner fachlichen Erfahrung mit mir geteilt hat. Sein Engagement und seine Ideen sind für mich sehr hilfreich gewesen.
- Dr.-Ing. Daniel Meyer für sein Interesse an meinem Projekt und seine Verfügbarkeit. Seine Erklärungen haben mir geholfen, insbesondere die Reinigungsprozesse besser zu verstehen.
- Den Arbeitsbereichen AWT und SE für ihre Freundlichkeit und das gute Arbeitsklima. Nicht zuletzt danke ich Dipl.-Ing. Marie Launay für ihre Hilfe bei meinen Behördengängen und für die Integration in das Arbeitsteam.
- Dr.-Ing. Pascal Molle, dass er mich erneut im Irstea-Team aufgenommen und mich durch seine Ratschläge in meinem Projekt unterstützt hat. Meine Teilnahme an dem dortigen workshop war sehr wertvoll, um den aktuellen Stand der Forschung über Retentionsbodenfiltern kennenzulernen.
- Dem jungen Team „Euration“ von IRSTEa für ihre freundliche Begleitung.

Das Leben in Stuttgart wurde insbesondere durch unsere Laufgruppe bereichert. Mit Phils subtilem Humor war das Training noch interessanter. Auch werde ich die Intensivtrainingseinheiten und die Diskussionen mit Carsten nicht vergessen.

Ich danke meinen Eltern, die mich seit meinem Studium stets ermuntert haben. Schließlich möchte ich Dir, Julien, meine Liebe ausdrücken. Ich bewundere Dein Engagement für Deine Dissertation und Dein Leben im Privaten sehr.

Remerciements

Mes remerciements s'adressent tout d'abord à M. Dittmer, pour m'avoir accueillie dans son service et avoir partagé une partie de son expérience avec moi. Son engagement quotidien et ses nouvelles idées ont constitué un appui décisif dans mon apprentissage.

Je tiens également à remercier M. Meyer, pour avoir gracieusement contribué à la construction de mon raisonnement. Ses explications ont été d'une grande utilité.

J'exprime toute mon amitié aux équipes AWT et SE de l'institut ISWA. Par leur gentillesse et leur bonne humeur, ils ont participé au bon déroulement général de mon stage. Plus particulièrement, je souhaite remercier Marie Launay pour m'avoir aidé dans de nombreuses démarches administratives et facilité mon intégration dans l'équipe.

La vie à Stuttgart aurait certainement été moins agréable sans l'existence de notre groupe de course à pied. La subtilité et l'humour de Phil ont rendu ces séances encore plus intéressantes. Par ailleurs, je n'oublierai pas l'intensité des moments sportifs que j'ai partagés avec Carsten.

Je remercie également Pascal Molle, pour m'avoir reçue une seconde fois dans son équipe et m'avoir conseillé sur certains aspects de mon stage. Ma participation à la fin de mon séjour au *workshop* s'est avérée très enrichissante. Elle m'a notamment permis de découvrir certains aspects de la recherche actuelle sur les filtres plantés de macrophytes.

Une nouvelle fois, j'ai pris plaisir à discuter avec l'équipe Epuración de l'institut IRSTEA, encore jeune d'esprit.

J'ai une pensée toute particulière pour mes parents, qui m'ont toujours poussée et encouragée dans mes études. Enfin, j'exprime mon profond attachement et mon amour sincère à Julien. Je suis très admirative de l'engagement que tu portes à réussir ta thèse et ta vie en général. Je crois très fort en toi.

Table des matières

DANKSAGUNG	I
REMERCIEMENTS	IV
TABLE DES MATIERES	V
LISTES DES FIGURES	VI
LISTE DES TABLEAUX	VII
LISTE DES SIGLES ET DES ABREVIATIONS UTILISEES	VIII
INTRODUCTION.....	1
I. SYNTHÈSE BIBLIOGRAPHIE	3
1. REJETS URBAINS DE TEMPS DE PLUIE	3
1.1. Définitions	3
1.2. Composition des rejets urbains de temps de pluie (RUTP)	4
1.3. Variabilité	4
2. FILTRES PLANTES DE MACROPHYTES.....	5
2.1. Présentation du modèle allemand.....	5
2.2. Description des principaux mécanismes de dégradation de la matière organique	6
3. DESCRIPTION DES MODELES EXISTANTS	10
3.1. Modèles simples (ex :k-C*)	10
3.2. Modèles mécanistes (ex.: module CW2D intégré au logiciel Hydrus 2D)	10
3.3. Modèles simplifiés (ex : RSF_DiSc).....	11
II. MATERIELS ET METHODES :	13
1. PRESENTATION DES DONNEES	13
1.1. Description des projets	13
1.2. Description des colonnes	14
1.3. Description des matériaux utilisés	15
2. CONDITIONS D'ALIMENTATION	17
2.1. Synthèse des événements simulés	17
2.2. Caractéristiques de l'influent.....	17
3. METHODES D'ANALYSE.....	18
3.1. Echantillonnage.....	18
3.2. Analyse chimique.....	18
4.1. Exploration du jeu de données par ACP.....	19
4.2. Mécanismes de transport et de rétention de la matière	19
4.3. Suivis temporels.....	20
4.4. Charges d'éléments polluants retenues par le filtre (suivis temporels)	22
4.5. Validation des résultats des séries temporelles par l'utilisation des résultats des EME	22
4.6. Tableaux synthétiques des objectifs et des méthodes d'analyse utilisées (tableaux 3 et 4).....	23
III. RESULTATS	25
1. STATISTIQUES DESCRIPTIVES	25
1.1. Nombre d'évènements suivis.....	25
1.2. Synthèse des caractéristiques des alimentations suivies.....	26
1.3. Caractéristiques des évènements suivis temporellement	27
1.4. Discussion sur les échantillonnages.....	28
2. Interprétation des résultats.....	29
2.1. Comportement hydraulique	29
2.2. Comportement de l'ammonium	30
2.3. Processus de nitrification.....	36
2.4. Synthèse des résultats obtenus sur le comportement de l'ammonium	39
2.4. Etude des mécanismes d'élimination de la DCO dissoute.....	40
2.6. Synthèse des études menées sur la DCO dissoute	42
CONCLUSION	43
1. SYNTHÈSE DES RESULTATS OBTENUS : ADAPTATION DU MODELE RSF_DiSc	43
1.1. Modélisation de l'ammonium.....	43
1.2. Modélisation de l'évolution de la concentration en nitrates	44
1.3. Modélisation de l'évolution de la concentration en DCO dissoute	44
2. PERSPECTIVES DE RECHERCHE	45
BIBLIOGRAPHIE	46

Listes des figures

Figure 1: Coupe longitudinale du modèle allemand de filtre planté de macrophytes pour le traitement des (S)RUTP (d'après Uhl et Dittmer, 2005).....	5
Figure 2: Evolution de la charge hydraulique dans un filtre planté de macrophytes à écoulement vertical (résultats collectés sur le projet SEGTEUP) (Chélin, 2011).....	7
Figure 3: Synthèse des différentes colonnes utilisées sur les projets BOFI	14
Figure 4: Schéma des colonnes utilisées par U.Dittmer et R.Wozniak (d'après Wozniak, 2007)	14
Figure 5: Répartition granulométrique des différents sables utilisés et exigences du guide méthodologie DWA M 178	15
Figure 6: Photographie des deux matériaux utilisés dans BOFI1 et 2: à gauche: sable de rivière 0/2mm; à gauche, pouzzolane 0/4 mm (R. Wozniak , 2007)	16
Figure 7: Evolution de la concentration d'ammonium dans l'effluent selon le modèle RSF_DiSc et informations recherchées (en rouge)	20
Figure 8: Evolution de la concentration en DCO dissoute dans l'effluent prédite par RSF_DiSc.....	21
Figure 9: Evolution de la concentration en nitrates dans l'effluent attendue par RSF_DiSc.....	21
Figure 10: Nombre d'évènements suivis sur les différentes configurations des projets BOFI 1 et 2.....	25
Figure 11: Résultats de l'analyse en composante principale réalisée sur les échantillons moyens	26
Figure 12: Nombre d'évènement suivis temporels sur les différentes configurations.	27
Figure 13: Résultats de l'ACP réalisées sur les suivis temporels	28
Figure 14: Evolution de la concentration de Brome dans l'effluent et comparaison avec l'ammonium ...	29
Figure 15: Evolution de la concentration d'ammonium dans l'effluent au cours d'un évènement	30
Figure 16: Confrontation de la hauteur de saturation simulée à la hauteur de saturation observée	32
Figure 17: Comparaison des pentes de saturation sur les différents évènements saturant en fonction de la concentration d'ammonium dans l'influent; en bleu : $[\text{NH}_4] > 10 \text{ mg.l}^{-1}$; en vert : $[\text{NH}_4] < 10 \text{ mg.l}^{-1}$	33
Figure 18: Charges d'adsorbée en fonction de la charge d'ammonium appliquée; courbes obtenues à partir de l'évolution des concentrations d'ammonium dans l'effluent au cours d'une alimentation	34
Figure 19: Charge d'ammonium retenue en fonction de la charge d'ammonium appliquée pour les configurations R0,01 et R0,03	35
Figure 20: Evolution type de la concentration en nitrates dans l'effluent	36
Figure 21: Confrontation des valeurs simulées et déterminées par l'expérience de la concentration maximales de nitrates dans l'effluent	37
Figure 22: Confrontation de la charge en nitrates simulée en fonction de la charge mesurée.....	38
Figure 23: Evolution de la concentration en DCO dissoute en fonction de la hauteur d'eau dans l'effluent pour les configurations R0,01 et L0,01	40
Figure 24: Evolution de la concentration en DCO dissoute en fonction de la hauteur d'eau dans l'effluent sur la configuration R0,03.....	41
Figure 25: Comparaison des résultats obtenus par les EME et les suivis temporels	42

Liste des tableaux

Tableau 1: Teneur en carbonates des différents matériaux utilisés	16
Tableau 2: Synthèse des guides méthodologiques de mesure utilisés sur les différents projets	18
Tableau 3: Synthèse des analyses effectuées (1/2)	23
Tableau 4: Synthèse des analyses effectuées (2/2)	24
Tableau 5: Nomenclature des colonnes utilisées.....	25
Tableau 6: Valeurs des coefficients obtenus pour l'échantillon testé.....	31
Tableau 7: Matrice de confusion du modèle de régression	31
Tableau 8: Moment d'apparition de la saturation: valeurs des coefficients obtenus pour l'échantillon étudié	32
Tableau 9: Estimation des charges d'ammonium maximale adsorbées à partir des séries temporelles	35
Tableau 10: Estimation des coefficients de l'analyse de covariance effectuée sur la concentration maximale en nitrates dans l'effluent	37
Tableau 11: Estimation des coefficients de l'analyse de covariance testant la charge de nitrates mesurée dans l'effluent en fonction des conditions d'alimentation et de la configuration	38

Liste des sigles et des abréviations utilisées

ACP : Analyse en composantes principales

AIC : Critère d'Akaiké

ANCOVA : analyse de covariance

BOFI (pour Bodenfilter) : ensemble de projets réalisés en Allemagne ayant pour but d'étudier le comportement des filtres plantés de macrophytes à écoulement vertical à l'égard des polluants des surverses de déversoirs d'orage.

CH4 : Méthane

DBO : Demande biologique en oxygène

DCO : Demande Chimique en Oxygène

DWA-M-178 : Guide allemand de recommandations pour la construction de filtres plantés de macrophytes à écoulement vertical

EME : Echantillons moyens évènementiels

H2S : Sulfure d'hydrogène

MES : Matières en suspension

NH4 : ammonium

NO2 : nitrites

NO3 : nitrates

RSF_DiSc : Modèle mis en place par (Dittmer, 2006) pour modéliser l'évolution des matières polluantes des surverses de déversoirs d'orage (DCO et ammonium) dans l'effluent d'un filtre plantés de macrophytes à écoulement vertical

RSF_Sim : Modèle mis en place par (Meyer, 2011) pour modéliser l'évolution des matières polluantes des surverses de déversoirs d'orage (DCO et ammonium) dans l'effluent d'un filtre plantés de macrophytes à écoulement vertical

RUTP : Rejets Urbains de temps de pluie

Introduction

Face aux objectifs d'atteinte du bon état de toutes les eaux de surface de la Directive Cadre Européenne sur l'Eau de 2000, les différents Etats membres ont pris plusieurs dispositions. L'un des domaines d'action concerne le traitement des rejets urbains de temps de pluie, regroupant l'ensemble des rejets issus des réseaux séparatifs de collecte, des surverses de déversoirs d'orage et de stations d'épuration engendrés par les précipitations (Chocat *et al.*, 1993). En effet, bien que l'eau pluviale ait longtemps été considérée comme une eau « propre », les études des dernières décennies ont démontré leurs conséquences négatives sur le milieu récepteur.

Pour limiter les effets et impacts des surverses de déversoirs d'orage, les zones humides artificielles sont actuellement considérées comme des techniques simples, fiables et peu coûteuses. Parmi ces techniques, les filtres plantés de macrophytes à écoulement vertical, employés pour la première fois en Allemagne dans les années 1990, se répandent peu à peu à travers l'Europe, avec cependant des différences de conception. Concernant le modèle allemand, l'eau collectée au niveau du déversoir d'orage est stockée dans des réservoirs de temps de pluie, alimentant le massif filtrant. L'infiltration de l'influent au sein du filtre permet l'élimination des polluants dissous et particulaires, grâce à un ensemble complexe de processus physico-chimiques (filtration, sédimentation et sorption), et biologiques (métabolisme).

Bien que de nombreuses recherches aient permis une compréhension plus fine des processus mis en jeu, les filtres plantés de macrophytes sont encore considérés comme des « boîtes noires » (Langergraber *et al.*, 2009). De plus, le caractère stochastique des RUTP engendre une variabilité de composition de l'influent et des volumes d'eau à traiter. Ces deux facteurs sont en partie à l'origine de la variabilité des résultats d'élimination observée.

L'interprétation des performances obtenues pour des paramètres donnés de construction, d'opération et d'alimentation peut être effectuée à l'aide de modèles. Trois types de modèles d'élimination des polluants existent actuellement. Les modèles de décroissance du premier ordre, bien que facilement compréhensibles, ne peuvent s'appliquer que dans certaines situations particulières (conditions permanentes et hypothèse d'écoulement piston), qui sont rarement respectées dans la réalité (phénomène de dispersion dans le filtre) (Wong *et al.*, 2006). De plus, ils ne permettent pas de relier directement les conditions spécifiques d'une alimentation aux résultats d'élimination obtenus. Des modèles plus complexes couplés à des logiciels de modélisation hydrodynamique permettent actuellement une bonne représentation des processus et une bonne prédiction des concentrations dans l'effluent. Le modèle de dégradation biologique CW2D, couplé au modèle hydraulique Hydrus 2D, constitue l'un de ces modèles (Langergraber, 2007). Cependant, leur complexité les rend peu adaptables directement à des applications industrielles.

Les modèles simplifiés, tels que RSF_Sim (Meyer, 2011) et RSF_DiSc (Dittmer, 2006) sont des modèles intermédiaires entre les deux catégories précédentes. Ils ont été conçus dans la perspective de devenir des outils de dimensionnement utilisables par l'industrie. Bien que les premières simulations par ces modèles permettent une bonne prédiction des performances, leur calibration et leur validation reste partielle. Par ailleurs, l'étude des principaux facteurs d'influence sur les performances doit être poursuivie.

Plusieurs méthodes de calibration des modèles ont été mises au point. Elles impliquent différentes échelles d'expérimentation, du suivi en taille réelle à la colonne de laboratoire. Les études menées sur des installations taille réelle ont l'avantage de présenter des caractéristiques environnementales réelles. Cependant le grand nombre de paramètres d'influence et des interactions entre ces derniers rend l'analyse complexe. Les investigations en laboratoire sur des dispositifs de taille réduite permettent de travailler en conditions contrôlées, qui peuvent cependant différer de façon non négligeable des conditions réelles d'alimentation et ainsi impacter sur la représentativité des résultats. Les pilotes expérimentaux semi-industriels constituent un intermédiaire entre ces deux installations (projet SEGTEUP,).

Mon étude a porté sur le traitement des résultats collectés à partir de colonnes expérimentales lors de trois projets scientifiques réalisés respectivement par U. Dittmer, (2006), R. Wozniak, (2008) et Uhl *et al.*, (2007). Une colonne expérimentale peut être considérée comme la représentation à l'échelle du laboratoire d'une installation à taille réelle, démunie de végétaux.

L'objectif de cette étude était de déterminer les principaux facteurs d'influence des performances sur l'ammonium et la demande chimique en oxygène (DCO) et de tester la validité du modèle RSF_DiSc sur des colonnes de laboratoire. Les paramètres d'influence testés ont été choisis à partir des connaissances acquises et des hypothèses réalisées antérieurement.

I. Synthèse bibliographique

1. Rejets urbains de temps de pluie

1.1. Définitions

Types de réseaux

Deux types de réseaux sont généralement distingués. Les réseaux séparatifs sont apparus depuis les années 1960 (Gromaire-Mertz, 1998). Ils collectent séparément les eaux pluviales (directement rejetées au milieu récepteur) et les eaux usées domestiques (intégralement traitées à la station d'épuration).

Les réseaux unitaires reçoivent à la fois les eaux usées de temps sec et les eaux usées de temps de pluie. Afin de garantir le bon fonctionnement de la station de dépollution en aval, des déversoirs d'orage sont installés sur le réseau. Ces ouvrages ont pour rôle de dériver les flux excédentaires, appelés surverses, vers le milieu naturel, un bassin d'orage ou une structure de traitement (ENGEES, Anjou Recherche, FNDAE, 2006).

Type d'influent

Le terme « eau usée » est un terme générique désignant l'ensemble des eaux impropres ou polluées devant bénéficier d'un assainissement ou d'une dépollution avant d'être rejetées dans le milieu récepteur (www.Verdura.fr). Les eaux usées non encore traitées arrivant à la station de dépollution sont dénommées « influent ».

Les eaux usées unitaires de temps sec correspondent aux eaux résiduelles urbaines auxquelles s'additionnent les eaux claires parasites (eaux d'infiltration dans le réseau) et les eaux de nettoyage des voiries. En temps de pluie, le ruissellement urbain intègre le réseau par l'intermédiaire des avaloirs et apporte sa contribution.

Les rejets urbains de temps de pluie (RUTP) désignent, d'après la définition de (Hémain, 1987), « l'ensemble des eaux tombant sur un bassin versant urbanisé, rejoignant le milieu récepteur sans passer par un système d'épuration ». Dans un réseau unitaire, ils correspondent donc au mélange d'eaux usées de temps de pluie et de temps sec rejeté par les déversoirs d'orage placés sur le réseau.

Zones humides artificielles

D'après les définitions de (EPA, 1999) et (Vymazal, 2007), les zones humides artificielles (ZHA) sont des systèmes d'ingénierie environnementale utilisant des processus naturels –chimiques, physiques et biologiques dans un but de dépollution de l'eau. Les ZHA sont communément classées suivant leur mode d'écoulement. On distingue ainsi les ZHA de surface, où l'influent circule directement sur le sol existant, et les ZHA de subsurface, dans lesquels l'influent s'écoule à travers un matériau poreux (filtres plantés de macrophytes à écoulement vertical ou horizontal). Le modèle allemand pour le traitement des surverses de temps de pluie est de type « filtres plantés de macrophytes à écoulement vertical ».

1.2. Composition des rejets urbains de temps de pluie (RUTP)

Thévénot (1992) cité dans (Bertrand-Krajewski, 2006) classifie les éléments polluants qui composent les RUTP en sept familles, par ordre de visibilité : les solides flottants engendrant une pollution visuelle, - les matières en suspension (MES), les matières oxydables (Demande Chimique en Oxygène (DCO) et Demande biologique en Oxygène (DBO)), les nutriments (azote et phosphore), les micropolluants minéraux (métaux lourds), les micropolluants organiques (hydrocarbures) et les microorganismes pathogènes.

Parmi ces derniers, les polluants majeurs sont les MES, la DCO et les nutriments. La DCO correspond à une mesure physico-chimique de la matière organique, dont la dégradation consomme de l'oxygène. Elle regroupe plusieurs composés carbonés et sels, mais ne prend pas en compte certains composés azotés comme l'ammonium (Kadlec et Wallace, 2009). Les influents de RUTP se distinguent des eaux résiduaires urbaines par trois caractéristiques majeures : (Molle *et al.*, 2010) :

- une grande partie de la pollution est liée aux particules
- la pollution est très minérale
- leur composition et leur volume sont soumis à une très grande variabilité

1.3. Variabilité

Au cours d'un évènement pluvieux, les flux hydrauliques et polluants apportés au milieu récepteur dépendent de nombreux facteurs. On peut distinguer trois échelles principales de variabilité. La variabilité *intersites* correspond à la différence de qualité et de quantité de l'effluent entre deux bassins versants. Les facteurs de variabilité peuvent être relatifs à la forme du bassin versant (taille, forme, pente moyenne), à l'occupation du sol (taux d'imperméabilisation, type d'activité présente) ou encore aux caractéristiques du réseau de collecte (pente, présence de pompe de refoulement...) (Gromaire-Mertz, 1998, Parent-Rouault et Boisson, 2007). La variabilité *inter-évènementielle* est liée aux divergences de qualité et de quantité pouvant avoir lieu sur le même site entre deux évènements pluvieux. Elle est notamment due à l'intensité de la pluie, à la durée de la période de temps sec précédant l'évènement, et aux fluctuations des activités urbaines. Le troisième type de variabilité est dite *intra-évènementielle* : la répartition de la pollution n'est pas homogène au cours d'un évènement. Un pic de concentration peut être observé dans les premières périodes de l'évènement (premier flot), ou celui-ci peut arriver plus tard (flot retardé) (Bertrand-Krajewski *et al.*, 1998) Cependant, les auteurs précisent que le processus est complexe et spécifique aux sites étudiés (Chocat *et al.*, 1993, Bertrand-Krajewski *et al.*, 1998).

Outre cette variabilité, les RUTP sont caractérisés par une fréquence d'occurrence difficilement prévisible. Certains évènements seront très rapprochés dans le temps alors que d'autres seront espacés de plusieurs mois (Dittmer *et al.*, 2005). En comparaison, la qualité et la quantité des influents d'une station de traitement des eaux résiduaires urbaines présentent une plus grande stabilité. En effet, malgré la présence de pics de concentrations et de volumes au cours d'une journée, ces derniers sont généralement toujours compris dans un intervalle de temps régulier. Le dimensionnement d'ouvrages destinés au traitement des eaux résiduaires urbaines est donc plus aisé que ceux pour le traitement des surverses de déversoirs d'orage.

2. Filtres plantés de macrophytes

2.1. Présentation du modèle allemand

En Allemagne, les surverses de déversoirs d'orage sont collectées et stockées temporairement dans des réservoirs d'eaux pluviales pour la décantation des particules les plus grossières et l'élimination des flottants. Lors d'événements pluvieux majeurs, une surverse au niveau de ce bassin assure la sécurité hydraulique de l'ensemble, mais l'effluent surversé entraîne des impacts écologiques importants sur le milieu récepteur, d'où la nécessité de le traiter. Les principaux objectifs des filtres plantés de macrophytes sont donc:

- la rétention et la réduction des pics de concentrations et de flux
- la réduction des matières en suspension par filtration
- la rétention des polluants solubles par adsorption puis dégradation biologique (Dittmer *et al.*, 2005).

En raison de la nature stochastique des surverses de déversoirs d'orage, la conception des filtres plantés de macrophytes à écoulement vertical doit être adaptée au contexte local. Le modèle allemand de filtres plantés de macrophytes à écoulement vertical pour le traitement des RUTP est présenté en figure 1.

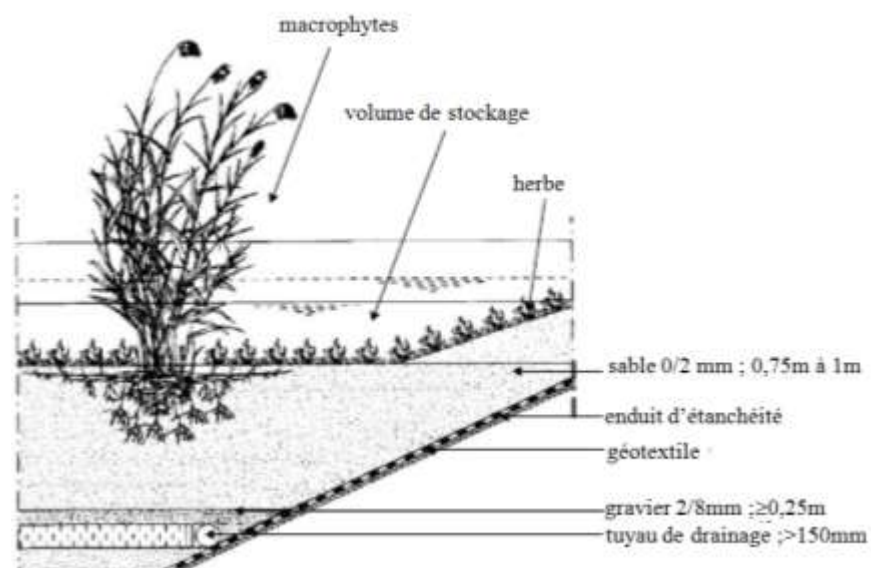


Figure 1: Coupe longitudinale du modèle allemand de filtre planté de macrophytes pour le traitement des (S)RUTP (d'après Uhl et Dittmer, 2005)

L'alimentation est effectuée en surface du filtre. Pour limiter l'érosion, le débit d'entrée est limité à $150 \text{ l. s}^{-1}.\text{m}^{-2}$. L'influent s'infiltré verticalement à travers une couche de sable de 0,75 m à 1 m d'épaisseur. La granulométrie du matériau conditionne en partie l'écoulement et doit être choisie de manière précise. Un intervalle de courbe de granulométrie est recommandé par le guide allemand DWA-M 178.

L'eau filtrée est ensuite drainée par une couche de gravier d'épaisseur supérieure à 0,25 m avec environ 70% de gravier 2/8 mm et 30% de gravier 2/4 mm. L'eau est enfin collectée dans un réseau de drainage (Uhl et Dittmer, 2005). Afin de contrôler le temps de séjour dans le filtre, un dispositif de limitation du débit de fuite est installé à la sortie du réseau de drainage. Le guide allemand DWA-M 178 préconise une vitesse d'infiltration inférieure à 10^{-4} m.s^{-1} , correspondant à une limitation du taux d'infiltration entre $0,01$ et $0,03 \text{ l. s}^{-1}.\text{m}^{-2}$ (Uhl et Dittmer, 2005).

Contrairement aux autres configurations de zones humides artificielles, le filtre planté de macrophytes à écoulement vertical est entièrement drainé après chaque alimentation. Lorsque ce système est utilisé pour le traitement des RUTP, la très grande variabilité des conditions d'alimentation (composition et volumes, intensité de l'évènement, durée de la période de temps sec) induit de grandes différences sur les performances mesurées.

2.2. Description des principaux mécanismes de dégradation de la matière organique

2.2.1. Comportement hydraulique

Les caractéristiques intrinsèques du matériau vont déterminer la répartition temporelle et spatiale de l'influent dans le filtre et donc impacter directement les capacités d'épuration de ce dernier. Aussi, il est primordial de s'intéresser au comportement hydraulique du filtre avant d'essayer de comprendre les processus d'élimination.

Le système adapté au traitement des RUTP est dit « variablement saturé » car il possède la particularité d'alterner les phases de saturation totale du massif (période de flaquage) et de non saturation (début de la période d'alimentation et période de drainage). Un exemple d'évolution temporelle de la charge hydraulique obtenu avec des sondes pression sur le projet SEGTEUP (Chélin, 2011¹) est présenté en figure 2. La phase d'alimentation et la phase de drainage peuvent se diviser en deux étapes : pendant les phases non saturées, les pores se remplissent progressivement. La dispersion de l'eau dans le massif filtrant se fait de manière tridimensionnelle. Pendant la période de flaquage, tous les pores du filtre sont saturés et la hauteur d'eau est supérieure à la surface du filtre. L'évolution de la hauteur d'eau est alors linéaire et suit les règles d'écoulement en milieu poreux en conditions saturées (loi de Darcy). Lors du drainage non saturé du filtre, la vitesse d'infiltration diminue progressivement avec la charge hydraulique.

¹ Rapport de stage S7

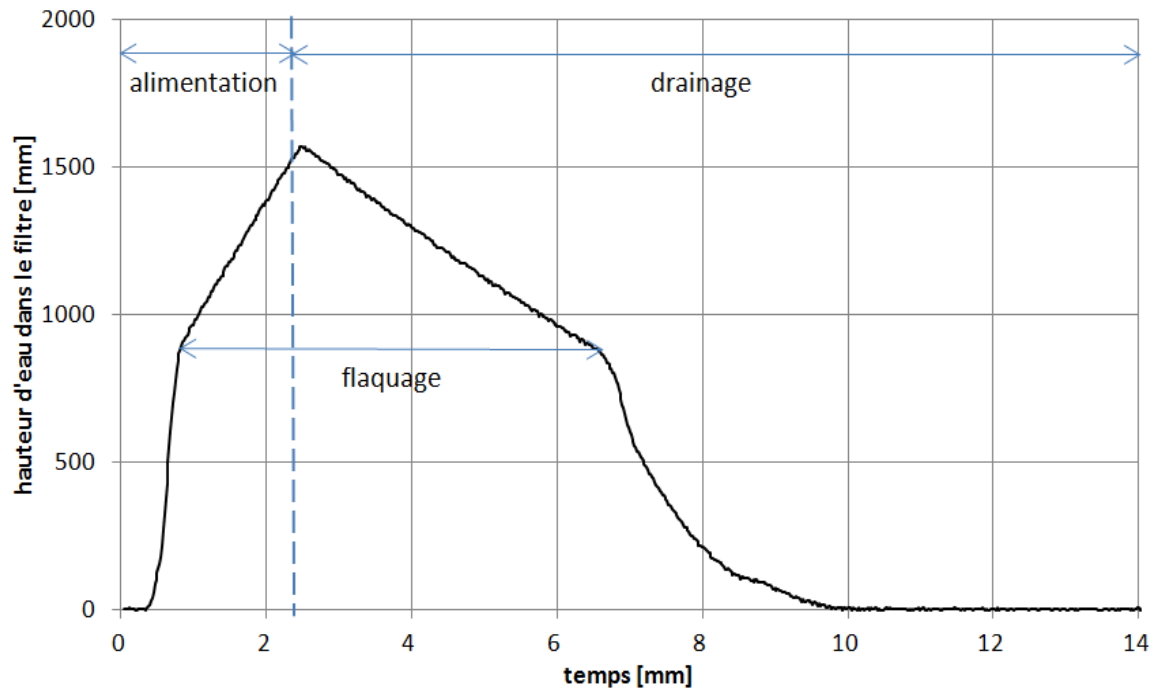


Figure 2: Evolution de la charge hydraulique dans un filtre planté de macrophytes à écoulement vertical (résultats collectés sur le projet SEGTEUP) (Chélin, 2011)

La conductivité hydraulique détermine la vitesse à laquelle l'eau s'infiltré dans le sol. En particulier, la conductivité hydraulique à saturation correspond à la vitesse d'infiltration de l'eau dans le sol saturé.

Il existe, au sein du massif, des écoulements préférentiels qui s'expliquent par une distribution hétérogène des tailles de pores du matériau. Dans les pores volumineux, l'eau circule facilement et son temps de séjour y est plus court que dans les micropores où l'eau est retenue par des forces de capillarité plus grandes. Les « zones mortes » correspondent à des espaces du filtre dans lequel il n'y a pas d'écoulement. Leur importance dépend de la nature du matériau poreux : un matériau avec une grande étendue de diamètres de grains sera à l'origine d'une structure de pores très hétérogène. De même, un matériau à structure anguleuse favorisera la création de zones mortes (Meyer, 2011). Les grains des matériaux permettant d'utiliser le volume des pores de façon optimale seront donc caractérisés par une faible étendue de diamètre et une forme arrondie.

A la fin du drainage du filtre, la teneur en eau résiduelle est atteinte lorsqu'on observe un équilibre entre les forces de gravité et de capillarité.

2.2.2. Mécanismes d'élimination des matières en suspension

Bien que les filtres plantés de roseaux soient encore considérés comme des « boîtes noires » (Langergraber *et al.*, 2009, Henrichs *et al.*, 2007), les auteurs s'accordent généralement sur le fait que les matières polluantes, dissoutes ou particulaires, sont d'abord adsorbées ou filtrées puis dégradées de façon biologique pendant la phase de repos (Dittmer, 2006, Henrichs *et al.*, 2007).

Les particules les plus grossières sont piégées à la surface du filtre au cours de l'alimentation, puis minéralisées pendant la période de temps sec grâce aux microorganismes présents à la superficie du filtre et dans la couche de sédimentation déjà formée (Meyer, 2011 ; Henrichs *et al.*, 2007). Lorsqu'elles sont très organiques, les longues chaînes carbonées qui les composent (ex : amidon) favorisent la formation d'une couche de colmatage, qui peut entraver la circulation de l'influent dans le massif en diminuant le volumes des pores (Zhao *et al.*, 2009). Dans le système allemand, ce phénomène est cependant réduit par l'utilisation d'un réservoir d'eaux pluviales en amont du filtre. Par ailleurs, les macrophytes ont un rôle de décolmatation physique de par leurs mouvements latéraux. Ils contribuent ainsi à fissurer cette couche de dépôt.

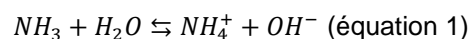
Les particules plus fines passent au travers du filtre ou sont retenues par les pores du matériau filtrant. Elles contribuent alors à en diminuer la porosité et la conductivité hydraulique (Zhao *et al.*, 2009). Elles peuvent également subir une adsorption, qui peut être biotique ou abiotique.

Les rendements sur les MES des filtres plantés sont constamment élevés et augmentent avec la charge appliquée. Concernant la DCO particulaire sont généralement très élevés (>90%). Les concentrations dans l'effluent atteindraient 2 à 4 mg.l⁻¹ sur des installations à taille réelle (Dittmer, 2006).

2.2.3. Mécanismes d'élimination des matières dissoutes

2.2.3.1. Elimination de l'ammonium

Alors que les composés organiques sont rapidement hydrolysés (chimiquement et par action microbienne), l'ammonium peut constituer un risque pour les milieux récepteurs. L'ammonium existe sous deux formes : une forme ionisée (NH₄⁺) et une forme gazeuse (NH₃). L'équilibre des deux formes se réalise selon l'équation 1 :



La proportion de la forme gazeuse augmente avec le pH et la température de l'eau. A 25°C, et un pH de 7 (« conditions environnementales moyennes »), elle atteint 0,6% de l'ammonium total (Kadlec et Wallace, 2009). La forme gazeuse est toxique à faible concentration pour plusieurs formes de vie aquatiques (Kadlec et Wallace, 2009). C'est pourquoi l'ammonium constitue un paramètre d'intérêt majeur dans le traitement des eaux urbaines de temps de pluie.

Au sein des filtres plantés de roseaux, l'ammonium est adsorbé par le matériau filtrant. Il est ensuite dégradé biologiquement en nitrites puis nitrates, principalement par voie aérobie (nitrification). Ceux-ci sont alors transformés en N₂O gazeux (relargué dans l'atmosphère) par voie anaérobie (dénitrification). Dans le cas spécifique des RUTP, la présence d'un seul étage de traitement ne permet qu'une dénitrification très partielle (Vymazal, 2006). La plupart des nitrates formés se retrouvent donc dans l'effluent de sortie.

(Dittmer, 2006) a observé un processus en deux étapes sur des installations en taille réelle. Lors de la phase d'alimentation, l'ammonium est adsorbé par dans les premiers cms de la couche filtrante. Il est ensuite nitrifié pendant la phase de repos, ce qui régénère la capacité d'adsorption du filtre. Les nitrates formés seront relargués dans l'effluent lors de la prochaine alimentation. (Dittmer, 2006 ; Meyer *et al.*, 2008). Lors d'alimentations particulièrement longues ou fortement chargées en ammonium, il est possible d'observer une saturation des sites de sorption.

2.2.3.1. Elimination de la demande chimique en oxygène (DCO)

Fractionnement de la DCO

La Demande Chimique en Oxygène (DCO) correspond à une mesure indirecte de la matière organique, dont la dégradation consomme de l'oxygène.

On distingue la DCO particulaire (majoritairement éliminée par filtration) de la DCO dissoute. Trois niveaux de biodégradabilité peuvent ensuite être considérés : lentement biodégradable, rapidement dégradé et inerte (non biodégradable) (Gillot et Choubert, 2010).

Malgré l'existence de méthodes capables d'approximer ces différentes fractions, Gillot et Choubert (2010) soulignent la difficulté de déterminer la valeur des différentes fractions de DCO avec exactitude. Dans le cas d'une modélisation, ces estimations sont donc réajustées à partir de modèles de simulation.

La concentration dans l'effluent de DCO est donc fonction de la composition de la DCO dans l'influent. Celle-ci dépend principalement de la proportion d'eaux résiduaires urbaines et d'eaux de ruissellement urbain dans l'influent.

Elimination de la DCO dissoute

La matière organique est métabolisée par des microorganismes hétérotrophes pour produire de l'énergie. Cette opération peut se réaliser en conditions aérobies ou anaérobies. En conditions aérobies, cette réaction donne lieu à une formation de dioxydes de carbone et d'eau. En absence d'oxygène, elle aboutira à la production de produits intermédiaires (acides organiques, alcools) ou de produits réduits (CH_4 , H_2S) (Wozniak, 2008).

Les rendements obtenus peuvent varier en fonction de son fractionnement. En effet, une matière est facilement biodégradable lorsque toutes les enzymes spécifiques pour les transformations sont présentes en quantité suffisante. Lorsqu'au moins une enzyme n'est pas présente (ou en quantité insuffisante), la matière devient lentement biodégradable. Dans le cas de l'apparition d'une nouvelle molécule organique dans l'influent, il est possible de devoir attendre « une période de démarrage » avant d'initier la synthèse de nouvelles enzymes. Cependant, les différentes études sur sites à tailles réelles et sur colonnes expérimentales n'ont pas permis de mettre en évidence l'influence du fractionnement de la DCO sur les performances des filtres (Meyer, 2011). Seul le taux d'infiltration semble avoir un impact sur les capacités d'épuration du filtre vis-à-vis de ce polluant (Schmitt *et al.*, 2006).

3. Description des modèles existants

3.1. Modèles simples (ex :k-C*)

Les modèles simples sont construits sur le concept de « boîte noire », dans lequel le filtre est perçu comme un intermédiaire entre des données d'entrée et de sortie (principalement concentrations et données hydrauliques de débits) (Giraldi *et al.*, 2010). Ces modèles ont pour origine l'analyse empirique du fonctionnement des ouvrages (Kumar et Zhao, 2011). Le modèle k-C* a été conçu pour prédire les performances des zones humides artificielles et proposer des règles de dimensionnement des ouvrages de traitement. Il est basé sur une équation différentielle de décroissance du premier ordre pour chaque polluant considéré (équation 2):

$$q \frac{dc}{dx} = k(C - C^*) \quad (2)$$

avec q : taux de charge hydraulique [en m.an⁻¹], x : coordonnée spatiale entre l'entrée et la sortie, C^* : concentration de fond du paramètre étudié [mg.l⁻¹], C : concentration du paramètre étudié dans l'influent [mg.l⁻¹].

La concentration de fond, considérée comme non nulle, correspond à la production primaire des macrophytes et des microorganismes, additionnées à la libération des sédiments (Rousseau *et al.*, 2004). Ce modèle est basé sur les hypothèses que les paramètres k et C^* ne dépendent ni du taux de charge hydraulique, ni de la concentration d'entrée (Kadlec, 2000). Kadlec (2000) a montré que ces hypothèses n'étaient pas constamment vérifiées et que le modèle était perfectible.

3.2. Modèles mécanistes (ex.: module CW2D intégré au logiciel Hydrus 2D)

Les modèles mécanistes constituent un appui technique pour une meilleure compréhension des processus se déroulant à l'intérieur du filtre. Leur fonctionnement repose sur des équations complexes décrivant les comportements hydrauliques et les dégradations de l'influent lors de sa traversée dans le filtre.

Le module CW2D, intégré au logiciel de simulation hydraulique en milieu poreux HYDRUS 2D, constitue le modèle mécaniste le plus connu pour modéliser le traitement de la pollution par les filtres plantés de macrophytes (Langergraber *et al.*, 2009). Initialement conçu pour la simulation du traitement des eaux résiduaires urbaines par les procédés d'infiltration, il a montré de bons résultats adapté à la simulation du traitement des surverses de déversoirs d'orage (Meyer *et al.*, 2008).

La modélisation de l'écoulement de ce modèle repose sur les équations de Richards ((Simunek *et al.*, 2006) cité dans (Langergraber *et al.*, 2009)). Le module CW2D considère 12 composants et 9 procédés. Les composants considérés sont l'oxygène dissous, la matière organique (avec trois niveaux de biodégradabilité), les nitrates, les nitrites, l'ammonium, l'azote gazeux, le phosphore inorganique et les microorganismes autotrophes (deux espèces) et hétérotrophes. L'azote et le phosphore organique sont considérés comme une fraction de la DCO.

Les procédés pris en compte sont l'hydrolyse, la dégradation de la matière organique, la nitrification (processus en deux étapes), la dénitrification, et le processus de lyses de microorganismes (somme de tous les processus de décroissance et de perte). (Langergraber, 2007). Tous les processus sont dépendants de la température (Langergraber *et al.*, 2009). Les équations utilisées pour les processus biochimiques et les transformations biologiques sont basées sur des équations de type Monod (Langergraber *et al.*, 2009). CW2D ne tient pas compte de l'épaisseur du biofilm, supposant que la quantité de microorganismes est constante pour une quantité de substrat données. Ces modèles biologiques sont dérivés des modèles ASM (*Activated Sludge Models*) initialement utilisés pour la simulation des procédés à boues activées.

3.3. Modèles simplifiés (ex : RSF_DiSc)

Les modèles simplifiés ont pour objectif d'établir des lois de dimensionnement, pouvant être utilisées facilement par le corps de l'ingénierie. Les équations décrivant les mécanismes impliqués doivent donc être plus simples que dans les modèles mécanistes.

Le modèle établi par U. Dittmer (2006) (RSF_DiSc) est le résultat d'un suivi de trois ans sur deux filtres plantés à taille réelle, situés à Saarbrücken (Allemagne). Il constitue le modèle de base de cette étude.

3.3.1. Elimination de la DCO

Dans ce modèle, l'élimination de la DCO particulaire se fait selon un rendement constant (>70%). En effet, les particules étant éliminées par filtration et sédimentation, l'efficacité du filtre au regard de cette pollution est indépendante du processus d'infiltration de l'eau. La concentration de sortie est donc constante et égale à la concentration de fond, comprise entre 2 et 4 mg/l.

L'évolution de la concentration dans l'effluent est exprimée comme une fonction linéaire de la concentration infiltrée, dont l'ordonnée à l'origine est la concentration de fond.

3.3.2. Elimination de l'ammonium dissous

La concentration maximale théorique pouvant être adsorbée est décrite par un isotherme de Freundlich, dont les paramètres K_F et n sont à déterminer par l'expérience (équation 3) :

$$[NH4]_{sorb.} = K_F \cdot [NH4]_{inf}^n \quad (3)$$

avec :

$[NH4]_{sorb.}$: concentration d'ammonium sorbée [en $mg_{NH4} \cdot kg^{-1}_{matériau}$] ; $[NH4]_{inf}$ [en $mg_{NH4} \cdot l^{-1}$ par exemple] ; K_F : coefficient d'adsorption selon Freundlich [$m^3 \cdot kg_{matériau}$] ; n : exposant de l'isotherme de Freundlich.

Pour chaque évènement, une concentration initiale, correspondant à la concentration d'ammonium adsorbée non nitrifiée, est estimée par une fonction de dégradation du premier ordre décroissante avec la durée de la période de temps sec précédant l'évènement suivi (équation 4).

$$[NH_4]_0(T_{temps\ sec}) = [NH_4]_{préc.} \cdot e^{-k_{Nitri} \cdot T_{temps\ sec}} \quad (4)$$

avec : $[NH_4]_0$: concentration en ammonium présente dans le filtre avant l'alimentation [$mg_{NH_4} \cdot kg^{-1}_{matériau}$]; $T_{temps\ sec}$: durée de la période de temps sec [h]; $[NH_4]_{préc.}$: concentration d'ammonium de la précédente alimentation [$mg_{NH_4} \cdot kg^{-1}_{matériau}$]; k_{Nitri} : constante de nitrification, déterminée par expérience [h^{-1}].

La charge maximale adsorbable théorique est ensuite obtenue en multipliant la différence entre la concentration maximale théorique par la concentration initiale.

L'évolution de la concentration en ammonium dans l'effluent est obtenue par un découpage en trois phases. Lorsque le filtre n'est pas saturé, la concentration est très faible et égale la concentration de fond, puis la concentration dans l'effluent augmente linéairement en fonction du temps, jusqu'à atteindre la concentration infiltrée lorsque le filtre est totalement saturé (équation 5)

$$C_{eff}(t) = \begin{cases} C^* & si\ t < t_0 \\ (1-a)C^* & + aC_{inf}(t-t_0) si\ t_0 < t < t_0 + T_{sat.} \\ C_{inf} & si\ t > t_0 + T_{sat.} \end{cases} \quad (5)$$

où $a = \frac{t-t_0}{T_{sat.}}$

avec C^* : concentration de fond [mg/l]; t_0 : moment de début de la saturation [h]; C_{inf} : concentration dans l'influent [mg/l]; $T_{sat.}$: durée de la période de saturation partielle [h]; a : degré de saturation du filtre [-].

La concentration de fond C^* et la durée de la période de saturation sont estimés respectivement à 0,10 mg/l et 72h pour les filtres à taille réelle. Le moment d'apparition de la saturation est obtenu en comparant la capacité maximale d'adsorption théorique ($\Delta B_{sorb,max}$) à la charge sorbée au temps t ($B_{sorb}(t)$). Si $B_{sorb}(t) < \Delta B_{sorb,max}$, alors l'état de saturation est atteint.

Ce modèle a été suivi par le modèle KOSMO, intégrant également le réseau unitaire. (Schmitt et al., 2006).

II. Matériels et méthodes :

1. Présentation des données

1.1. Description des projets

La collecte des données s'est effectuée sur colonnes expérimentales au cours de trois projets scientifiques successifs, BOFI1, BOFI2 et BOFI 3/4, menés respectivement par Dittmer (2006), Wozniak (2007) et Uhl *et al.* (2007).

Bien qu'elles soient partiellement représentatives des processus d'épuration en taille réelle, les colonnes expérimentales constituent un dispositif intéressant pour tester l'influence de différentes conditions initiales et aux limites. Les variations testées ont porté sur les caractéristiques de l'influent, la fréquence d'alimentation du filtre, le type de substrat et la limitation du débit de sortie. Les deux paramètres suivis en termes de performances épuratoires étaient la DCO dissoute et l'ammonium. La concentration en nitrates dans l'effluent a également été étudiée.

Les projets BOFI1 et BOFI2 ont été réalisés sur des colonnes de configuration identique, avec une démarche expérimentale similaire, ce qui facilite la comparaison entre les deux projets. Quatre colonnes dont le débit de sortie était variable (0.01, 0.03 et 0.05 l. s⁻¹.m²) ont été utilisées. Le projet BOFI2 a repris deux colonnes de BOFI1 et a permis de comparer de la pouzzolane au sable de rivière utilisé dans BOFI1. Sur la pouzzolane, quatre taux d'infiltration ont été testés (0.01, 0.03, 0.05 et 0.10 l. s⁻¹.m²).

Dans les projets BOFI3 et 4, plusieurs méthodes d'analyse ont été comparées en utilisant les mêmes conditions initiales. Dans BOFI3, les études ont porté sur deux colonnes de même sable (sable de rivière) et deux débits de fuite (0,01 et 0,02 l. s⁻¹.m²). Les matériaux utilisés sont un sable répondant aux critères du guide allemand DWA M 178 en termes de granulométrie, deux sables « non conformes », ainsi que la pouzzolane (Uhl *et al.*, 2007). Les limitations du débit de sortie sont les mêmes que dans le projet BOFI3. La figure 3 synthétise les configurations testées sur les quatre projets.

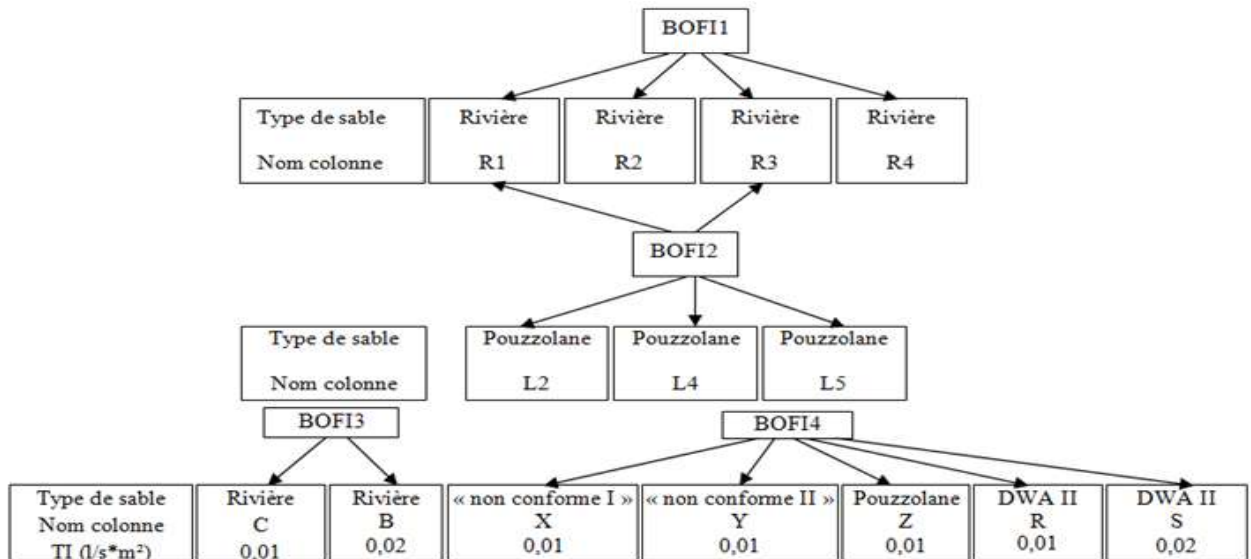


Figure 3: Synthèse des différentes colonnes utilisées sur les projets BOFI

1.2. Description des colonnes

Un schéma du dispositif utilisé dans les projets BOFI1 et 2 est présenté en figure 4.

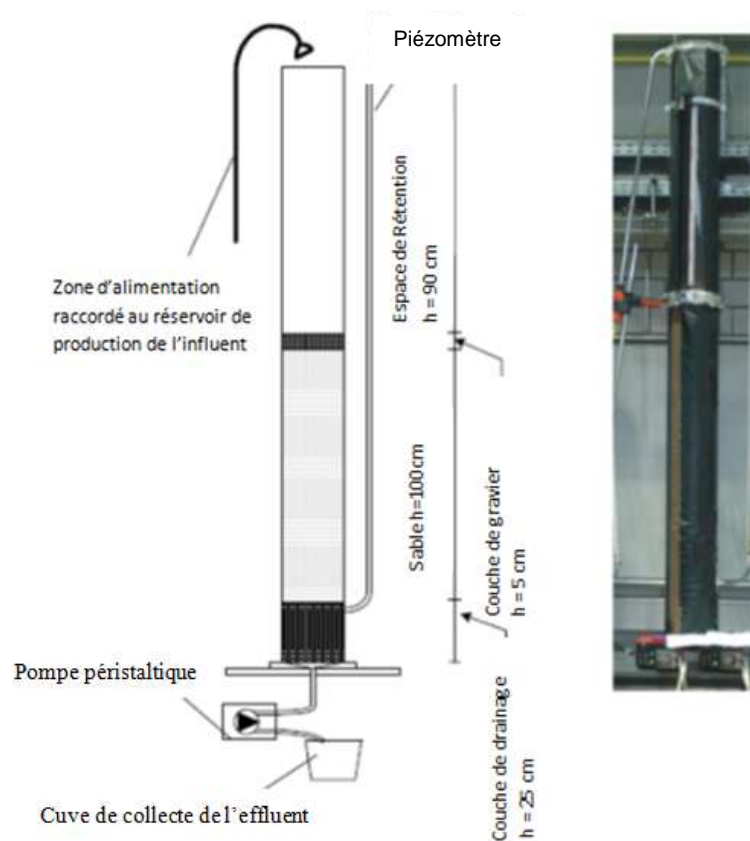


Figure 4: Schéma des colonnes utilisées par U. Dittmer et R. Wozniak (d'après Wozniak, 2008)

Les colonnes expérimentales utilisées sont formées de deux tubes de plexiglas (diamètre interne : 195mm). Contrairement aux installations à taille réelle, l'alimentation se fait de façon uniforme sur toute la surface de la colonne. La couche filtrante (h= 100 cm pour BOFI1 et 75 cm pour BOFI3/4), est protégée de l'érosion par une couche de gravier de 5 cm. Le drainage est réalisé par une couche de drainage de gravier 2/8 mm de 25 cm. Comme dans les installations à taille réelle, une limitation du débit de sortie (par une pompe péristaltique) permet d'optimiser le temps de contact entre le matériau filtrant et l'influent. L'effluent, est ensuite collecté dans une cuve. Un tube d'aération est installé dans la partie supérieure de la couche de drainage, afin de permettre le déroulement de processus aérobies en phase de désaturation de la colonne.

1.3. Description des matériaux utilisés

1.3.1. Distribution granulométrique

D'après le guide allemand DWA M 178, un matériau adapté pour le traitement des surverses de déversoirs d'orage par les filtres plantés de roseaux doit avoir une distribution granulométrique homogène. Les répartitions granulométriques des sables utilisés et l'intervalle préconisé par le guide méthodologique DWA M 178 sont illustrés en figure 5.

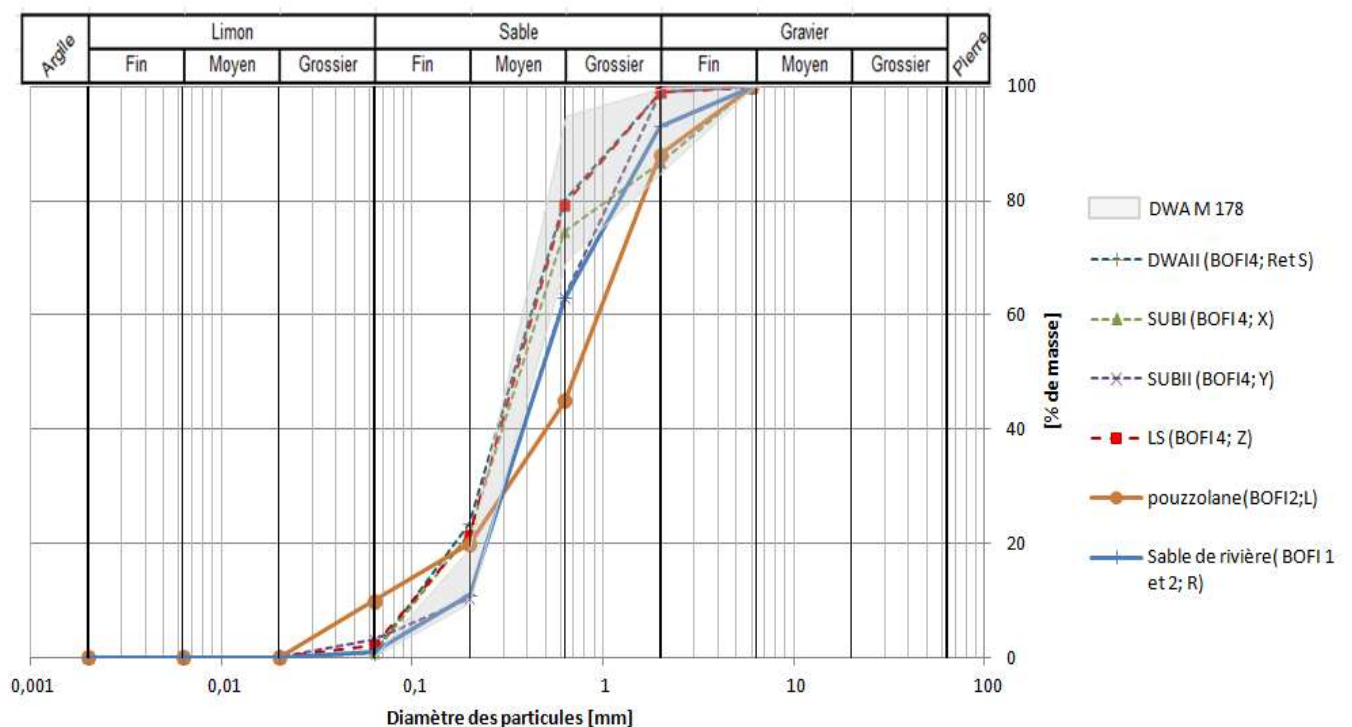


Figure 5: Répartition granulométrique des différents sables utilisés et exigences du guide méthodologie DWA M 178

Par ailleurs, la porosité des matériaux a été évaluée entre 35 et 42% du volume total (Dittmer, 2006, Wozniak, 2007, Uhl *et al.*, 2007)

1.3.2. Propriétés des matériaux testés

La pouzzolane est un matériau issu des failles volcaniques. Celle utilisée sur le projet BOFI 2 (0/4mm) se caractérise par une granulométrie plus hétérogène que sur le projet BOFI4 (0/2 mm) et le diamètre moyen de ses grains est supérieur à celui des autres sables. Ces caractéristiques ne respectent donc pas les recommandations du guide allemand. Cependant, les propriétés liées à la superficie des grains du matériau permettent une capacité d'épuration élevée. ((Drescher, 2003), cité dans (Wozniak, 2008)). En effet, alors que la superficie des grains du sable de rivière est anguleuse, celle de la pouzzolane est arrondie et poreuse (figure 6). Cette configuration est à l'origine de sites d'adsorption plus nombreux et favorise le développement du biofilm (surface de contact plus élevée) (Wozniak,2008).

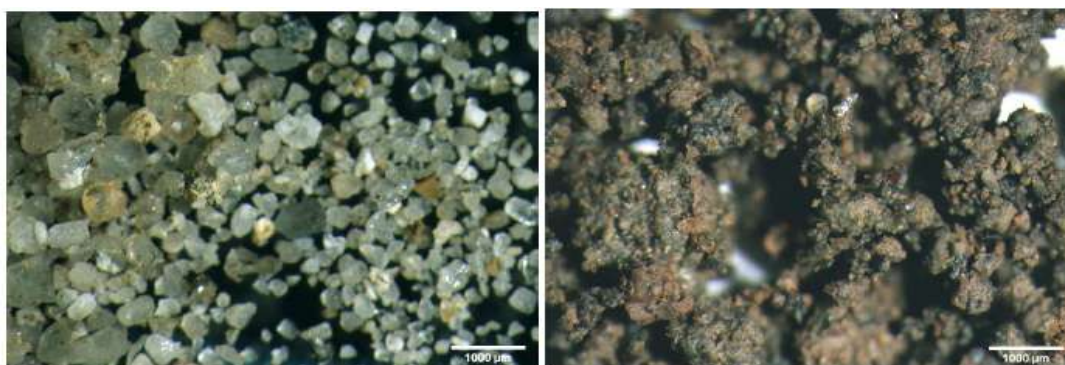


Figure 6: Photographie des deux matériaux utilisés dans BOFI1 et 2: à gauche: sable de rivière 0/2mm; à gauche, pouzzolane 0/4 mm (R. Wozniak , 2008)

1.3.3. Teneur en carbonates

Le guide DWA M 178 préconise une teneur en carbonates de 10% de la masse du sable, pour préserver des conditions de pH favorables au traitement de l'influent (mécanismes d'adsorption et développement du biofilm). Les teneurs en carbonates des matériaux utilisés sont regroupés dans le tableau 1.

Tableau 1: Teneur en carbonates des différents matériaux utilisés

Matériau	Teneur en carbonates [% de masse du sable]
Sable de rivière (BOFI1 et 2 ; R)	<2
Pouzzolane (BOFI2 ;L)	<2
DWA II (BOFI4 ; R et S)	33,9
SUB I (BOFI4 ; X)	10
SUB II (BOFI4 ; Y)	11,8
Pouzzolane (BOFI4 ;Z)	22,4

2. Conditions d'alimentation

2.1. Synthèse des évènements simulés

199 surverses de déversoirs d'orage ont été simulées sur les projets BOFI1 et BOFI2. La durée d'expérimentation est respectivement de 487 et 130 jours pour le sable de rivière et la pouzzolane. Pour les projets BOFI3 et 4, les données disponibles concernent respectivement 19 et 26 évènements. Une grande partie des mesures ayant été réalisée en conditions de faibles charges hydrauliques et polluantes dans les projets BOFI 3 et 4, elles ne permettent pas de mettre en évidence les limites des épuratoires des matériaux testés. Un seul évènement (à forte charge hydraulique) a donc été utilisé lors de mon étude.

Les projets ont été divisés en plusieurs phases d'alimentation. Pendant la phase de démarrage, les conditions d'alimentations étaient définies de façon précise, pour permettre aux microorganismes de s'établir dans la couche filtrante. La hauteur d'eau d'alimentation était approximativement de 500 mm, la période de temps sec entre deux alimentations durait deux à trois jours et les concentrations de l'influent étaient constantes (environ 60 mg/l de DCO et 6 mg/l d'ammonium). Après cette phase préliminaire, des alimentations à charges hydrauliques et polluantes variables ont été menées, afin de simuler des conditions d'alimentation à taille réelle. Pour cela, leur volume a été rapporté à la surface des colonnes. Les charges hydrauliques sont donc exprimées en m^3/m^2 ou en mm. Ici, les charges hydrauliques testées étaient comprises entre 500 et 2500 mm. Pour la simulation des évènements multiples, la colonne était alimentée jusqu'à remplir volume de stockage était rempli d'eau. Lorsque l'eau atteignait la surface du filtre, la colonne était à nouveau alimentée jusqu'à atteindre la charge hydraulique souhaitée.

2.2. Caractéristiques de l'influent

L'influent a été obtenu de façon artificielle à l'aide de méthodes différentes dans les quatre projets. La qualité chimique de ce dernier (nature et concentration des composants) doit être proche de la qualité des surverses de déversoirs d'orage tout en étant facilement contrôlable (Wozniak, 2008).

Dans les projets BOFI 1 et 2, l'influent a été obtenu en diluant les influents de la station d'épuration de Kaiserslautern (Allemagne) avec de l'eau potable de manière à obtenir des concentrations proches de celles des surverses de déversoirs d'orage. Dans le projet BOFI2, une molécule carbonée ($C_8H_5KO_4$) a également été ajoutée pour reproduire le rapport DCO/NH4 pouvant être observé dans les surverses de déversoirs d'orage (compris généralement entre 2 et 5) (Wozniak, 2008). Concernant les projets BOFI3 et 4, l'influent utilisé pendant la phase de démarrage résulte d'un mélange réalisé à partir de l'effluent d'une station d'épuration et de l'ajout de composés chimiques : glucose $C_6H_{12}O_6$ (80% de la masse des composés ajoutés), du dihydrogène de phosphate d'ammonium et des sels nutritifs (NaCl, $CaCl_2 + H_2O$, K_2PO_4 , $MgSO_4 \cdot 7H_2O$). Cependant, cette méthode de synthèse a favorisé le développement de champignons dans les colonnes, empêchant l'interprétation de la DCO dissoute pour ces colonnes.

La méthode utilisée influe directement sur la composition de l'influent et peut avoir des conséquences sur le comportement du filtre vis-à-vis des différents polluants. En particulier, toutes les

méthodes ne permettent pas de se rapprocher d'une matrice « eau pluviale ». Les deux paramètres les plus impactés sont le rapport DCO/NH₄ et la répartition de la DCO suivant son niveau de biodégradabilité (rapidement biodégradable, lentement biodégradable et inerte).

3. Méthodes d'analyse

3.1. Echantillonnage

Toutes les mesures sur l'échantillon d'entrée ont été réalisées sur des échantillons moyens. Concernant l'effluent, il était systématiquement analysé par échantillon moyen et de manière continue lorsque l'étude de la dynamique des concentrations de sortie s'avérait intéressante.

3.2. Analyse chimique

3.2.1. Méthodes utilisées

Les paramètres majeurs analysés concernant mon étude sont l'ammonium, les nitrates et la DCO dissoute. Le tableau 2 regroupe les méthodes utilisées dans les différents projets.

Tableau 2: Synthèse des guides méthodologiques de mesure utilisés sur les différents projets

Projet	Elément chimique	Nom de la méthode	Limite quantitative [mg/l]	Incertitude absolue [mg/l]	Incertitude relative [%]
BOFI1 et 2	DCO dissoute	DIN 38 409 H41 après filtration	15*		10*
	NH ₄ -N	DIN 38 406 T5	0,01**	0,0015 ?	
	NO ₃ -N	Test de Hach/Lange LCK 339	1***		6,5***
BOFI3 et 4	DCO dissoute	DIN 38409 H41 Test de Lange Küvetten après filtration	15* 50?		10* ?
	NH ₄ -N	DIN 38 406 T5 Test de Hach/Lange Küvetten	0,01** ?	0,0015*/ ?	
	NO ₃ -N	Test de Hach/Lange	1***		6,5***

* :ISWA,2003 ; ** :Meisch, 2008 ;Watschinger, 2011; ***Lange Küvettent, 2006, Lange Küvetten, 2007

La limite de quantification de la DCO dissoute avec la méthode DIN 38 409 H41 a été déterminée à 15 mg/l. Pour mesurer les concentrations inférieures à cette valeur, une molécule dont l'apport en DCO est connu (C₈H₅KO₄) a été ajoutée, permettant d'obtenir 50 mg/l de DCO supplémentaire. (Dittmer, 2006).

D'autres paramètres ont été mesurés selon les projets : température, teneur en oxygène dissous, potentiel redox, pH. Cependant, les données concernant ces valeurs ne sont disponibles que pour une partie des mesures réalisées. De plus, pour des raisons techniques, certains échantillons ont été analysés après congélation. Compte-tenu de ces deux biais, il a été décidé de ne pas prendre ces paramètres en compte dans l'analyse des résultats.

4. Analyse des données

L'objectif de mon étude est d'identifier les principaux facteurs influençant les performances sur la DCO dissoute et l'ammonium NH_4 , afin de compléter l'un des modèles existants (*RSF_DiSc*). Ce modèle a été mis en place dans le but de prédire le comportement de filtres plantés à taille réelle vis-à-vis de la DCO (particulaire et soluble), de l'ammonium et des nitrates (voir I.3.3.1.). Sa validité sera testée sur les résultats de laboratoire disponibles. Les éventuelles améliorations effectuées devront cependant rester simples, compte-tenu de la vocation de ce modèle (outil de dimensionnement).

4.1. Exploration du jeu de données par ACP

Les événements ont été suivis lorsqu'ils étaient jugés représentatifs des surverses de déversoirs d'orage. Il est donc probable que certaines associations de facteurs aient été surreprésentées ou sous-représentées. L'identification de ces phénomènes sera effectuée par l'emploi de statistiques descriptives (histogrammes) et par deux analyses en composantes principales, sur les échantillons moyens événementiels (EME) puis sur les suivis temporels. L'ACP sur les suivis temporels aura également pour objectif de tester la représentativité de ce sous-échantillon par rapport à l'échantillon global. Les paramètres concernés seront la charge hydraulique, les concentrations en entrée, les charges polluantes en entrée, la durée de la période de repos précédant l'événement et le rapport DCO/ NH_4 . Les individus statistiques seront les événements appliqués sur les colonnes expérimentales. Les différentes configurations et les différents types de sable (sable de rivière et pouzzolane) seront étudiés en variables illustratives. Les analyses seront menées à l'aide du logiciel R.

4.2. Mécanismes de transport et de rétention de la matière

La connaissance de la distribution de l'écoulement au sein du filtre est indispensable pour comprendre les mécanismes de transport de matière. Pour cela, des traçages au bromure Br^- ont été réalisés sur les configurations R0,01 et R0,05. La concentration de traceur dans l'influent était de 10 mg/l et le volume appliqué était de 500 mm. Lors des alimentations suivantes, les filtres étaient alimentés avec un influent sans traceur et la concentration en bromure était mesurée jusqu'à atteindre la concentration nulle.

Le traceur idéal est soumis aux processus de transport (diffusion, convection, dispersion) mais pas aux réactions de sorption ni aux réactions biologiques. En l'absence de diffusion (échanges entre l'eau résiduelle et l'eau des pores), la concentration du bromure dans l'effluent serait identique à celle de l'influent mais avec un retard (écoulement piston). Pour comprendre l'influence des processus d'adsorption sur le transport de la matière dans le filtre, les suivis temporels menant à une saturation complète du filtre ont été comparés aux expériences de traçage au bromure. Dans le cas où l'adsorption n'aurait pas d'effet sur le transport de l'ammonium dans le filtre, les évolutions des concentrations de bromure et d'ammonium devraient être similaires.

4.3. Suivis temporels

4.3.1. Comportement de l'ammonium

L'analyse graphique concerne d'abord l'évolution des concentrations des éléments polluants au cours d'une alimentation. Les valeurs extraites des graphiques concernant l'ammonium seront la concentration de fond (C^*), le moment d'apparition de la saturation (h_0), la pente moyenne de saturation (A) et la valeur maximale de la concentration $[NH_4]_{max}$. Les différentes configurations seront comparées. La figure 7 illustre les principales informations recherchées pour l'ammonium.

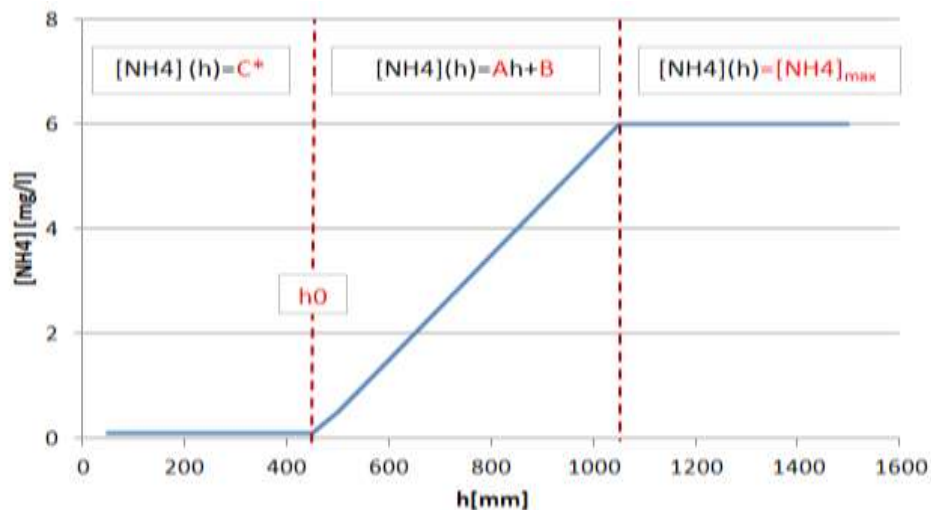


Figure 7: Evolution de la concentration d'ammonium dans l'effluent selon le modèle RSF_DiSc et informations recherchées (en rouge)

La probabilité d'apparition d'une saturation sera identifiée grâce à une régression logistique. Le modèle sera ajusté en minimisant le critère d'AIC et en utilisant la méthode avant/arrière.

Pour les événements engendrant une saturation du filtre, les facteurs d'influence des paramètres du modèle (voir figure 7 ci-dessus) seront testés par analyse de covariance (type de sable, taux d'infiltration, rapport DCO/NH₄, charge adsorbée lors de la précédente alimentation, concentration infiltrée et durée de la période de temps sec précédent l'évènement étudié). Les variables explicatives seront considérées comme significatives lorsque la probabilité critique sera inférieure au niveau de signification choisi (5%). Les modèles seront ajustés en supprimant une à une les variables les moins significatives du modèle global. La pertinence des modèles choisis sera quantifiée à partir du coefficient de Nash (équation 6).

$$E = 1 - \frac{\sum(x_{sim.} - x_{mes.})^2}{\sum(x_{mes.} - \bar{x}_{mes.})^2} \quad (6)$$

avec E : coefficient de Nash [-]; $x_{sim.}$: valeur simulée; $x_{mes.}$: valeur mesurée; $\bar{x}_{mes.}$: valeur moyenne dans l'échantillon.

4.3.2. Comportement de la DCO dissoute

Le modèle RSF_DiSc ne prédit pas de saturation en DCO dissoute. La concentration est donc supposée constante et égale à la concentration de fond, qui reste à déterminer (figure 8). Cette hypothèse repose sur l'absence d'observation de saturation sur les sites à taille réelle étudiés. Elle sera vérifiée et, dans le cas d'une saturation, les valeurs extraites des graphiques temporels seront les mêmes que celles des résultats sur l'ammonium. L'influence des variables explicatives sera alors testée par analyse de covariance.

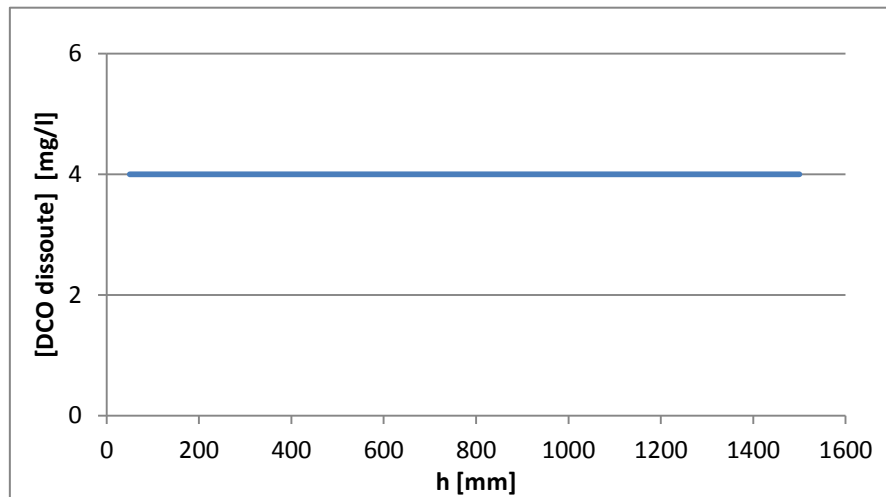


Figure 8: Evolution de la concentration en DCO dissoute dans l'effluent prédite par le modèle RSF_DiSc

4.3.3. Comportement des nitrates

Les suivis temporels réalisés pour les nitrates ont pour but de rendre compte de la nitrification de l'ammonium adsorbé lors de la précédente alimentation, se déroulant pendant la période de repos du filtre. En début d'évènement, un pic de nitrates est donc attendu dans l'effluent (figure 9). Son intensité et son moment d'apparition seront étudiés. Une analyse de covariance permettra d'en identifier les facteurs d'influence.

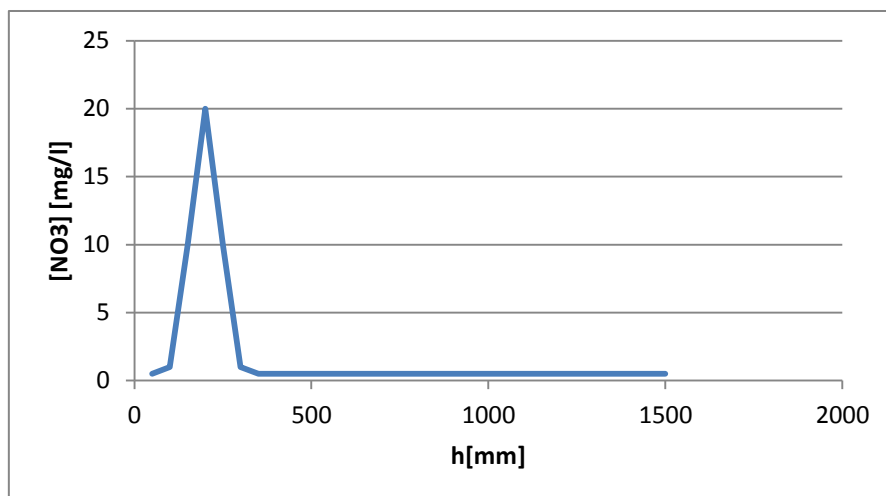


Figure 9: Evolution de la concentration en nitrates dans l'effluent attendue par le modèle RSF_DiSc

4.4. Charges d'éléments polluants retenues par le filtre (suivis temporels)

Pour l'ammonium et la DCO dissoute, l'intégration des données temporelles de concentration permettra d'analyser la charge cumulée adsorbée en fonction de la charge cumulée infiltrée (dans l'influent). La charge cumulée infiltrée et la charge cumulée retenue sont obtenues à partir des équations suivantes:

$$\sum B_{X,retenu}(t) = \sum B_{X,inf}(t) - \sum B_{X,eff}(t) \quad (7) \text{ où :}$$

$$\sum B_{X,inf}(t) = \frac{[X]_{inf} \times V_{cumulé}(t)}{A \times 1000} = \frac{[X]_{inf} \times (A \times h_{cumulée}(t))}{A \times 1000} = \frac{[X]_{inf} \times h_{cumulée}(t)}{1000} \quad (8)$$

$$\sum B_{X,eff}(t) = \frac{[X]_{eff} \times (V_{cumulé}(t) - V_{cumulé}(t-1))}{A \times 1000} = \frac{[X]_{eff}(t) \times (h_{cumulée}(t) - h_{cumulée}(t-1))}{1000} \quad (9)$$

avec : $\sum B_{X,retenu}(t)$: charge de matière polluante (DCO ou NH_4^+) retenue au temps t [g/m^2];
 $\sum B_{X,inf}(t)$: charge de matière polluante appliquée au temps t [g/m^2]; $\sum B_{X,eff}(t)$: charge de matière polluante dans l'effluent au temps t [g/m^2]; $[X]_{inf}$: concentration du polluant X dans l'influent [mg/l];
 $V_{cumulé}(t)$: volume cumulé au temps t [l]; $V_{cumulé}(t-1)$: volume cumulé au temps (t-1) [l]; $h_{cumulée}(t)$: hauteur d'eau cumulée au temps t [mm]; $h_{cumulée}(t-1)$: hauteur d'eau cumulée au temps (t-1) [mm];
A : aire de la section [m^2].

Afin de prendre en compte la charge réellement adsorbée, la charge de matière polluante entrante a été calculée en multipliant la hauteur d'eau sortante par la concentration en entrée. Cela permet de s'affranchir de la charge de matière polluante contenue sous forme libre (non adsorbée) dans les pores. Pour chaque configuration, la capacité maximale d'adsorption sera déterminée.

4.5. Validation des résultats des séries temporelles par l'utilisation des résultats des EME

4.5.1. Ammonium et DCO dissoute

A partir des EME, il est possible d'obtenir une courbe de la charge de matière retenue dans le filtre en fonction de la charge de matière infiltrée. Chaque point correspond alors à un évènement. Les capacités maximales d'adsorption seront comparées à celles déterminées à partir des séries temporelles. Cette analyse aura pour objectifs de valider les informations des suivis temporels et de discuter de l'intérêt des deux méthodes d'investigation.

4.5.2. Nitrates

Les facteurs d'influence de la charge en nitrates dans l'effluent seront testés par analyse de covariance. Le modèle élaboré sera comparé à celui décrivant l'intensité du pic de nitrates sur les suivis temporels.

4.6. Tableaux synthétiques des objectifs et des méthodes d'analyse utilisées (tableaux 3 et 4)

Tableau 3: Synthèse des analyses effectuées (1/2)

	Données utilisées	Problématique	Méthode utilisée	Matériels et Méthodes	Résultats et discussions
Exploration des données	EME	<p>Toutes les configurations ont-elles été testées de la même manière ?</p> <ul style="list-style-type: none"> - nombre d'alimentations - conditions d'alimentation <p>Certaines conditions d'alimentations ont-elles été surreprésentées ?</p>	<p>Histogramme</p> <p>Statistiques descriptives, ACP</p>	II.4.1.	<p>III.1.1.</p> <p>III.1.2.</p>
	Suivis temporels	<p>Mêmes questions que pour les EME</p> <p>L'échantillon formé par les suivis temporels est-il représentatif de l'échantillon global ?</p>	<p>Histogramme</p> <p>ACP</p>	II.4.1.	<p>III.1.3.1.</p> <p>III.1.3.2.</p>
Etude du comportement hydraulique	Suivis temporels (traceurs)	<p>Les processus de transport de la matière sont-ils différents selon les configurations ?</p> <p>Les processus d'adsorption de l'ammonium modifient-ils les mécanismes de transport de la matière ?</p>	Analyse graphique	II.4.2.	III.2.1.

Tableau 4: Synthèse des analyses effectuées (2/2)

	Données utilisées	Question d'intérêt	Méthode utilisée	Matériels et Méthodes	Résultats et discussions
Ammonium	Suivis temporels	Quelles sont les valeurs prises par les indicateurs remarquables du modèle RSF_DiSc (C^* , h_0 , A , $[NH_4]_{max}$) Quels facteurs influencent ces valeurs ?	Analyse graphique, moyennes ANCOVA	II.4.3.1.	III.2.2.1.
	Suivis temporels	Quels sont les capacités maximales d'adsorption ? Sont-elles cohérentes avec les prédictions du modèle RSF_DiSc ?	Analyse graphique	II.4.4.	III.2.2.2.
	Suivis temporels et EME	Les résultats obtenus par les deux modes d'investigation sont-ils similaires? Quel mode d'investigation est le plus pertinent pour déterminer les capacités maximales d'adsorption	Analyse graphique	II.4.5.1.	III.2.2.3.
DCO dissoute	Suivis temporels	La prédiction d'une absence de saturation du filtre est-elle juste ? Si oui, quelle est la valeur moyenne de la concentration de fond ? Si non, que valent les indicateurs principaux (h_0 , A , $[DCO_{dissoute}]_{max}$) ?	Analyse graphique Moyenne Moyennes, ANCOVA	II.4.3.2.	III.2.4.1
	Suivis temporels	Les charges retenues de la DCO dissoute par le filtre suivent-elles un schéma proche des charges retenues d'ammonium ?	Analyse graphique	II.4.4.	III.2.4.2.
	Suivis temporels et EME	Mêmes questions que pour l'ammonium	Analyse graphique	II.4.5.1.	III.2.4.3.
Nitrates	Séries temporelles	L'apparition d'un pic en début d'épisode pluvieux est-elle systématique? Quels sont les facteurs d'influence et de la valeur du pic attendu ? Y-a-t-il des événements que l'on observe occasionnellement ? Si oui, à quelle fréquence apparaissent-ils ?	Analyse graphique ANCOVA Régression logistique	II.4.3.3.	III.2.3.1.
	EME	Quels sont les facteurs d'influence sur la charge en nitrates dans l'effluent ?	ANCOVA	II.4.5.2.	III.2.3.2. III.2.3.3.

III. Résultats

1. Statistiques descriptives

L'objectif de cette analyse préliminaire est décrire le jeu de données. Dans toute l'analyse, les configurations seront nommées par la succession du type de sable et du taux d'infiltration qui les caractérisent (tableau 5). Les sables de rivière (R, S, X, Y) des projets BOFI3/4 ont été intégrés à la configuration R0,01 des projets BOFI1/2 tandis que la pouzzolane a été étudiée avec la configuration L0,01. Il a donc été supposé que les sables de même origine avaient des propriétés similaires.

Tableau 5: Nomenclature des colonnes utilisées

Nom	Type de sable	Taux d'infiltration [$\text{l.s}^{-1}.\text{m}^{-2}$]
L0,01	Pouzzolane	0,01
L0,03	Pouzzolane	0,03
L0,05	Pouzzolane	0,05
L0,10	Pouzzolane	0,10
R0,01	Rivière	0,01
R0,03	Rivière	0,03
R0,05	Rivière	0,05

1.1. Nombre d'évènements suivis

La figure 10 montre le nombre d'évènements suivis pour les différentes configurations pour les différents projets. Les configurations les plus étudiées sont celles pour lesquelles le taux d'infiltration était limité à $0,03 \text{ l. s}^{-1}.\text{m}^{-2}$. Pour les deux types de sable, les configurations les moins suivies sont celles pour lesquelles la limitation du débit de sortie était la plus faible ($0,05$ et $0,10 \text{ l. s}^{-1}.\text{m}^{-2}$). Au total, les sables de rivière ont été légèrement plus alimentés que la pouzzolane (respectivement 112 et 96).

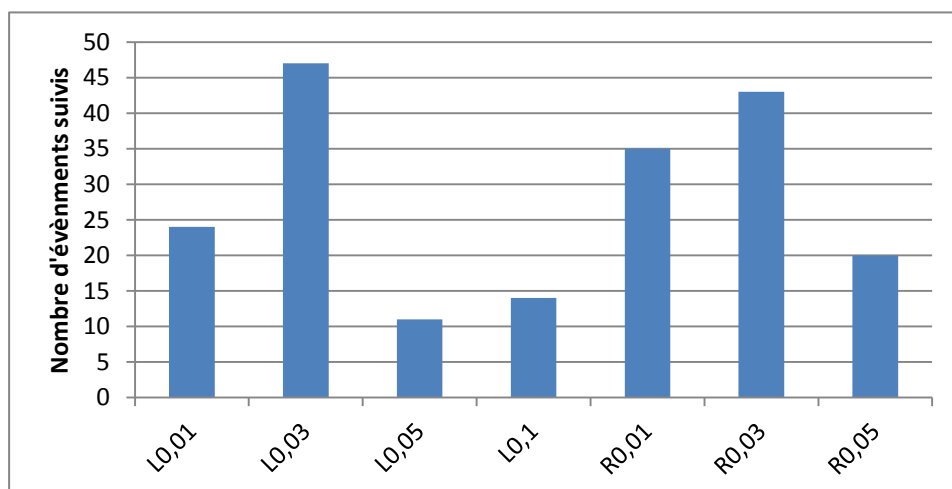


Figure 10: Nombre d'évènements suivis sur les différentes configurations des projets BOFI 1 et 2.

1.2. Synthèse des caractéristiques des alimentations suivies

Les résultats précédents ont été complétés par une ACP pour mettre en évidence les principaux facteurs de variabilité au sein de l'échantillon entier (figure 11). Les individus sont les évènements, toutes configurations confondues. Seuls les évènements dont la durée de la période de temps sec était inférieure à 40 jours ont été pris en compte. Le type de sable et le taux d'infiltration ont été utilisés en variables illustratives. Trois facteurs principaux permettent de différencier les individus entre eux (ils expriment ensemble 84% de la variabilité présente) : il s'agit des charges (hydrauliques et polluantes), de la concentration en NH₄ et enfin de la concentration en DCO dissoute.

D'une façon générale, les caractéristiques de l'alimentation ne présentent pas de différence notable entre les deux types de sable. Cependant, certaines configurations se distinguent des autres. Les charges appliquées sur les configurations L0,03 et R0,03 ont tendance à être plus faibles que sur les autres configurations. Inversement, la configuration R0,01 semble avoir été alimentée par des charges plus élevées que les autres. La concentration en ammonium est généralement plus élevée dans les alimentations réalisées sur les configurations L0,03 et L0,10. En général, la concentration en DCO dissoute est également moins élevée pour L0,01 et R0,05. La durée de la période de temps sec ne permet pas de bien différencier les individus.

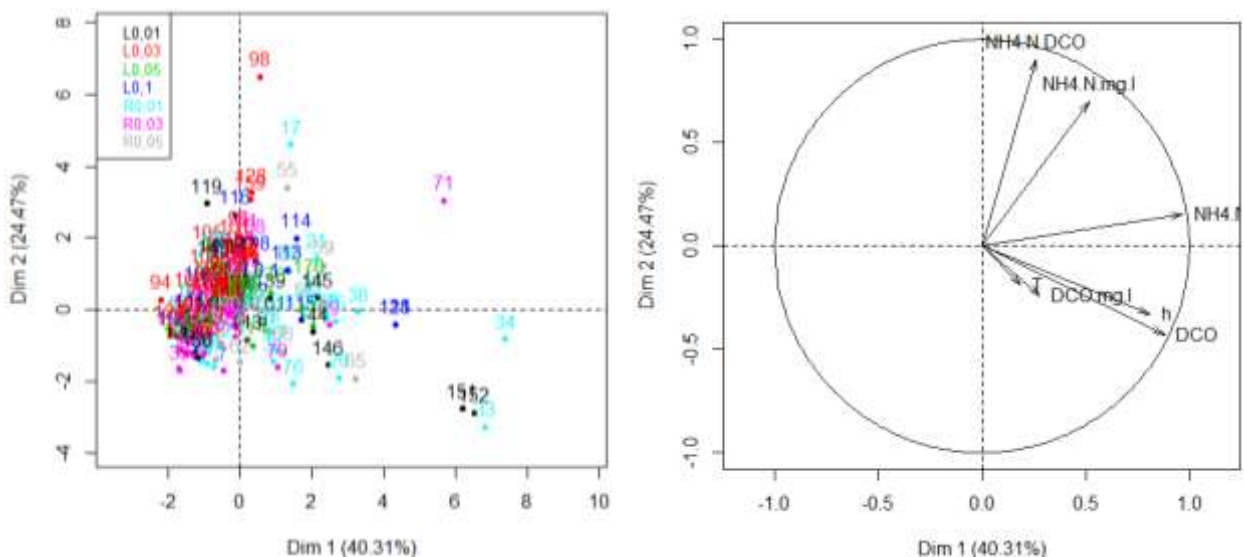


Figure 11: Résultats de l'analyse en composante principale réalisée sur les échantillons moyens

1.3. Caractéristiques des évènements suivis temporellement

1.3.1. Nombre d'alimentations suivies

La figure 12 présente les effectifs obtenus pour chaque configuration testée. Contrairement aux études menées sur les échantillons moyens évènementiels, les suivis temporels sur pouzzolane (L) sont beaucoup moins nombreux que sur sable de rivière (12 évènements suivis sur pouzzolane (L0,05, L0,10 et Z), contre 43 sur sable de rivière (R0,01, R0,03, R0,05 et R, S, X, Y)).

Par ailleurs, la configuration R0,01 a été plus étudiée que les autres (alors que R0,03 était la configuration la plus étudiée lors des échantillons moyens évènementiels). La configuration L0,03 n'a quant à elle pas été suivie temporellement. Les évènements choisis sur les matériaux de BOFI3 et 4 étant peu nombreux, ils seront additionnés aux autres configurations lors des études suivantes. Ainsi, R, S, X et Y seront considérés comme la configuration R0,01 et Z comme L0,01. On suppose ainsi que les sables de rivière ont des propriétés similaires et les deux types de pouzzolane (0/2 et 0/4 mm) se ressemblent.

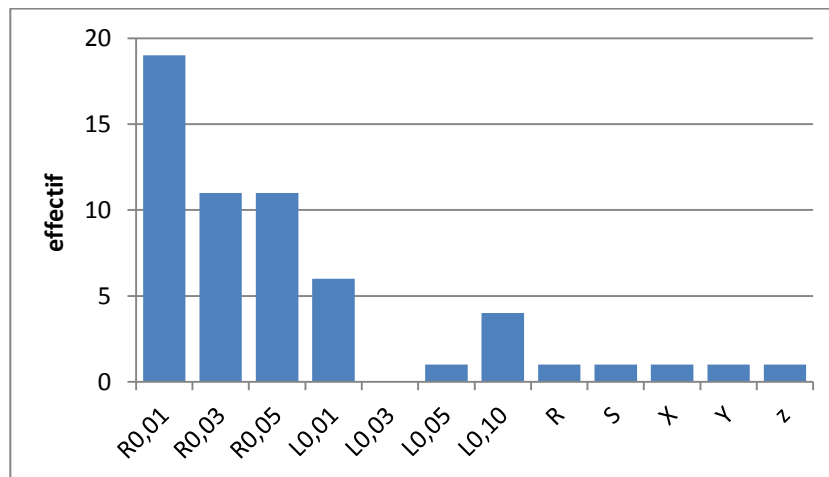


Figure 12: Nombre d'évènement suivis temporels sur les différentes configurations.

1.3.2. Représentativité des évènements suivis temporellement

Les résultats graphiques du premier plan de l'ACP sur les évènements suivis temporellement sont présentés en figure 13.

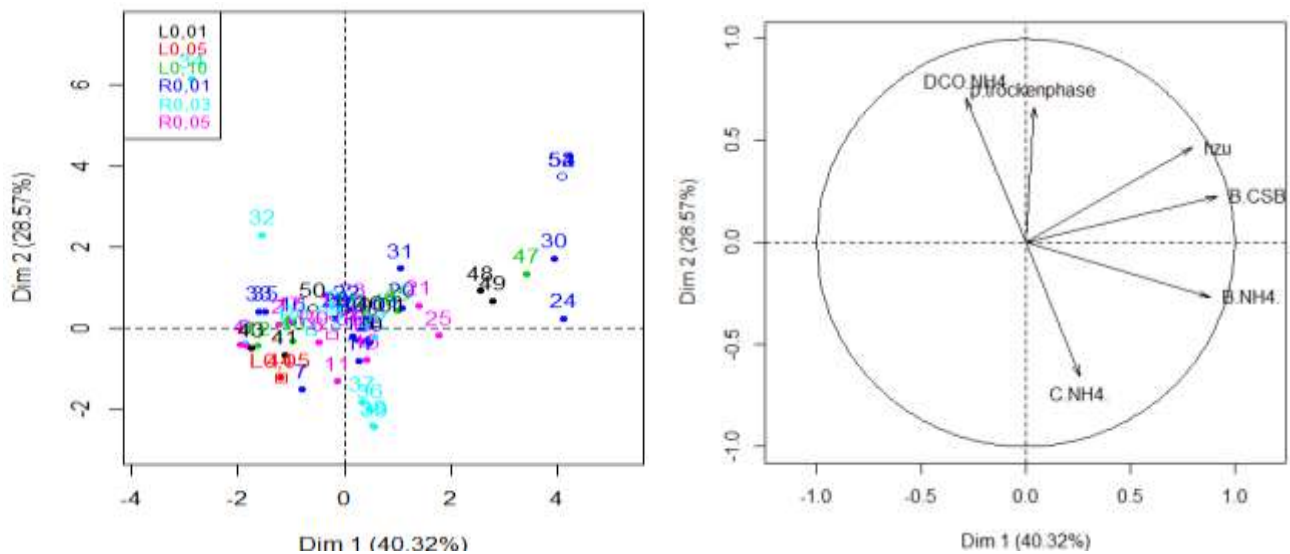


Figure 13: Résultats de l'ACP réalisées sur les suivis temporels

Comme pour les EME, les principaux facteurs de variabilité sont les charges (hydraulique et polluante). Les évènements diffèrent ensuite par la durée de la période de temps sec, leur rapport DCO/NH4 et leur concentration en ammonium. Le premier plan de l'ACP exprime 69% de la variabilité présente dans l'échantillon. Les évènements suivis de façon temporelle diffèrent entre eux de la même façon que l'ensemble des évènements étudiés, avec cependant une meilleure représentation de la durée de la période de temps sec. Concernant la répartition des évènements selon les configurations, les configurations R0,01, L0,10 et L0,01 ont subi les évènements les plus chargés hydrauliquement, tandis que les configurations R0,03 et L0,05 ont été alimentées par des charges hydrauliques généralement plus faibles. Malgré quelques différences, on peut donc considérer que les évènements suivis temporellement sont représentatifs de l'échantillon entier.

1.4. Discussion sur les échantillonnages

Les données disponibles ont été collectées afin de mieux comprendre les processus impliqués dans la dégradation des matières polluantes. Elles devaient reproduire de façon réaliste les conditions d'alimentation sur les installations à taille réelle. Les concentrations, les charges hydrauliques et les périodes de temps secs ont donc été déterminées en fonction de valeurs issues de la littérature (Wozniak, 2008). Par conséquent, certaines caractéristiques d'alimentations ont été bien représentées (charges hydrauliques, concentrations en DCO dissoute et en ammonium), alors que d'autres ont été sous-représentées (durée de la période de temps sec précédant l'alimentation). Par ailleurs, les différentes configurations n'ont pas été testées de façon identique, notamment en termes de charges hydrauliques et polluantes. Ces observations peuvent influencer les résultats statistiques ultérieurs. Lors des prochaines études de performances, il peut être envisagé de réaliser un plan d'échantillonnage avant la phase d'expérimentation (plan complet équi-répété si le nombre de mesures n'est pas limité, plan fractionnaire sinon).

2. Interprétation des résultats.

2.1. Comportement hydraulique

La figure 14 met en parallèle l'évolution de la concentration de traçage et de celle de l'ammonium dans l'effluent. Si l'ammonium ne subissait que les processus de transport, la hauteur d'eau dans l'effluent nécessaire pour obtenir la saturation totale devrait être identique à celle du bromure et la concentration à saturation devrait être égale à 100% de la concentration dans l'influent ($[\text{NH}_4\text{-N}]_0$). Cependant, l'atteinte de la saturation totale est plus tardive (800 mm pour l'ammonium au lieu de 250 mm pour le bromure) et identique pour les deux taux d'infiltration (0,01 et 0,03 $\text{l.s}^{-1}.\text{m}^{-2}$). Ce constat montre que d'autres processus (sorption et transformation biologique) doivent être pris en compte dans le cas de l'ammonium. Ce processus est indépendant du taux d'infiltration.

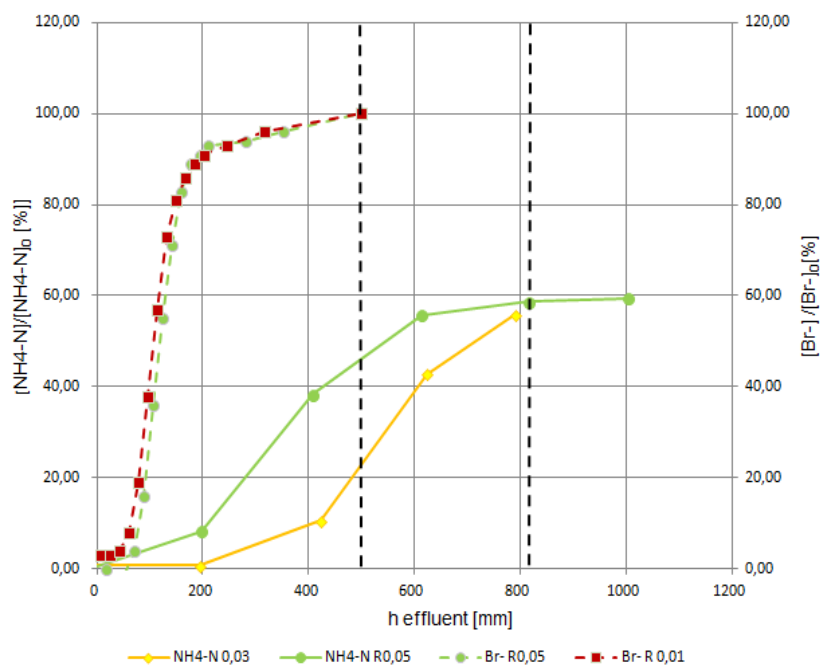


Figure 14: Evolution de la concentration de Brome dans l'effluent et comparaison avec l'ammonium

2.2. Comportement de l'ammonium

2.2.1. Evolution des concentrations de sortie au cours du temps

La figure 15 regroupe l'ensemble des séries temporelles de la concentration d'ammonium dans l'effluent en fonction de la hauteur d'eau sortante, réalisées au cours des différents projets. Pour chacun des évènements suivis, on peut distinguer trois phases distinctes. En 1^{ère} partie du volume drainé, la concentration de sortie est constamment égale à la concentration de fond. La majorité de l'ammonium est adsorbée et le rendement est constant et maximal. Puis, les sites se saturant progressivement, la concentration en ammonium dans l'effluent augmente de façon régulière. Lorsque tous les sites d'adsorption sont saturés, la concentration d'ammonium dans l'effluent atteint « un plateau ». L'évolution générale de la concentration en ammonium dans l'effluent est en cohérence avec les prédictions du modèle RSF_DiSc.

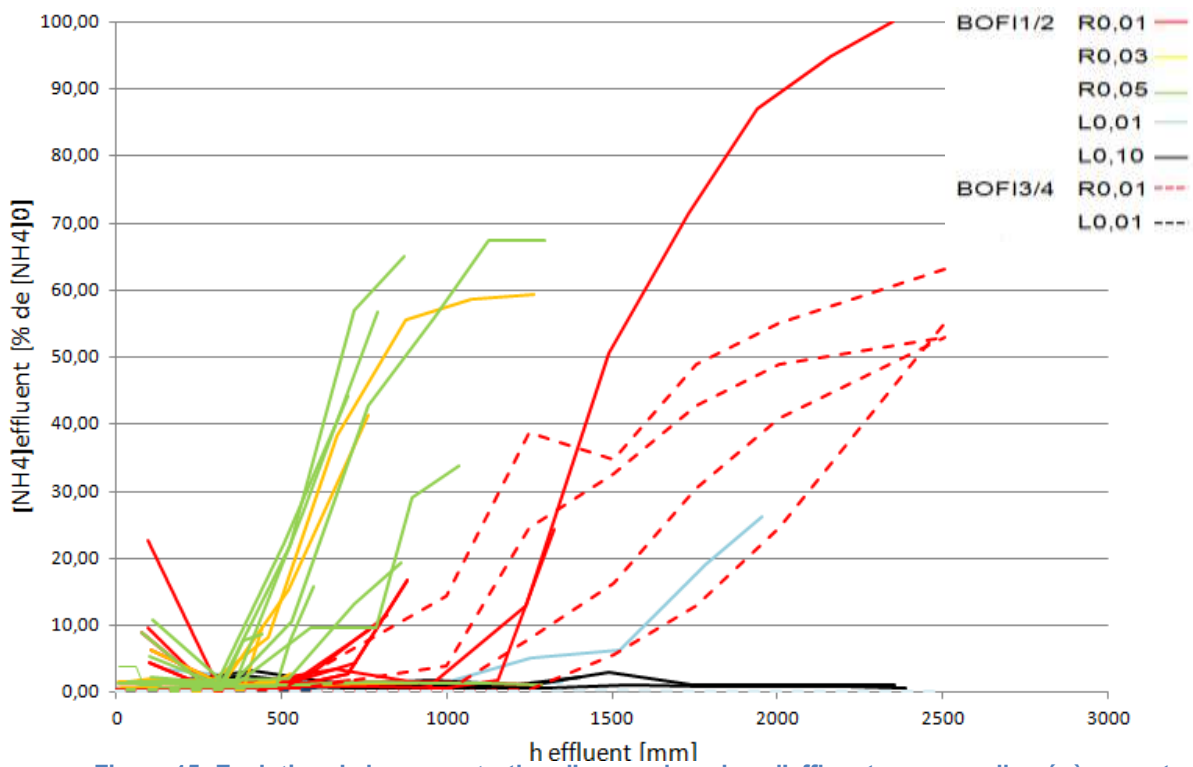


Figure 15: Evolution de la concentration d'ammonium dans l'effluent au cours d'un évènement

2.2.1.1. Atteinte de l'état de saturation

Les facteurs influençant l'apparition d'une saturation ont été testés par une régression logistique. La variable réponse était binaire (présence ou non d'une saturation en ammonium). Quatre variables permettent de prédire l'apparition d'une saturation : la charge hydraulique et la concentration en ammonium dans l'influent, le type de sable et le taux d'infiltration. Le rapport DCO/NH4, la charge d'ammonium retenue lors de la précédente alimentation et la période de temps sec n'ont pas d'effet significatif. Le critère d'AIC de ce modèle ajusté est de 51,6 et la déviance résiduelle est égale à 37,59 (le modèle global avait un critère d'AIC de 53,28 et une déviance résiduelle de 33,28). Le meilleur modèle est décrit par l'équation suivante :

$$p(1/X) = \frac{e^X}{1+e^X} \quad (10)$$

$$\text{où } X_i = \alpha_1 + \alpha_{sable} + \alpha_{taux\ d'\ inf.} + \beta_h(h_i) + \beta_{[NH4]}([NH4]_i) + e_i \quad (11)$$

et $p(1/X)$: probabilité d'avoir une saturation sachant la valeur de X [-]

avec : $\alpha_1, \alpha_{sable}, \alpha_{taux\ d'\ inf.}, \beta_h, \beta_{[NH4]}$: constantes du modèle ; h_i : charge hydraulique appliquée pour l'évènement i [mm], $[NH4]_i$: concentration en ammonium pour l'évènement i [mg/l]; e_i : erreur résiduelle [-].

La valeur des coefficients obtenus pour l'échantillon analysé sont regroupés dans le tableau 6. Plus la concentration dans l'influent augmente, plus la probabilité d'avoir une saturation augmente. Le sable de rivière et les fort taux d'infiltration (0,05 et 0,10) augmentent aussi la probabilité d'avoir une saturation du filtre.

Tableau6: Valeurs des coefficients obtenus pour l'échantillon testé

Type de sable	R			L		
	0,01	0,03	0,05	0,01	0,05	0,10
α_1	-21,437					
β_h	0,005					
$\beta_{[NH4]}$	0,121					
α_{sable}	14,892			0		
$\alpha_{taux\ d'\ inf.}$	0	0	2,845	0	0	10,640

Le tableau 7 présente la matrice de confusion obtenue avec le modèle ajusté. Le taux d'erreur d'attribution de ce modèle (fréquence de mauvaises prédictions) est de 16%. Sa spécificité (fréquence de « non saturés » bien prédits) et sa sensibilité (fréquence de bonne prédiction de la saturation) sont très satisfaisantes.

Tableau 7: Matrice de confusion du modèle de régression

Observé \ Prédit	Non saturé	Saturé
Non Saturé	75%	25%
Saturé	7%	93%

Les facteurs de variabilité du moment d'apparition h_0 de la saturation ont quant à eux été mis en évidence par une analyse de covariance. Compte-tenu du faible nombre de saturation sur la pouzzolane, le type de sable n'a pas pu être intégré dans le modèle. Cependant, l'analyse graphique indique une saturation plus tardive sur pouzzolane que sur sable de rivière. La calibration a donc été réalisée sur 27 évènements. Le taux d'infiltration ($pc=0,005$) et la concentration en ammonium ($pc=0,06$) influencent significativement le moment d'apparition de la saturation. L'équation 12 décrit le modèle ajusté obtenu :

$$h_{0,i} = \alpha_i + \alpha_{\text{taux d'inf.}} + \beta_{[NH_4]} \times [NH_4]_i + e_i \quad (12)$$

avec $h_{0,i}$: hauteur de saturation [mm] pour l'évènement i ; $\alpha_i, \alpha_{\text{taux d'inf.}}, \beta_{[NH_4]}$: constantes du modèle; $[NH_4]_i$: concentration en ammonium pour l'évènement i [mg/l]; e_i : erreur résiduelle associée à la détermination de $h_{0,i}$ [mm]

Le tableau 8 regroupe les valeurs des coefficients obtenus pour les sables de rivières sur l'échantillon étudié.

Tableau 8: Moment d'apparition de la saturation: valeurs des coefficients obtenus pour l'échantillon étudié

Taux d'infiltration	0,01	0,03	0,05
μ		607,11	
β_{NH_4}		-13,20	
$\alpha_{\text{taux d'inf.}}$	181,74	0	-124,19

La saturation apparaît plus tardivement lorsque la concentration dans l'influent est plus élevée et quand la limitation du taux d'infiltration est faible. La figure 16 confronte la valeur simulée de h_0 en fonction de la valeur observée.

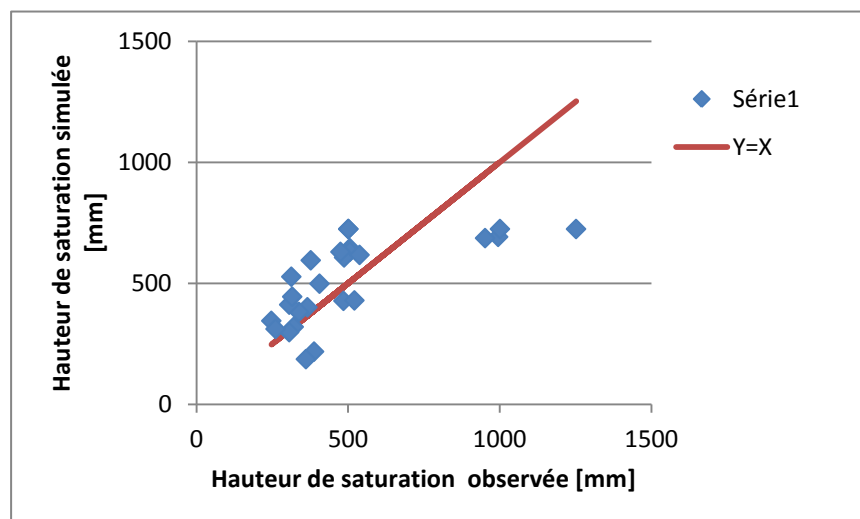


Figure 16: Confrontation de la hauteur de saturation simulée à la hauteur de saturation observée

Le modèle statistique a tendance à surestimer les valeurs de la hauteur de saturation. La très grande erreur de modélisation accordée aux observations supérieures à 1000 mm est davantage liée à la très grande incertitude de la détermination de h_0 (grands intervalles de temps entre les mesures).

2.2.1.2. Etude de la pente de saturation

L'analyse graphique de la pente de saturation met en évidence l'influence de la concentration dans l'influent sur la vitesse de saturation (figure 17). Cette observation confirme les hypothèses réalisées par le modèle RSF_DiSc.

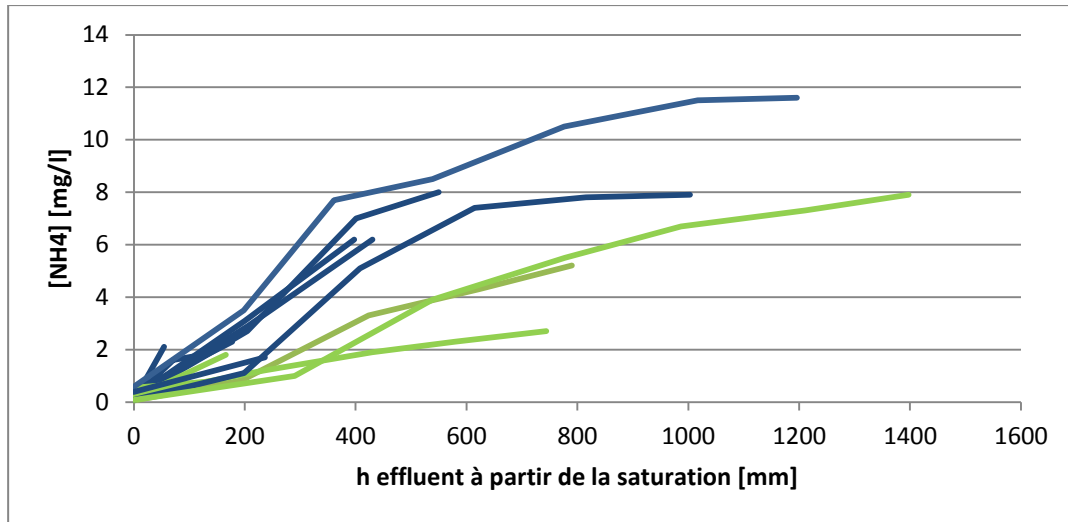


Figure 17: Comparaison des pentes de saturation sur les différents évènements saturant en fonction de la concentration d'ammonium dans l'influent; en bleu : $[NH_4] > 10 \text{ mg.l}^{-1}$; en vert : $[NH_4] < 10 \text{ mg.l}^{-1}$

Les résultats sont validés statistiquement par une analyse de variance réalisée sur les pentes moyennes de saturation. Le modèle ajusté obtenu est décrit par l'équation 13

$$\text{pente} = \alpha_1 + \beta_{[NH_4]}[NH_4]_i + e_i \quad (13)$$

avec : pente : pente moyenne de saturation $[\text{mg.l}^{-1}.\text{mm}^{-1}]$; α_1 , $\beta_{[NH_4]}$: coefficients du modèle ; $[NH_4]_i$: concentration en ammonium dans l'influent de l'évènement i ; e_i : erreur résiduelle associée à l'évènement i $[\text{mg.l}^{-1}.\text{mm}^{-1}]$.

Dans le cadre de notre étude, α était égale à $-0,003$ et $\beta_{[NH_4]}$ à $0,0098$. Cependant, la détermination de la pente moyenne est soumise à de très grandes incertitudes. Par conséquent, si cette analyse a permis de prouver l'influence de la concentration en ammonium sur la pente, les coefficients obtenus ne peuvent être utilisés lors des prochaines études.

2.2.1.3. Atteinte de la capacité maximale du filtre

Lorsque tous les sites d'adsorption sont saturés, la concentration d'ammonium dans l'effluent atteint une valeur maximale, comprise entre 53 et 70% de la concentration de l'influent. La concentration d'ammonium dans l'effluent est ensuite supposée constante. Si l'ammonium ne subissait que des processus de transport et de sorption de la matière pendant la phase d'alimentation, sa concentration maximale dans l'effluent serait égale à la concentration infiltrée. Par conséquent, d'autres processus entrent en jeu au cours de l'infiltration de l'influent au sein du massif filtrant.

(Vymazal, 2007) a démontré la présence de nitrification en phase anaérobie au sein des filtres plantés de macrophytes à écoulement vertical. Cependant, l'importance de ces processus biologiques est considérée comme négligeable. Une autre hypothèse repose sur la réaération partielle du filtre après la période d'alimentation, engendrant des possibilités de nitrification directement après la désaturation du massif. Cela confirmerait les études menées par Wozniak (2008) suggérant qu'une partie de la nitrification se réalise de façon quasi-immédiate après l'adsorption. Par la suite, la comparaison des résultats obtenus sur des installations à plus grande échelle (pilotes expérimentaux et sites à taille réelle) pourra permettre de valider ou non les résultats obtenus en laboratoire.

2.2.2. Charge en Ammonium

La figure 18 représente la charge d'ammonium retenue [$\text{g}_{\text{NH}_4}/\text{m}^2_{\text{filtre}}$] en fonction de la charge d'ammonium appliquée [$\text{g}_{\text{NH}_4}/\text{m}^2_{\text{filtre}}$], obtenues à partir des séries temporelles.

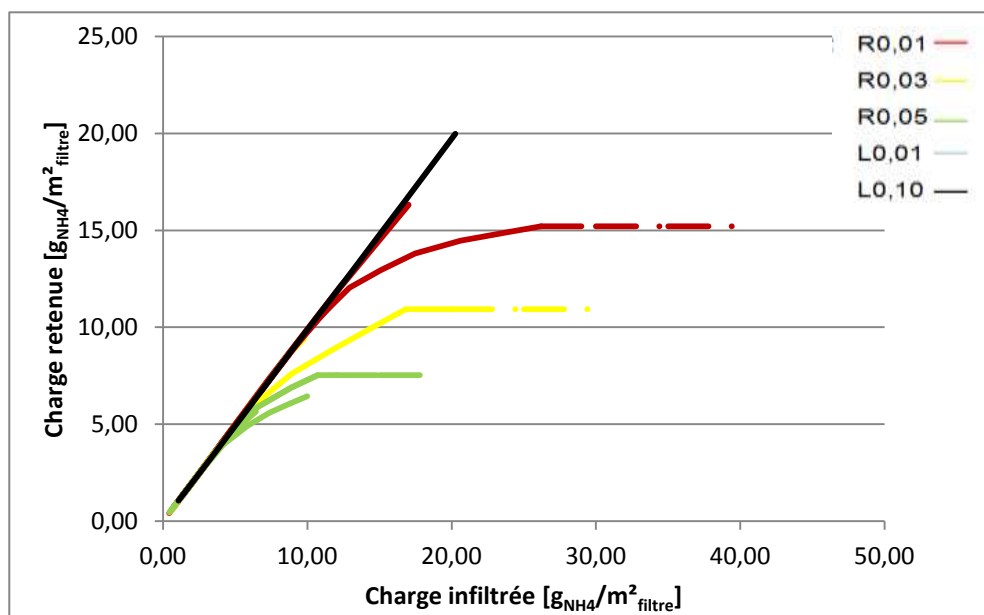


Figure 18: Charges d'adsorbée en fonction de la charge d'ammonium appliquée; courbes obtenues à partir de l'évolution des concentrations d'ammonium dans l'effluent au cours d'une alimentation

Pour les faibles charges, la charge adsorbée augmente linéairement avec la charge appliquée et de façon identique à toutes les configurations (pouzzolane et sable de rivière). Le rendement est alors supérieur à 97%. Pour les événements effectués sur pouzzolane, la relation entre la charge d'ammonium appliquée et la charge d'ammonium adsorbée est strictement linéaire pour la gamme de charge testée. Cependant, pour les sables de rivière, le filtre se sature progressivement à partir d'une certaine charge. Cette observation correspond à l'atteinte de la hauteur d'apparition de saturation sur les courbes décrivant l'évolution de la concentration en ammonium dans l'effluent (voir III.2.2.1.) Ensuite, la quantité adsorbée atteint progressivement la capacité maximale d'adsorption, dont la valeur a été estimée par extrapolation pour chacune des configurations (tableau 9).

Tableau 9: Estimation des charges d'ammonium maximale adsorbées à partir des séries temporelles

Configuration	Charge maximale adsorbée [$\text{g}_{\text{NH}_4} \cdot \text{m}^{-2} \text{ filtre}$]
R0,01	12-16
R0,03	10-12
R0,05	6-9
L0,01	>20
L0,03	>20
L0,05	>20
L0,10	>20

Les résultats obtenus sont plus élevés que les prédictions du modèle RSF_DiSc, qui proposait une capacité maximale d'adsorption comprise entre 3 et 5 $\text{g}_{\text{NH}_4}/\text{m}^2_{\text{filtre}}$ sur des installations à taille réelle. Cela peut s'expliquer par des conditions d'opération moins stables, et donc moins favorables à l'élimination de l'ammonium sur les installations à taille réelle.

2.2.3. Comparaison des résultats obtenus avec la courbe des échantillons moyens

Les données temporelles étant rarement disponibles dans des conditions réelles, on cherche à savoir si les mesures par échantillonnage moyen (entrée/sortie) permettent de décrire le processus d'adsorption de la même façon que les séries temporelles (figure 19). Sur les courbes exprimant la charge d'ammonium adsorbée en fonction de la charge d'ammonium appliquée, un point correspond à un évènement. La charge adsorbée a été obtenue en soustrayant la charge dans l'effluent à la charge appliquée.

En phase de saturation, les valeurs obtenues par les échantillons moyens sont généralement plus élevés que les courbes de suivis temporels. Cela s'explique en partie par la prise en compte de l'eau retenue dans les pores dans les calculs impliquant les échantillons moyens et pas dans les calculs impliquant les séries temporelles.

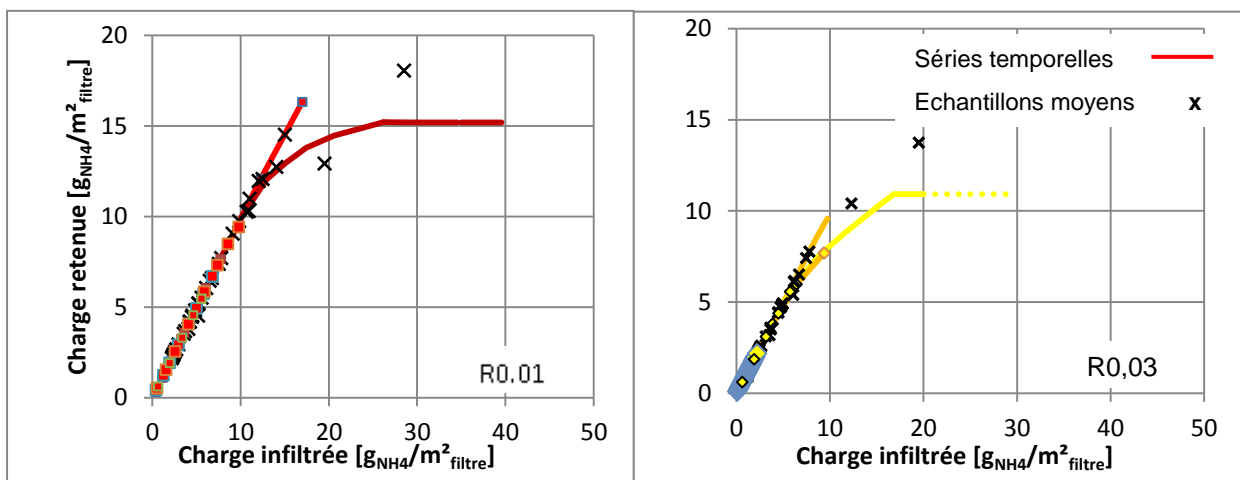


Figure 19: Charge d'ammonium retenue en fonction de la charge d'ammonium appliquée pour les configurations R0.01 et R0.03

2.3. Processus de nitrification

2.3.1. Evolution de la concentration de nitrates dans l'effluent (série temporelle)

La figure 20 représente une exemple d'évolution de la concentration en nitrates dans l'effluent, caractérisée par la présence d'un pic en début d'alimentation.

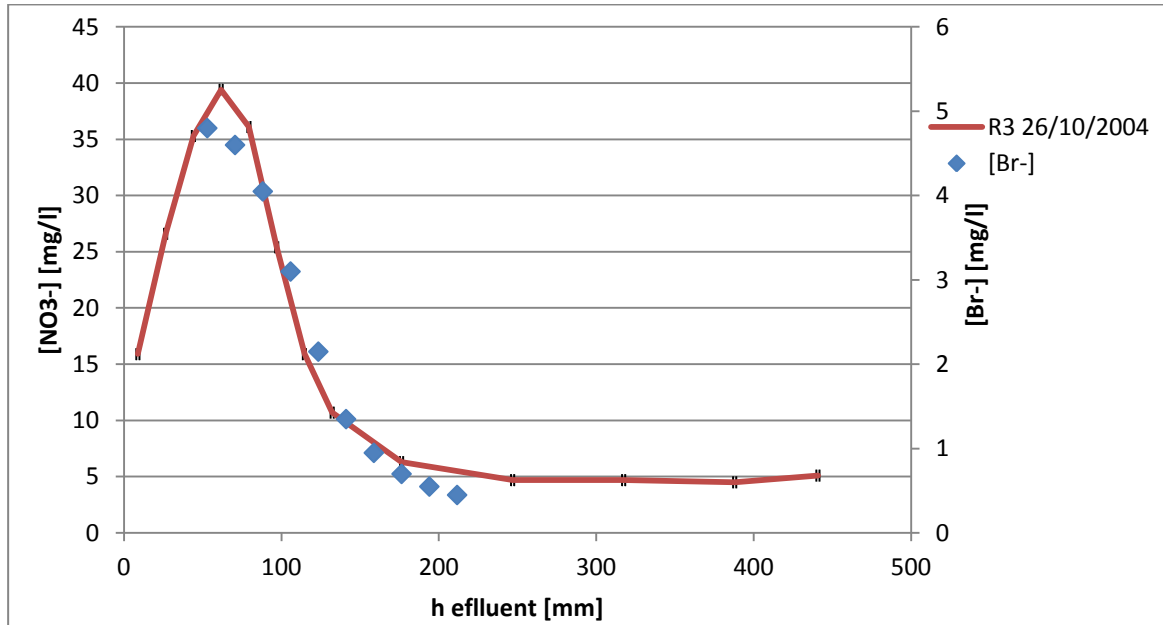


Figure 20: Evolution type de la concentration en nitrates dans l'effluent

Le pic de nitrates apparaît entre 50 et 100 mm d'effluent, indépendamment de la configuration testée. En revanche, la concentration maximale du pic est variable (valeurs comprises entre 11 et 54 mg.l⁻¹ de NO₃⁻). Par ailleurs, l'évolution de la concentration en nitrates suit la forme de la courbe de traçage au bromure. Les nitrates sont donc lessivés sans subir de transformation à l'intérieur du filtre.

Les facteurs faisant varier la valeur de ce pic ont été mis en évidence par une analyse de covariance. Le meilleur modèle linéaire est obtenu avec le type de sable, la charge en ammonium adsorbée lors de la précédente alimentation, la concentration en ammonium de l'alimentation étudiée, et la durée de la précédente période de temps sec. L'équation de ce modèle est explicitée ci-dessous :

$$[NO3]max_i = \alpha_1 + \alpha_{sable} + \beta_{[NH4]}[NH4]_i + \beta_{p.r.BNH4}(p.r.BNH4) + \beta_{T_{temps\ sec}}T_{temps\ sec} + e_i \quad (14)$$

avec $[NO3]max_i$: concentration maximale de nitrates dans l'effluent [mg/l]; α_1 , α_{sable} , $\beta_{[NH4]}$, $\beta_{p.r.BNH4}$, $\beta_{T_{temps\ sec}}$: coefficients du modèle statistique; $[NH4]_i$: concentration en ammonium dans l'influent [mg/l], $(p.r.BNH4)$: charge d'ammonium adsorbée lors de la précédente alimentation [g_{NH4}/m²_{filtre}], $T_{temps\ sec}$: durée de la période de temps sec [j]; e_i : erreur résiduelle [mg/l].

Les coefficients de l'analyse de covariance sont regroupés dans le tableau 10. La valeur maximale du pic de concentration de nitrates dans l'effluent augmente avec la charge d'ammonium retenue lors de la précédente et la durée de la précédente période de temps sec.

Par ailleurs, le pic de nitrates est généralement plus élevé sur pouzzolane que sur sable de rivière. Ce résultat confirme l'existence d'une capacité épuratoire plus importante sur ce matériau. La présence de la concentration en ammonium de l'évènement actuel dans le modèle statistique peut suggérer la présence d'une nitrification pendant l'alimentation.

Tableau 10: Estimation des coefficients de l'analyse de covariance effectuée sur la concentration maximale en nitrates dans l'effluent

Coefficients	Pouzzolane	Sable de rivière
α_1	14,397	
α_{sable}	3,394	-3,394
$\beta_{[NH_4]}$	1,599	
$\beta_{p.r.BNH_4}$	0,847	
$\beta_{Ttemps\ sec}$	0,500	

La figure 21 confronte les concentrations maximales de nitrates simulées et observées. L'erreur résiduelle moyenne du modèle est de 5,2 mg/l. Le coefficient de Nash associé est de 0,61.

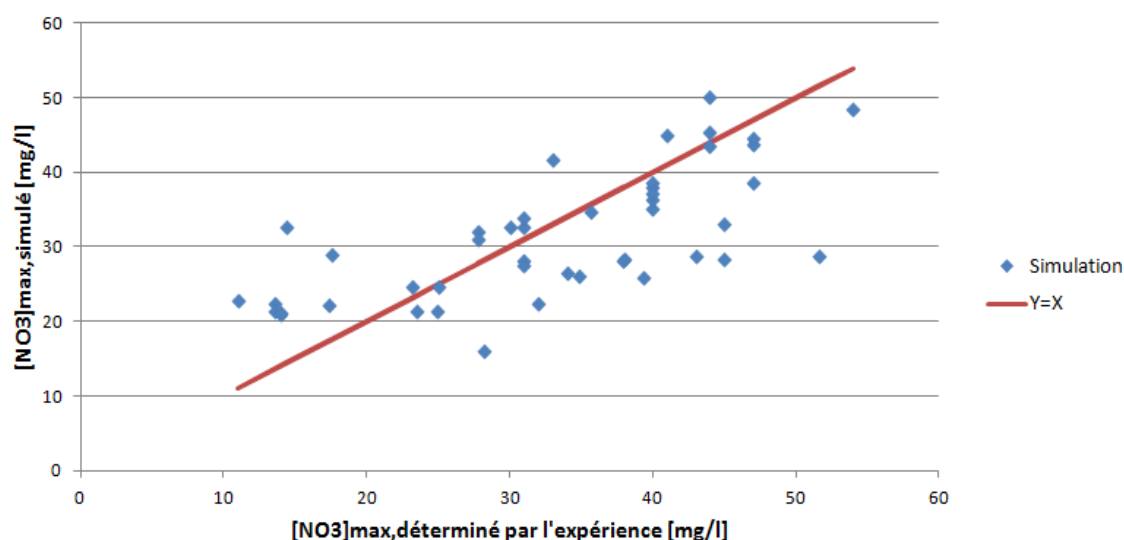


Figure 21: Confrontation des valeurs simulées et déterminées par l'expérience de la concentration maximales de nitrates dans l'effluent

Pour certains évènements, un deuxième pic moins prononcé est observé entre 300 et 800 mm. Une des raisons possible de sa présence est la réaération progressive du filtre pendant la période de drainage, permettant une nitrification partielle de l'ammonium venant d'être adsorbé.

2.3.2. Validation des résultats sur les échantillons moyens.

Les variables ayant un effet significatif sur la charge en nitrates dans l'effluent sont les mêmes que celles impactant sur la valeur du pic de nitrates sur les suivis temporels. L'équation du meilleur modèle obtenu est explicitée ci-dessous :

$$B.NO3_i = \alpha_1 + \alpha_{sable} + \beta_{BNH4}BNH4_i + \beta_{p.r.BNH4}(p.r.BNH4) + \beta_{Ttemps\ sec,i} + e_i \quad (15)$$

avec : $B.NO3_i$: charge de nitrates dans l'effluent [$g.m^{-2}$]; $\alpha_1, \alpha_{sable}, \beta_{p.r.BNH4}, \beta_{BNH4}, \beta_{Ttemps\ sec}$: coefficients du modèle statistique ; $BNH4_i$: charge d'ammonium appliquée lors de l'évènement i [$g_{NH4}.m^{-2}_{filtre}$]; $T_{temps\ sec,i}$: durée de la période de temps sec précédant l'évènement i [j]; $(p.r.BNH4)$: charge d'ammonium adsorbée lors de la précédente alimentation [g_{NH4}/m^2_{filtre}]; e_i : erreur résiduelle associée au modèle [g_{NO3}/m^2_{filtre}]. Le tableau 11 regroupe les valeurs des coefficients trouvés pour l'échantillon analysé.

Tableau 11: Estimation des coefficients de l'analyse de covariance testant la charge de nitrates mesurée dans l'effluent en fonction des conditions d'alimentation et de la configuration

Coefficients	Pouzzolane	Sable de rivière
α_1		1,468
α_{sable}	0,406	-0,406
$\beta_{p.r.BNH4}$		0,716
$\beta_{Ttemps\ sec}$		0,054
β_{BNH4}		0,115

Les valeurs simulées par le modèle ont ensuite été confrontées aux valeurs mesurées (figure 22). L'erreur résiduelle moyenne est de 1,5 g/m^2 . Le nombre de Nash correspondant est de 0,63 et l'erreur résiduelle moyenne est de 1,6 g/m^2 .

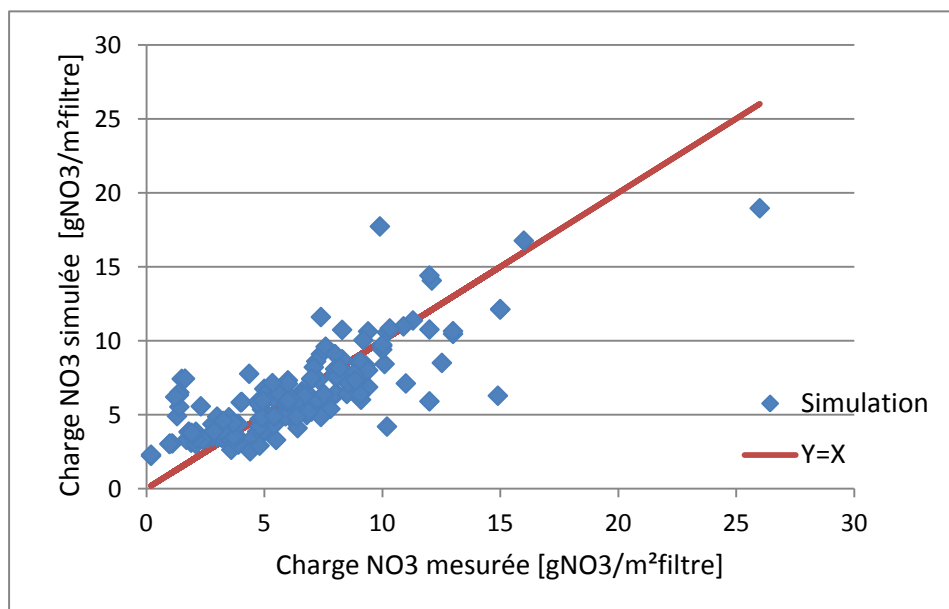


Figure 22: Confrontation de la charge en nitrates simulée en fonction de la charge mesurée.

2.4. Synthèse des résultats obtenus sur le comportement de l'ammonium

L'évolution de l'ammonium dans l'effluent se fait en trois étapes. La concentration atteint la concentration de fond de $0,07 \text{ mg.l}^{-1}$, quelle que soit la configuration et l'évènement testés. Cette valeur est légèrement inférieure aux estimations à taille réelle proposées par le modèle RSF_DiSc ($0,1 \text{ mg.l}^{-1}$).

Le moment et la fréquence d'apparition de la saturation dépendent ensuite du taux d'infiltration, du type de sable et de la concentration. La vitesse de saturation dépend de la concentration infiltrée, ce qui confirme les prédictions du modèle RSF_DiSc. L'atteinte de la saturation totale est retardée par les processus d'adsorption et la concentration maximale n'atteint que 53 à 70% de la concentration infiltrée. Ce constat peut s'expliquer par la présence d'une nitrification pendant l'alimentation.

Les charges maximales adsorbables varient en fonction du type de sable et du taux d'infiltration. Leur valeur est comprise entre 6 g.m^{-2} et 16 g.m^{-2} pour les colonnes sur sable de rivières et sont supérieures à 20 g.m^{-2} pour les configurations sur pouzzolane. Ces chiffres semblent être plus élevés sur les colonnes expérimentales que sur les sites à taille réelle, ce qui pousse à s'interroger sur la représentativité des expériences réalisées sur colonnes expérimentales par rapport à celles réalisées sur des sites de plus grande taille.

L'évolution de la concentration en nitrates dans l'effluent est caractérisée par un pic de concentration au début de l'évènement. Ce pic est le résultat de la nitrification de l'ammonium adsorbé lors de la précédente alimentation. Son moment d'apparition est indépendant du type de sable et du taux d'infiltration. Son moment d'apparition est indépendant du type de sable et du taux d'infiltration. La comparaison des suivis temporels sur les nitrates et de la courbe de traçage indique que les nitrates se comportent de façon similaire au bromure : lors de l'alimentation, il est lessivé sans subir de transformation ou de dégradation.

Plusieurs indications semblent montrer la présence d'une nitrification pendant l'alimentation :

- la concentration d'ammonium est intégrée dans le modèle d'analyse de covariance estimant la valeur du pic de concentration en nitrates dans l'effluent. Cet effet semble être confirmé par l'analyse de covariance estimant la charge moyenne dans l'effluent ;
- l'analyse des suivis temporels a montré la présence d'un deuxième « pic » de concentration de nitrates dans l'effluent ;
- la concentration maximale d'ammonium n'atteint généralement pas la concentration d'ammonium dans l'influent.

Cette étude a également permis de mettre en évidence la relation entre la charge d'ammonium retenue lors de la précédente alimentation, la durée de la période de temps sec et la charge de nitrates d'ammonium infiltrée. Enfin, cette étude a confirmé la meilleure efficacité épuratoire de la pouzzolane par rapport aux sables de rivière ainsi que l'importance de la limitation du taux d'infiltration.

2.4. Etude des mécanismes d'élimination de la DCO dissoute

2.4.1. Suivis temporels

Le modèle RSF_DiSc propose que la concentration en DCO dissoute dans l'effluent soit constante. Les études réalisées sur colonnes expérimentales contredisent cette hypothèse. En effet, deux types de comportement sont observés, en fonction du taux d'infiltration. Pour les taux d'infiltration les plus faibles ($0,01 \text{ l.s}^{-1}.\text{m}^{-2}$), l'évolution de la concentration en DCO dissoute se présente en trois phases, comme pour l'ammonium (figure 23). La concentration de fond est inférieure à 20 mg/l et le « plateau » est atteint pour une concentration comprise entre 60 et 90% de la concentration dans l'influent. Compte-tenu du faible nombre de « saturation » du filtre, il n'est pas possible de déterminer les facteurs influençant ce phénomène.

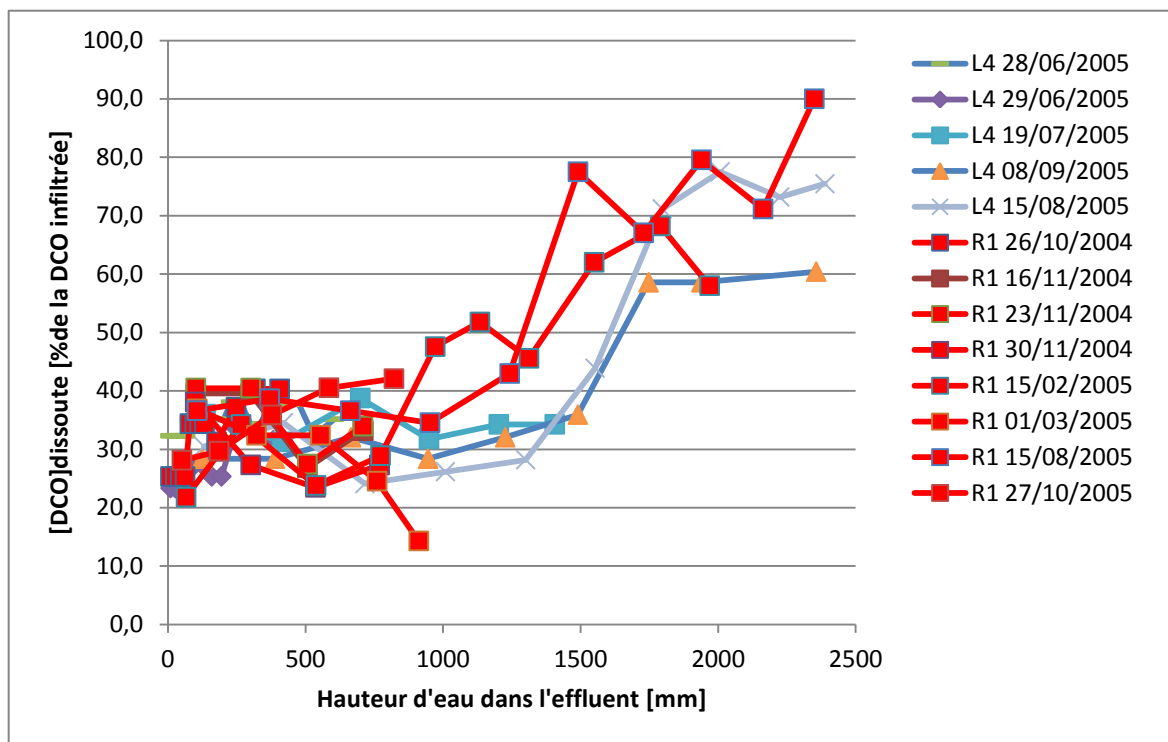


Figure 23: Evolution de la concentration en DCO dissoute en fonction de la hauteur d'eau dans l'effluent pour les configurations R0,01 et L0,01

D'après Wozniak *et al.* (2007), le début de ce processus se produirait en même temps que la saturation hydraulique du filtre. Le métabolisme anaérobie étant moins efficace que le métabolisme respiratoire, les concentrations de DCO dissoute dans l'effluent seraient plus élevées. Dans le cas de la DCO dissoute, la réaération peut permettre une réactivation partielle du métabolisme aérobie. Par ailleurs, la dégradation anaérobie, bien que moins efficace, peut limiter les rejets dans l'effluent de la matière organique, engendrant des valeurs de DCO dissoute moins élevées.

Pour les configurations à taux d'infiltration plus élevé, l'évolution de la DCO dissoute dans l'effluent est très différente. Les résultats des suivis temporels sur R0,03 sont présentés en figure 24.

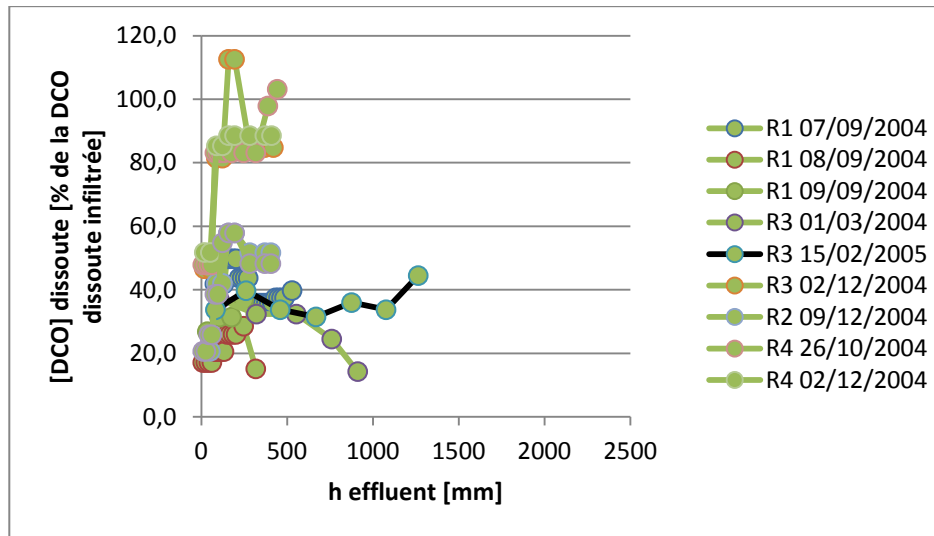


Figure 24: Evolution de la concentration en DCO dissoute en fonction de la hauteur d'eau dans l'effluent sur la configuration R0,03

Dans les premiers volumes évacués, un « pic » de concentration apparaît régulièrement (figure 24). Ce pic apparaît plus tardivement que le pic de nitrates observé dans l'effluent. Une des hypothèses les plus plausibles repose sur l'idée que le biofilm nécessite un certain temps de contact avec l'influent pour être activé.

2.4. Comparaison des résultats obtenus à partir des EME et des suivis temporels

La figure 25 confronte les courbes de charges retenues en fonction de la charge appliquée obtenues avec les échantillons moyens et les échantillons temporels, pour la configuration R0,01. Malgré une bonne représentation des données temporelles par les échantillons moyens au début de l'évènement, ces derniers ont tendance à surestimer légèrement la capacité d'épuration du filtre. Ce problème avait déjà été abordé lors de l'analyse du comportement de l'ammonium. Les EME peuvent donc être utilisés pour décrire les phénomènes de rétention et de dégradation de la matière polluante par le filtre mais la charge polluante retenue dans les pores sous forme libre doit être estimée.

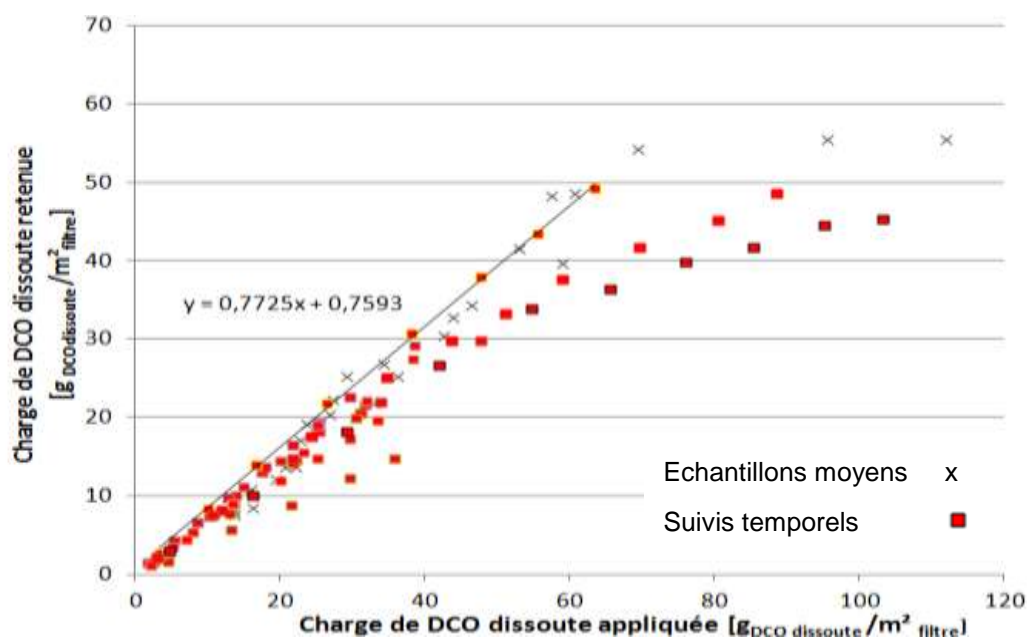


Figure 25: Comparaison des résultats obtenus par les EME et les suivis temporels

2.6. Synthèse des études menées sur la DCO dissoute

Comme pour l'ammonium, le taux d'infiltration et la charge hydraulique appliquée constituent des facteurs déterminants pour l'étude de l'évolution de la concentration en DCO dissoute dans l'effluent.

Pour les configurations à faible taux d'infiltration ($0,01 \text{ l.s}^{-1}.\text{m}^{-2}$), la concentration dans l'effluent évolue de façon similaire à celle de l'ammonium. Pour les faibles charges hydrauliques, elle égale la concentration de fond, estimée à moins de 20 mg/l. La concentration augmente ensuite progressivement avec la charge hydraulique, puis atteint une valeur maximale, dont la valeur est comprise entre 60 et 90% de la concentration dans l'influent. Les études précédentes (Wozniak *et al.*, 2007) suggèrent que le moment d'apparition est lié à l'atteinte de la saturation hydraulique. Le métabolisme anaérobie étant moins efficace que le métabolisme respiratoire pour la dégradation de la matière organique, la concentration dans l'effluent augmenterait progressivement, jusqu'à atteindre une concentration maximale. Pour les taux d'infiltration plus élevés, un « pic » de concentration est observé en début d'alimentation. L'hypothèse proposée pour expliquer cette observation repose sur l'activation progressive du biofilm, nécessitant un temps de contact suffisant entre le matériau filtrant et l'influent.

Contrairement à l'ammonium, l'incertitude associée aux résultats et le nombre limité d'observations de « saturations » n'ont pas permis l'utilisation de méthodes statistiques pour la compréhension des processus de dégradation. Des études visant à déterminer les conditions limites des filtres plantés de macrophytes pourront confirmer ou non les hypothèses formulées lors de cette étude.

Conclusion

1. Synthèse des résultats obtenus : adaptation du modèle RSF_DiSc

1.1. Modélisation de l'ammonium

Le modèle RSF_DiSc proposait de modéliser l'évolution de la concentration d'ammonium dans l'effluent en plusieurs phases :

- Lorsque le filtre n'était pas saturé en éléments polluants, la concentration était égale à la concentration de fond, estimée à 0,10 mg/l.
- Le début de la saturation en ammonium était évalué en fonction d'un isotherme de Freundlich et d'une équation cinétique de dégradation du premier ordre.
- A partir de ce moment, la concentration augmentait linéairement en fonction de la hauteur d'eau cumulée dans l'effluent, selon une équation de type $[NH_4](t) = A h_{\text{effluent}} + B$ (équation 16). Les coefficients A et B étaient déterminés en fonction de la concentration de la concentration dans l'influent, de la concentration de fond et de la durée de la période s'écoulant entre le début de la saturation et l'atteinte de la saturation totale du filtre (supposée constante).
- La fin de cette phase était déterminée par l'atteinte de la concentration de l'influent, au-delà de laquelle la concentration dans l'effluent n'augmentait plus.

Le travail réalisé lors de cette étude a permis de confirmer la forme générale de ce modèle (trois phases successives). Cependant, plusieurs paramètres ont pu être adaptés aux analyses effectuées :

- Sur colonnes expérimentales, la concentration de fond est légèrement en dessous de la valeur proposée (0,07 mg/l).
- Les conditions d'alimentation testées n'ont permis de démontrer la présence de l'isotherme de Freundlich que pour une des configurations utilisées (R0,03). Par ailleurs, la détermination du coefficient de nitrification dans l'équation cinétique du premier ordre est soumise à de grandes incertitudes. Dans la perspective de construire un modèle simplifié pour le dimensionnement des ouvrages, la détermination statistique de la hauteur de saturation semble donc plus adaptée. Le modèle proposé dans cette étude met en évidence l'influence du type de sable, du taux d'infiltration et de la concentration dans l'influent. Cependant, ce dernier ne permet pas d'avoir une estimation satisfaisante de cette variable (coefficient de Nash : 0,45). La détermination et la quantification des effets des facteurs d'influence doit donc être améliorée.
- Les études réalisées sur la pente de saturation ont confirmé l'influence de la concentration de l'influent sur son coefficient directeur. Cependant, la confrontation des prédictions du modèle ont montré une fréquente surestimation de la pente par le modèle. Par ailleurs, la quantification statistique de l'influence de la concentration de l'influent n'a pu être correctement réalisée, compte-tenu de la difficulté à bien estimer la pente. Enfin, cette pente est inférieure à la pente mesurée lors des expériences de traçage au bromure, ce qui montre l'influence des processus d'adsorption sur cette dernière.

- Contrairement aux prédictions du modèle, les études ont montré une concentration maximale inférieure à la concentration de l'influent (entre 53 et 70% de cette valeur). Cela suggère l'existence d'une nitrification pendant l'alimentation. L'hypothèse d'une réaération partielle du filtre est privilégiée par rapport à celle d'une nitrification anaérobie.

1.2. Modélisation de l'évolution de la concentration en nitrates

Les analyses graphiques ont permis de confirmer la présence d'un pic de concentration en nitrates au début de l'évènement. Les influences de la charge en ammonium retenue lors de la précédente alimentation et de la durée de la période de temps sec ont été mises en évidence. Les analyses statistiques ont également suggéré l'influence du type de sable et de la concentration en ammonium de l'évènement étudié. Ces résultats ont été validés sur les échantillons moyens évènementiels. La présence du type de sable dans les deux modèles statistiques obtenus peut s'expliquer par de plus grandes capacités d'adsorption et un développement de la biomasse favorisé sur pouzzolane. La présence quant à elle de la concentration (ou de la charge) en ammonium dans l'influent de l'évènement étudié renforce l'idée de la présence d'une nitrification pendant la période d'alimentation. Celle-ci pourrait également être la cause de l'apparition d'un second pic, moins prononcé, lors de certaines alimentations.

1.3. Modélisation de l'évolution de la concentration en DCO dissoute

Contrairement aux investigations réalisées sur colonnes, les études menées sur sites à taille réelle par Dittmer (2006) n'avaient pas permis d'identifier de « saturation » du filtre pour la DCO dissoute. Le modèle RSF_DiSc prévoyait donc une concentration dans l'effluent constamment égale à une concentration de fond. Cette étude a permis de corriger cette hypothèse.

Dans le cas des configurations à faible taux d'infiltration ($0,01 \text{ l.s}^{-1}.\text{m}^{-2}$), les trois phases observées sont similaires à celles de l'ammonium. La concentration est d'abord constante (comprise entre 20 et 40% de la concentration dans l'influent), puis augmente pour atteindre une concentration maximale, comprise entre 60 et 90% de la concentration dans l'influent. Contrairement à l'ammonium, la détermination statistique des facteurs d'influence sur les paramètres clés n'a pas pu être effectuée. Cependant, les études réalisées précédemment (Wozniak *et al.*, 2007) semblent montrer une coïncidence entre l'atteinte de la saturation hydraulique et le début de l'augmentation de la concentration en DCO dissoute dans l'effluent. On peut donc supposer que cette augmentation est due à une moins grande efficacité de la dégradation de la matière organique en conditions anaérobies. Les configurations à plus fort taux d'infiltration se comportent différemment. En effet, un « pic » de concentration est régulièrement observé en début d'épisode. Cela suggère que l'activation des processus de dégradation nécessite un temps de contact suffisant entre le matériau filtrant et l'influent.

Contrairement à l'ammonium, le rôle du type de sable semble être secondaire dans l'élimination de la DCO dissoute. Alors que l'adsorption s'est avérée être une étape déterminante dans le traitement de l'ammonium, la dégradation biologique semble être l'étape la plus importante dans la dégradation de la DCO dissoute.

2. Perspectives de recherche

Lors de cette étude, les paramètres utilisés étaient la durée de la période de temps sec, la concentration en ammonium, la concentration en DCO dissoute, le rapport DCO/NH₄, la charge hydraulique, le type de sable et le taux d'infiltration. Les modèles statistiques utilisés sur ce projet ont été construits sur un jeu de données particulier. La détermination des facteurs d'influence et l'estimation des coefficients ne sont donc valables que pour le jeu de données utilisé. Des études sur d'autres jeux de données devront donc être effectuées pour valider et, le cas échéant, modifier les résultats obtenus lors de cette étude.


Par ailleurs, certaines variables, n'étant pas renseignées sur toutes les configurations, n'ont pas pu être intégrées dans les modules (pH, redox, température dans le filtre et dans l'influent, teneur en oxygène, taux d'humidité dans le filtre...). Ces variables internes conditionnent très certainement la capacité épuratoire des filtres plantés de macrophytes et contribuent donc à augmenter l'incertitude de prédiction des modèles proposés. Cependant, ces données sont rarement disponibles sur les sites à taille réelle. Dans la perspective de construire un outil de dimensionnement adapté à l'ingénierie, la considération de ces données comme des entrées du modèle de prédiction semble donc être difficile. Deux possibilités peuvent donc être envisagées. La première consiste à considérer l'effet de ces variables sur les performances des filtres comme négligeable, et donc à ne pas les intégrer dans le modèle. Il peut également être choisi de faire des classes par type de filtre, en fonction par exemple des caractéristiques climatiques, de la nature de l'influent à traiter ou encore des caractéristiques de conception ou d'opération. Pour le choix d'intégration de ces variables dans les futurs modèles de prédiction pourra être réalisé en utilisant déjà réalisées sur la quantification de ces paramètres sur les performances du filtre à l'égard des pollutions. Le travail actuel sur la modélisation mécaniste des processus de dégradation peut également orienter ce choix.

Dans la perspective de proposer un modèle de dimensionnement, il est également important de tester les conditions existant sur les sites à taille réelle. Pour cela, la construction d'une base de données est nécessaire. Les filtres plantés de macrophytes à écoulement vertical pour le traitement des surverses de déversoirs d'orage étant en plein essor en Europe, une collaboration des instituts de recherche des différents pays pourrait être intéressante. En particulier, la similarité des conceptions françaises et allemandes peut faciliter la comparaison. Une telle coopération permettrait d'intégrer des conditions climatiques et des natures de rejets urbains de temps de pluie variables, et ainsi de mieux adapter les prédictions des modèles aux conditions locales. Dans cette perspective, la modélisation couplée des réseaux unitaires et des filtres plantés de macrophytes s'avère particulièrement intéressante. Le modèle KOSMO (résultant du modèle RSF_DiSc) intègre déjà cette dimension. Un autre projet mené par l'INSA de Lyon en collaboration avec IRSTEA est également en cours (projet SEGTEUP).

Bibliographie

- BERTRAND-KRAJEWSKI J.-L. (2006). Partie 7 : Les polluants des rejets urbains de temps de pluie: natures, concentrations, flux, solides en suspension et répartition temporelle durant les événements pluvieux. Cours d'hydrologie Urbaine, 2007,53p.
- BERTAND-KRAJEWSKI J.-L.,CHEBBO G., SAGET A (1998). Distribution of pollutant mass versus volume in stormwater discharges and the first flush phenomenon (1998), Volume 32/8, p2341-2356
- CHELIN M. (2011).Systèmes Extensifs de Gestion et de Traitement des Eaux Urbaines de Temps de Pluie. Etude du comportement hydraulique des pilotes expérimentaux du site de Craponne en phase de mise en route. Stage réalisé dans le cadre de la formation « Génie de l'Environnement ». Lieu de soutenance : Agrocampus Ouest, 2011, 71p.
- CHOCAT B., CATHELAIN M., MARES A., MOUCHEL J.M (1993). La pollution due aux rejets urbains de temps de pluie : impact sur les milieux récepteurs. Exposé introductif. « LA pluie, source de vie, choc de pollution ». 146^e session du comité technique de la S.H.F. Paris, France, 17-18 ars 1993. Houille Blanche, 1/2, p97-105
- DITTMER U., MEYER D., LANGERGRABER G. (2005). Simulation of a Subsurface Vertical Flow Constructed Wetland for CSO Treatment. Water Science and Technology, Volume 51/9, 2005, p225-232
- DITTMER U. (2006). Prozesse des Rückhaltes und Umsatz von Kohlenstoff-und Stickstoffverbindungen in Retentionsbodenfiltern zur Mischwasserbehandlung. Thèse d'exercice de Génie Civil. Lieu de soutenance: Université de Kaiserslautern, 2006,193p.
- ENGEES, ANJOU RECHERCHE, FNDAE (2006). Guide technique sur le fonctionnement des déversoirs d'orage. 194p.
- EPA (U.S. ENVIRONMENTAL PROTECTION AGENCY) (1999). Manual : Constructed Wetland Treatment of Municipal Wastewaters, U.S. Environmental Agency, 166 p. [en ligne] <http://water.epa.gov/type/wetlands/restore/cwetlands.cfm>
- GILLOT R., CHOUBERT J.-M. (2010). Biodegradable organic matter in domestic wastewaters-Comparison of selected fractionation techniques. Water Science and Technology, Volume 62/3, 2010, p630-639
- GIRALDI D., DE MICHIELI VITTURI M.,IANELLI R. (2010), FITOVERT: A dynamic numerical model of subsurface vertical flow constructed wetlands. Environmental Modeling and Software, Volume 25/5, 2010, p633-640
- GROMAIRE-MERTZ M.-C (1998). La pollution des eaux pluviales urbaines en réseau d'assainissement unitaire. Caractéristiques et Origines. Thèse d'exercice de Sciences et Techniques de l'Environnement. Lieu de soutenance : Ecole nationale des Ponts et Chaussées, 1998,550p.
- HENRICHS M., LAGERGRABER G., UHL M. (2007). Modelling of organic matter degradation in constructed wetlands for treatment of combined sewer overflow. Science of The Total Environment, Volume 380/1-3, 2007, p196-206
- KADLEC R.H., WALLACE S.D. (2009). Treatments wetlands: Second Edition. New York : Taylor et Francis Group, 2009.1016p. ISBN: 978-1-56670-526-4
- KUMAR J.L.G.,ZHAO Y.Q.(2011). A review on numerous modeling approaches for effective, economical and ecological treatment. Journal of Environment Management, Volume 92/3, 2011, p400-406
- LANGERGRABER G. (2007). Simulation of the treatment performance of outdoor subsurface flow constructed wetlands in temperate climates. Sciences of The Total Environment, Volume 380/1-3,p210-219
- LANGERGRABER G., GIRALDI D., MENA J.,MEYER D., PENA M., TOSCANO A., BROVELLI A.,KORKUSUZ. E.A. (2009). Recent developments modelling of surbsurface flow constructed wetlands. Science of The Total Environment, Volume 407 (2009), p3931-3943
- MEYER D., DITTMER D., SCHMITT T.G. (2008). Modelling CWs for CSO treatment-reasonable balancing between detailed and practicable handling.11^e conférence internationale sur les systèmes de zones humides pour le contrôle de la pollutionde l'eau, Indore, Inde, p851-857

- MOLLE P., KOUYI G.L., TOUSSAINT J.-Y., TROESCH S., ESSER D., VAREILLES S., GUILLERMARD S. (2010). Traitement des eaux urbaines de temps de pluie par filtres plantés de roseaux à écoulement vertical : approche globale du projet de recherche Segteup. Conférence internationale NOVATECH 2010, Lyon, France
- PARENT-ROUAULT C. , BOISSON J.-C. (2007). Impact des rejets urbains de temps de pluie (RUTP) sur les milieux aquatiques : Etat des connaissances. Revue des sciences de l'eau, Volume 20/2, p229-239
- ROUSSEAU D.P.L., VANROLLEGHEM P.A., DE PAUW N. (2004). Model-based design of horizontal subsurface flow constructed treatment wetlands : a review. Water Research, Volume 38/6, 2004, p1484-1493
- SCHMIITT T.G., WELKER A., DITTMER D., WOZNIAK R., MEYER D. (2006). Untersuchungen zur Optimierung von Planung und Betrieb von Retentionsbodenfiltern. Schlussbericht. Projet réalisé en économie hydraulique des agglomérations. Lieu de réalisation : Kaiserslautern, 2006, 111p.
- UHL M., DITTMER U. (2005). Constructed wetlands for CSO treatment: an overview of practice and research in Germany. Water Science and Technology, Volume 51/9, p23-30
- UHL M., SCHMITT T.G., HENRICH M., MAUS C., MEYER D., PERREFORT T., WELKER A., WOZNIAK R. (2008). Erstellung eines Eignungsnachweis für Filtersubstrate für Retentionsbodenfilter. Projet réalisé en Génie Civil. Lieux de coordination: Münster, Kaiserslautern, 2007, 435p.
- Verdura, le portail du développement durable [en ligne]. Lieu d'édition : Versailles, Verdura, 2012, consulté le 13 mai 2012, www.verdura.fr
- VYMAZAL J. (2007). Removal of nutrients in various types of constructed wetlands. Science of the Total Environment, Volume 380/1-3, 2007, p48-85
- WONG T.H.F., FLETCHER T.D., DUNCAN H.P., JENKINS G.A. (2006). Modelling urban stormwater treatment- A unified approach. Ecological Engineering, Volume 27/1 (2006), p58-70
- WOZNIAK R. (2008). Ermittlung von Belastungsgrenzen an Bodensubstraten zur weitergehenden Mischwasserbehandlung in Retentionsbodenfiltern. Thèse d'exercice de Génie Civil. Lieu de soutenance: Kaiserslautern, 2008, 202p.
- WOZNIAK R., DITTMER U. WELKER A. (2007). Interaction of concentration and retention of pollutants in vertical flow constructed wetlands for CSO treatment. Water Science and Technology, Volume 56/3, 2007, p31-38

	Département : Spécialisation : Génie de l'Environnement Option : Sols, Eaux, Hydrosystèmes Enseignant responsable : Zahra THOMAS	Cadre réservé au Centre de ressources documentaires
	Auteur(s) : Marie CHELIN Nb pages : 48 ; Annexes : 0 Année de soutenance : 2012	
Titre : Modélisation simplifiée des processus de dégradation des pollutions majeurs des surverses de déversoirs d'orage par les filtres plantés de macrophytes à écoulement vertical		
Résumé : <p>Les filtres plantés de macrophytes à écoulement vertical constituent des systèmes adaptés pour limiter les impacts des surverses de déversoirs d'orage sur l'environnement. Dans la perspective de proposer des règles de dimensionnement, le modèle RSF_DiSc décrit le comportement et l'élimination de l'ammonium et de la DCO par des équations simples. Lors de cette étude, la validité de ce modèle a été testée sur 199 échantillons moyens et 55 suivis temporels de colonnes expérimentales. Deux types de sables et quatre vitesses d'infiltration ont été utilisés. L'influent a été obtenu de façon artificielle par dilution d'une eau résiduaire urbaine et addition de molécules synthétiques. Les facteurs d'influence des performances épuratoires du filtre ont été mis en évidence par des régressions logistiques et des analyses de covariance. Ces modèles ont été ajustés puis évalués à l'aide de matrices de confusions et du coefficient de Nash. Trois facteurs influencent particulièrement l'élimination de l'ammonium : le type de sable, la vitesse d'infiltration et la charge polluante appliquée. Les facteurs influençant de manière significative la charge en nitrates dans l'effluent sont le type de sable, la charge en ammonium de la précédente alimentation, la durée de la période de temps sec précédent l'alimentation et la charge en ammonium de l'alimentation suivie. Cette dernière influence suggère la présence d'une nitrification pendant l'alimentation. Les facteurs influençant l'élimination de la DCO dissoute n'ont pas pu être analysés statistiquement. Cependant, il semble que des vitesses d'infiltration trop élevées ne permettent pas d'obtenir un temps de séjour suffisant pour activer la biomasse responsable de sa dégradation. L'utilisation de statistiques de régression s'est révélée pertinente pour mettre en évidence les facteurs d'influence sur les performances des colonnes expérimentales. Cependant, les relations identifiées ne s'appliquent qu'à l'échantillon étudié et nécessitent une validation sur des données collectées sur site à taille réelle. Dans les prochaines études, l'état de saturation hydraulique devra également être pris en compte.</p>		
Abstract : <p>Vertical flow constructed wetlands has been constructed as a useful system for CSO treatment. In order to propose design rules, the model RSF_Sim describes the ammonium and COD removal with simple equations. The validity of the model has been investigated on experimental columns. The database was composed by 199 mean samples and 55 times series, which was collected on two different sands and four different infiltration rates. The CSO have been obtained by mixing diluted wastewater and synthetic molecules. Logistic regression and covariance analysis allowed identifying the factors influencing the performance of the columns. The obtained models have been adjusted and evaluated with confusion matrices and the Nash coefficient. Three factors affect mainly the ammonium removal: the type of sand, the infiltration rate and the inflow ammonium loading. The parameters influencing the outflow nitrates loading are the type of sand, the previous dry period, the adsorbed ammonium loading during the last event and the inflow ammonium loading during the current event. This last parameter suggests a nitrification during the feeding. The factors influencing the COD removal could not be determined by statistical models. However, it seems that too big infiltration rates do not allow obtaining a sufficient retention time to active the biomass involving in its removal. The using of regression models allowed identifying the factors influencing the columns performances. However, the found relations are only applicable for the investigated data. They have to be validated on full scale plants. Moreover, the hydraulic state has to be taken into account in the next studies.</p>		
Mots-clés : Combined Sewer Overflows, Vertical Flow constructed wetlands, modeling, ammonium, COD, logistic regression, covariance analysis	Diffusion : <input type="checkbox"/> Non limitée <input type="checkbox"/> Limitée (préciser au verso)	

Je soussigné Marie Chélin propriétaire des droits de reproduction du résumé du présent document, autorise toutes les sources bibliographiques à signaler et publier ce résumé.

Date : 01/10/2012 Signature :